

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA

ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE GANDIA

Licenciado en Ciencias Ambientales



UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA



ESCUELA POLITECNICA
SUPERIOR DE GANDIA

**“Dinámica vegetal de un matorral
mediterráneo tras eliminación de
competencia e introducción de especies.
Efectos a medio plazo”**

**TRABAJO FINAL DE
CARRERA**

Autora:
Montserrat Martínez Pardo

Directora:
Dra. M^a Pilar Donat Torres

GANDIA, 2012

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN GENERAL	2
1.1. LOS INCENDIOS FORESTALES Y LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN EN LOS ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS	2
1.2. MECANISMOS DE REGENERACIÓN DE LAS ESPECIES MEDITERRÁNEAS	5
1.3. RÉGIMEN DE INCENDIOS.....	9
1.4. TÉCNICAS DE GESTIÓN DEL COMBUSTIBLE.....	10
2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	13
3. MATERIAL Y MÉTODOS	16
3.1. ESPECIES INTRODUCIDAS	16
3.2. ÁREA DE ESTUDIO.....	16
3.3. DISEÑO EXPERIMENTAL.....	22
3.3.1. <i>Descripción de las parcelas y los tratamientos experimentales aplicados</i>	22
3.3.2. <i>Muestreo de la vegetación</i>	25
3.4. ANÁLISIS DE LOS DATOS	30
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
4.1. DIVERSIDAD: RECUBRIMIENTO VEGETAL Y RIQUEZA FLORÍSTICA	33
4.2. PRODUCCIÓN DE BIOMASA.....	44
4.3. TASA DE GERMINACIÓN DE LAS ESPECIES DE ESTUDIO	53
5. RESUMEN Y CONCLUSIONES	60
6. REFERENCIAS.....	64
7. ANEXOS	73
8. AGRADECIMIENTOS	78

FIGURAS Y TABLAS

Tabla 1. Tipos de especies vegetales según las estrategias regenerativas.	8
Figura 1. Localización de la comarca del Valle de Cofrentes-Ayora en el marco valenciano y los municipios de Ayora y Teresa de Cofrentes.	17
Figura 2. Panorámica del Valle de Cofrentes-Ayora.	18
Figura 3. Diagrama ombrotérmico de la estación meteorológica de Ayora, a 641 m de altitud. 19	
Figura 4. Fotografía del aulagar senescente donde se aprecia la acumulación de combustible muerto.	21
Tabla 2. Caracterización de las unidades experimentales de estudio.	22
Figura 5. A la izquierda: perímetro del incendio ocurrido en 1979 en rojo; a la derecha: localización de las tres unidades experimentales en el interior del perímetro e imágenes aéreas de dos parcelas experimentales –Gachas arriba y Roñoso abajo- donde se aprecian las zonas desbrozadas y las fajas.	23
Figura 6. Esquema y dimensiones de cada parcela experimental con los diferentes tratamientos aplicados en cada unidad experimental.	25
Figura 7. Realización de un transecto en una de las parcelas experimentales.	26
Figura 8. Detalle de la cuadrícula 10 x 10 m para el estudio de la riqueza de especies en diferentes tratamientos.	27
Figura 9. Detalle de una sub-parcela de 0,5 x 0,5 m sin apenas biomasa aérea generada y los restos de desbroce aplicados como mulch.	28
Figura 10. Germinación de un individuo.	29
Figura 11. Porcentaje de recubrimiento vegetal, suelo desnudo, pedregosidad y restos de desbroce y hojarasca.	33
Figura 12. Intervalos de comparación LSD del porcentaje medio de recubrimiento vegetal según el factor tratamiento.	34
Figura 13. Intervalos de comparación LSD del porcentaje medio de recubrimiento vegetal según el factor parcela.	35
Figura 14. Intervalos de comparación LSD del porcentaje medio de suelo desnudo según el factor tratamiento.	36
Figura 15. Riqueza de especies para cada uno de los tratamientos.	37
Figura 16. Intervalos de comparación LSD de la riqueza específica para cada uno de los tratamientos.	37
Figura 17. Índice de Shannon para cada uno de los tratamientos.	38
Figura 18. Porcentaje de recubrimiento por estrategias regenerativas para cada tratamiento a los 5 años después de su realización.	40
Figura 19. Intervalos de comparación LSD del porcentaje medio de recubrimiento para las especies germinadoras.	41
Figura 20. Intervalos de comparación LSD del porcentaje medio de recubrimiento para las especies rebrotadoras.	41
Figura 21. Intervalos de comparación LSD del porcentaje medio de recubrimiento para las especies rebrotadoras facultativas.	42
Tabla 3. Recubrimiento específico (%) de las especies mayoritarias para los distintos tratamientos a los 5 años después de su realización.	43
Figura 22. Distribución de la biomasa de las tres especies de estudio a los 5 años tras la aplicación de tratamientos de reducción de combustible (desbroce y fajas) y la aplicación de una capa de mulch.	45
Figura 23. Gráfico de interacción para <i>Cistus albidus</i>	46
Figura 24. Intervalos de comparación LSD de la especie <i>Cistus albidus</i> según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.	46
Figura 25. Gráfico de interacción para <i>Rosmarinus officinalis</i>	47
Figura 26. Intervalos de comparación LSD de la especie <i>Rosmarinus officinalis</i> según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.	48
Figura 27. Gráfico de interacción para <i>Ulex parviflorus</i>	48

Figura 28. Intervalos de comparación LSD de la especie <i>Ulex parviflorus</i> según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.....	49
Figura 29. Distribución de la biomasa por grupos de vegetación a los 5 años tras la aplicación de tratamientos de reducción de combustible (desbroce y fajas) y la aplicación de una capa de mulch.	50
Figura 30. Gráfico de interacción de herbáceas.	51
Figura 31. Gráfico de interacción de leñosas.....	51
Figura 32. Intervalos de comparación LSD del grupo de herbáceas según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.....	52
Figura 33. Intervalos de comparación LSD del grupo de leñosas según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.	53
Figura 34. Densidad media de germinación (ind/m ²) para las tres especies germinadoras de estudio en las parcelas de muestreo a los 5 años de realizar los tratamientos de reducción de combustible (desbroce y fajas) y tras la aplicación o no de una capa de mulch.	54
Figura 35. Gráfico de interacción para <i>Cistus albidus</i>	55
Figura 36. Intervalos de comparación LSD de la especie <i>Cistus albidus</i> según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.....	55
Figura 37. Gráfico de interacción para <i>Rosmarinus officinalis</i>	56
Figura 38. Intervalos de comparación LSD de la especie <i>Rosmarinus officinalis</i> según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.....	57
Figura 39. Gráfico de interacción para <i>Ulex parviflorus</i>	58
Figura 40. Intervalos de comparación LSD de la especie <i>Ulex parviflorus</i> según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.....	58

INTRODUCCIÓN GENERAL

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. LOS INCENDIOS FORESTALES Y LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN EN LOS ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS

En el área mediterránea, los incendios forestales constituyen actualmente uno de los principales problemas socioecológicos y son la causa más importante de degradación y pérdida de muchas zonas de esta región (Pla y Rodà, 1999; Vélez, 2000; Ojeda, 2001; Pla, 2002), además de provocar la pérdida de vidas humanas, animales y bienes materiales (Lloret, 2004). Pese a ello, el fuego no debe ser considerado como un suceso exógeno y catastrófico (Naveh, 1975; Habrouk, 2001; Pausas y Vallejo, 2008) que afecta gravemente a los sistemas naturales sino como un agente selectivo y regulador (Delitti *et al.*, 2005) en la estructura, composición y dinámica de los ecosistemas mediterráneos (Terradas, 1996; Caturla *et al.*, 2000; Habrouk, 2001; Moreno *et al.*, 2004; Capitano y Carcaillet, 2008; Guarch, 2008).

Desde el punto de vista ecológico, los incendios representan una perturbación o disturbio (Lloret, 2004; Vilà, 2007; Saura, 2008); es decir, una acción ejercida sobre el ecosistema que determina su simplificación estructural y funcional (Sabaté y Gracia, 1996; Terradas, 1996; Habrouk, 2001). Uno de sus efectos más evidentes es la destrucción total o parcial de la vegetación (Casanovas y Vilà, 1999) y consecuentemente la liberación de recursos (Abad *et al.*, 1997), así como también la apertura de espacios que pueden ser ocupados por plantas previamente establecidas o por unas nuevas (Sabaté *et al.*, 1990; Lloret y Vilà, 1997; Lloret, 2004).

Numerosos estudios llevados a cabo para analizar el comportamiento de los ecosistemas mediterráneos después del fuego han demostrado la elevada resiliencia de la vegetación (Keeley, 1986; Papió, 1994; Baeza, 2004; Buhk *et al.*, 2006; Pausas y Lloret, 2007; López *et al.*,

2009), definida como la capacidad de recuperación más o menos rápida de su estado original tras una perturbación (Moreno y Oechel, 1992; Lloret, 2004). Esta regeneración post-incendio de las comunidades vegetales mediterráneas ha sido descrita como un proceso de *autosucesión* (introducido inicialmente por Hanes en 1971 para el *chaparral* americano), en el sentido que no se produce la sustitución de unas especies por otras sino que las especies preexistentes se restablecen inmediatamente después del fuego (Papió, 1988; Trabaud, 1998). Esto significa que la composición específica y la estructura de la comunidad vegetal resultante tras el incendio se asemejan a la existente antes de la perturbación (Hanes, 1971; Keeley, 1986; Habrouk, 2001; Baeza, 2004; Lloret, 2004; Moreno *et al.*, 2004; Vilà, 2007), pese a que puede haber cambios en la abundancia relativa de los individuos (Zedler *et al.*, 1983). El mecanismo biológico que explica este fenómeno es precisamente la capacidad de las especies de rebrotar o germinar después del fuego (Naveh, 1975; Sabaté *et al.*, 1990; Habrouk, 2001; Lloret, 2004; Pausas y Lloret, 2007).

Esta idea de que las especies mediterráneas se recuperan rápidamente después del fuego ha sido considerada por muchos autores como una adaptación a la presencia recurrente de este tipo de perturbaciones en estas regiones desde hace tiempo (Naveh, 1975; Trabaud, 1998; Pausas y Vallejo, 1999; Habrouk, 2001). En muchos casos, su incidencia ha contribuido al desarrollo de ecosistemas que dependen de su aparición periódica o "*fire dependent systems*", como son la sabana africana, el *fynbos* sudafricano, el *kwongan* australiano (Ojeda, 2001) o el *chaparral* californiano (Keeley, 1986).

Al principio el fuego era un elemento natural que se manifestaba más o menos regularmente por rayos (p.e. durante las tormentas secas de verano); sin embargo, la irrupción del hombre contribuyó a alterar el régimen natural del fuego (Trabaud, 1998). En la Cuenca Mediterránea, el hombre empezó a utilizar el fuego con múltiples propósitos, tales como obtener tierras para la agricultura, mejorar los pastos para el ganado, facilitar la

captura de la caza e, incluso, para la guerra. Esta humanización del fuego, sobre todo a partir del Neolítico (Riba y Terradas, 1987; Papió, 1994; Pausas y Vallejo, 1999; Pausas, 2004), ha conformado el actual mosaico de formaciones vegetales con elevada heterogeneidad espacial (Baeza *et al.*, 2007) que caracteriza al paisaje mediterráneo (Naveh, 1975; Baeza, 2004). Sin embargo, todo parece indicar que en las últimas décadas se ha producido un cambio sustancial en la incidencia de los incendios en los países del Mediterráneo, con un espectacular incremento en la frecuencia e intensidad de estos episodios (Terradas, 1996; Pausas, 2004). La gran transformación de la sociedad a lo largo del siglo XX, que ha llevado al despoblamiento de las zonas rurales, ha provocado el abandono progresivo de grandes superficies de cultivo y la disminución en la intensidad de explotaciones forestales. El abandono de las actividades agrarias tradicionales ha supuesto la desaparición de un paisaje en mosaico (bosques, cultivos, improductivos, etc.), al formar amplias extensiones de gran continuidad en las que se va acumulando vegetación arbustiva dominada por especies germinadoras obligadas como por ejemplo *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis*, *Cistus albidus* y la herbácea *Brachypodium retusum* que, al acumular en su estructura una cantidad variable de biomasa muerta favorece aún más la propagación del fuego en el monte (Gordi *et al.*, 1996; Baeza, 2004; Lloret, 2004; Pausas, 2004; De Luís *et al.*, 2005; Baeza *et al.*, 2006; Baeza y Vallejo, 2008). Por otro lado, el aumento del uso recreativo y urbano de los espacios forestales hace incrementar la probabilidad de ignición y el número de incendios (Pausas y Vallejo, 1999; Vélez, 2000; Baeza, 2004; Pausas, 2004).

Así, aunque la vegetación mediterránea ha sido considerada con frecuencia como altamente resistente a la aparición de perturbaciones, en la actualidad, la capacidad regenerativa de la vegetación empieza a agotarse a causa de una mayor recurrencia de incendios (Gordi *et al.*, 1996, Lloret, 2004). Se produce, en consecuencia, un retroceso de la vegetación hacia estados menos maduros, los cuales presentan una vulnerabilidad más alta frente a los incendios ya que se produce una disminución de la complejidad

estructural (Terradas, 1987; Baeza, 2004) que, de nuevo, puede incidir sobre el propio régimen de incendios encontrándose así en un círculo vicioso que aumenta la degradación del medio.

Actualmente, conocer la dinámica de la vegetación permite prever, en cada caso, cuál es la evolución previsible de la vegetación después de una perturbación y, por tanto, decidir las actuaciones que supongan una ayuda efectiva en la rápida regeneración de la masa vegetal. En este contexto, es importante estudiar diferentes alternativas de gestión que permitan reducir el riesgo de nuevos incendios a que estos ecosistemas se ven sometidos y mejorar la dinámica y estructura del matorral, con el fin de que pueda proporcionar al suelo una buena cobertura y se facilite el establecimiento de comunidades y estructuras más estables con el medio.

1.2. MECANISMOS DE REGENERACIÓN DE LAS ESPECIES MEDITERRÁNEAS

Uno de los atributos más evidentes de los ecosistemas mediterráneos, aunque no exclusivo, es la capacidad de regeneración después de una perturbación (Cucó, 1987; Broncano, 1999). Este potencial regenerativo depende de las características individuales de las diferentes especies que componen la comunidad vegetal y, concretamente, de los mecanismos de permanencia que estas especies poseen en respuesta a la perturbación (Cucó, 1987; Lloret, 2004; Pausas y Lloret, 2007; Vilà, 2007).

Básicamente, la vegetación mediterránea ha adoptado dos mecanismos adaptativos que les permite sobrevivir a fuegos periódicos (Naveh, 1975; Pausas *et al.*, 1999; Konstantinidis *et al.*, 2005): el rebrote de individuos quemados (persistencia del individuo) y la germinación de semillas (persistencia de la población) (Guarch, 2008).

La primera estrategia corresponde a aquellas especies incapaces de rebrotar y que son eliminadas completamente después del fuego. Las especies que poseen esta estrategia han recibido el nombre de “especies

germinadoras obligadas". La persistencia local de las poblaciones depende de la existencia de un *banco de semillas* (conjunto de semillas viables) (Ojeda, 2001) almacenado en el suelo, en estructuras lignificadas de las propias plantas (es el caso de las piñas; banco de semillas en la copa) o semillas procedentes de las zonas vecinas no quemadas (Pausas, 2004). Como ejemplos de especies arbustivas y arbóreas presentes en la cuenca mediterránea que, después del fuego, sólo se establecen por germinación, destacan la jara (*Cistus spp.*), el romero (*Rosmarinus officinalis*), la aulaga (*Ulex parviflorus*) y el pino carrasco (*Pinus halepensis*), entre otras.

Son especies que producen una gran cantidad de semillas pequeñas con cubierta dura, cosa característica de las especies colonizadoras o pioneras pertenecientes a los primeros estadios de la sucesión (Cucó, 1987), que quedan enterradas en el suelo permitiéndoles resistir las altas temperaturas y germinar vigorosamente después de un incendio al romperse su letargo, (es el caso de muchas Cistáceas y Leguminosas) (Papió, 1994; Pausas y Vallejo, 1999; Ojeda, 2001; Moreno *et al.*, 2004; Pausas, 2004; Luna *et al.*, 2007; Guarch, 2008) o protegidas en piñas serótinas; es decir, en piñas que se mantienen cerradas durante años hasta que el calor del incendio las abre, liberando sus semillas aun con capacidad para germinar (Lloret, 2004; Pausas, 2004; Guarch, 2008). Este tipo de frutos es frecuente en *Pinus banksiana* y *P. contorta* de América del Norte pero en la cuenca Mediterránea, pese a que *Pinus halepensis*, *P. pinaster* (Lloret, 2004), *P. brutia* (Pausas, 1999; Pausas y Vallejo, 1999) y *P. pinea* (Sabaté y Gracia, 1996) presentan algunos frutos seróticos, pueden germinar incluso en ausencia del fuego (Pausas y Vallejo, 1999).

Lógicamente, en el éxito de las especies germinadoras juega un papel importante la dinámica del banco de semillas. El restablecimiento de nuevas poblaciones puede verse comprometido por el llamado *inmature risk*, es decir, la imposibilidad de recuperar el banco de semillas entre fuegos si el intervalo entre perturbaciones es inferior al tiempo necesario para que la masa alcance la madurez reproductiva (Lloret, 2004).

El otro mecanismo de respuesta al fuego es el rebrote de los individuos quemados. Las “especies rebrotadoras obligadas” no producen plántulas después del incendio o cualquier otra perturbación que suponga la eliminación total o parcial de la biomasa aérea (roza, herbivoría) sino que regeneran sus partes aéreas gracias a la existencia de yemas latentes o durmientes (“banco de yemas”) (Ojeda, 2001) a partir de las cuales se desarrollan nuevos tallos y hojas, que se llaman *rebrotos*. Así, aunque el follaje del individuo quede totalmente destruido, si las yemas sobreviven al fuego, se puede garantizar la viabilidad del individuo (Guarch, 2008). Las yemas pueden quedar protegidas por el mismo suelo, a partir de órganos subterráneos como los rizomas, bulbos, raíces y cepas, o por tejidos de la propia planta, como la corteza y las bases foliares (Pascual, 2002; Lloret, 2004; Moreno *et al.*, 2004; Pausas, 2004; Guarch, 2008). En el primer caso, podemos encontrar numerosas herbáceas como el lastón (*Brachypodium retusum*), arbustivas como la coscoja (*Quercus coccifera*), el torvisco (*Daphne gnidium*) y el enebro (*Juniperus oxycedrus*) o árboles como la encina (*Quercus ilex*) (Sabaté y Gracia, 1996). En el segundo caso, el alcornoque (*Quercus suber*) es el ejemplo más patente en la cuenca mediterránea. Esta característica también se presenta en numerosas especies de Australia, como el *Eucalyptus*, o en especies de pinos americanos como *Pinus palustris*, *Pinus ponderosa* y *Pinus eliotti*. Y finalmente, la protección mediante la base foliar la presentan el palmito (*Chamaerops humilis*) y algunas gramíneas (Sabaté y Gracia, 1996; Lloret, 2004).

No obstante, el éxito del rebrote no sólo depende del potencial meristemático de la planta sino también de la cantidad de sustancias de reserva (carbohidratos) almacenadas en las estructuras subterráneas en el momento del incendio (Pausas y Vallejo, 1999; Ojeda, 2001; Pascual, 2002; Moreno *et al.*, 2004) y/o de la disponibilidad de agua y de nutrientes en el suelo procedentes de la vegetación quemada (Cucó, 1987).

Hay algunas especies que tienen tanto la capacidad de rebrotar como la de germinar después del fuego (“especies rebrotadoras facultativas”). Hay pocas especies que formen parte de este grupo: *Anthyllis cytisoides*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Thymus vulgaris* (Papió, 1994; Pausas y Vallejo, 1999) y *Arbutus unedo* (Naveh, 1975) en la Cuenca Mediterránea y *Adenostoma fasciculatum* en el chaparral californiano (Keeley, 1987; Vilà, 2007).

Finalmente, existe un último grupo de especies que no se regeneran tras un incendio (porque no tienen capacidad de rebrotar, ni banco de semillas permanentes protegido, ni elevada capacidad de colonización) y, por tanto, pueden acabar desapareciendo definitivamente de la comunidad (Lloret, 2004; Pausas, 2004). La presencia de estas especies, de colonización lenta, depende exclusivamente de la eficiencia dispersora de sus semillas procedentes de zonas no quemadas (Pausas, 2004; Guarch, 2008).

Por lo tanto, es posible establecer una clasificación de 4 grupos funcionales de respuesta al fuego (Pausas y Vallejo, 1999; Pausas, 2004) según su capacidad de rebrotar y la resistencia de sus propágulos (Tabla 1), y estas cuatro estrategias presentan diferente dinámica poblacional (Pausas, 2004).

Tabla 1. Tipos de especies vegetales según las estrategias regenerativas.

		GERMINACIÓN (a partir de semillas)	
		SI	NO
REBROTE (a partir de yemas adventicias)	SI	<i>Rebrotadoras facultativas</i>	<i>Rebrotadoras obligadas</i>
	NO	<i>Germinadoras obligadas</i>	<i>Germinadoras colonizadoras</i>

Fuente: Adaptación propia del original de Pausas (2004).

1.3. RÉGIMEN DE INCENDIOS

El término régimen de incendios hace referencia a la caracterización de los fuegos que afectan a un espacio determinado a lo largo del tiempo y viene determinado por diferentes parámetros que hace falta definir para evitar confusiones conceptuales. La *intensidad* mide la magnitud física de la perturbación (la energía liberada por el fuego); la *severidad*, se refiere al grado de afectación de la perturbación en los organismos o propiedades del sistema; la *extensión*, es el área afectada por la perturbación; la *estacionalidad*, es la época del año en que se produce la perturbación; la *frecuencia*, se define como el número de perturbaciones que se producen en un área concreta a lo largo de un periodo de tiempo determinado; y el período de *recurrencia*, es el tiempo que ha de pasar para que una perturbación se vuelva a producir en un mismo lugar (Lloret, 2004).

Evidentemente, si bien la regeneración de la vegetación está determinada en gran medida por el tipo de estrategia de las especies presentes, por las características del medio –particularmente en el periodo posterior al incendio-, y por otras perturbaciones que pudieran ocurrir posteriormente (Lloret, 2004), queda por demostrar a escala regional los factores que condicionan esta regeneración y, en particular, el efecto de los diferentes regímenes y tipos de incendios en la dinámica de la vegetación de los ecosistemas mediterráneos (Trabaud, 1994; Ojeda, 2001; Lloret *et al.*, 2003). Así pues, una alteración en la frecuencia del fuego puede promover cambios en la composición y estructura de comunidades aparentemente resistentes al fuego (Delitti *et al.*, 2005) y, por tanto, generar patrones de regeneración diferentes (Pausas, 1999).

En la Cuenca Mediterránea, el grupo de rebrotadoras tiene una ventaja competitiva sobre las germinadoras porque inicialmente los rebrotes crecen más rápido que las plántulas procedentes de semillas (Bellingham y Sparrow, 2000). Ahora bien, si las perturbaciones son muy frecuentes

(periodos inferiores a 10 años) y la intensidad muy alta la planta puede llegar a perder su capacidad para recuperar los tejidos productivos debido al agotamiento de sus órganos de almacenamiento que le permiten el rebrote (Pascual, 2002), favoreciendo así la presencia de las especies germinadoras, ya que éstas tienen tiempo de completar el ciclo reproductivo. En cambio, las especies rebrotadoras dominarán cuando el tiempo de recurrencia de incendios sea entre 10 y 100 años porque ya se habrán recuperado y tendrán suficientes sustancias de reserva para responder a nuevas perturbaciones (Sabaté y Gracia, 1996). Por lo que hace a las plantas germinadoras, éstas germinan de manera abundante después o entre incendios, y también después de otras perturbaciones que eliminan la parte aérea como el desbroce; pero después de una serie consecutiva de incendios, el banco de semillas puede disminuir debido a la imposibilidad de producir nuevas semillas viables (Lloret *et al.*, 2003). Luego, se considera que en el ámbito mediterráneo las formaciones dominadas por especies rebrotadoras son más resilientes al fuego que las dominadas por germinadoras (Duguy y Vallejo, 2008).

Estos cambios demuestran las dificultades de extrapolar el modelo clásico a todos los procesos de regeneración o sucesión después de los incendios u otras perturbaciones en ambientes mediterráneos (Lloret, 2004), a la vez que ponen de manifiesto la utilidad de analizar la resiliencia de las comunidades a partir del conocimiento de los mecanismos de regeneración de las especies que las componen con el fin de establecer adecuadas estrategias de gestión (Baeza, 2004).

1.4. TÉCNICAS DE GESTIÓN DEL COMBUSTIBLE

En ambientes mediterráneos secos es frecuente encontrar formaciones vegetales post-incendio dominadas por especies arbustivas germinadoras que presentan un elevado riesgo de incendio (p.e. *Ulex parviflorus*, *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis*), debido a que algunas de estas especies acumulan combustible muerto en sus partes aéreas

dispuesto a arder, y con escasa o nula presencia de frondosas de estrategia rebrotadora.

La aplicación de diferentes técnicas para reducir el combustible en el monte a corto plazo es efectiva para modificar favorablemente la estructura de la vegetación preexistente (en relación al riesgo de incendios), y favorecer una dinámica sucesional de la vegetación hacia formaciones forestales más maduras, con mayor diversidad de especies leñosas. Estas técnicas de control del combustible (quemadas prescritas, rozas, pastoreo, empleo de herbicidas, etc.) se basan en la eliminación de la vegetación que generalmente se considera "indeseable" (Baeza *et al.*, 2003). Estas actuaciones se fundamentan en el hecho de que la vegetación es el único factor sobre el que técnicamente se puede actuar, frente a la meteorología o el relieve, como medidas preventivas en la incidencia de los incendios forestales (Baeza, 2004).

A su vez, en la restauración de zonas mediterráneas se propone la introducción de especies autóctonas pertenecientes a estadios más avanzados, especialmente *Quercus spp.*, con el propósito de recuperar la masa forestal y la funcionalidad del ecosistema más rápidamente. El aporte de restos orgánicos en la superficie del hoyo de plantación puede mejorar las condiciones de disponibilidad hídrica y nutricional de los brotales introducidos (Baeza *et al.*, 2004).

Por este motivo, una importante cuestión en la gestión sostenible de los ecosistemas forestales mediterráneos es el conocimiento de la dinámica sucesional natural de una comunidad sometida a una perturbación. Su estudio permite prever la evolución de la vegetación e intervenir posteriormente en ella simulando procesos de sucesión natural (Baeza, 2004) con el objetivo de favorecer la recuperación o mantenimiento de estos ambientes. También llega a ser una información vital en el ámbito de la predicción del comportamiento del fuego y de su gestión preventiva (Riba y Terradas, 1987).

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Cada vez más frecuentemente los paisajes mediterráneos se ven afectados por el fuego, por acortamiento del ciclo de recurrencia y con una intensidad en crecimiento, con las consecuencias negativas para los ecosistemas que eso supone. La problemática de los incendios forestales está muy relacionada con las características de combustibilidad e inflamabilidad de cada tipo de vegetación y con la acumulación de combustible, al mismo tiempo que con las situaciones meteorológicas (Riba y Terradas, 1987).

Una amplia superficie forestal de la Comunidad Valenciana está cubierta por formaciones arbustivas que presentan una importante acumulación de material muerto (necromasa) y una elevada presencia de combustibles finos (de diámetro $<$ a 6 mm), que es la biomasa más fácilmente consumible por el fuego, lo que les hace muy susceptibles de propagar un incendio forestal. Además, el alto contenido en resinas, grasas y sustancias volátiles (aceites esenciales), la elevada relación superficie/volumen en hojas y tallos y unas estructuras muy ramificadas les hace fácilmente inflamables y combustibles a determinadas especies (Pla, 2002; Moreno *et al.*, 2004). En definitiva, la acumulación de biomasa vegetal, con una elevada cantidad de material fácilmente combustible y con una continuidad en el espacio, tanto vertical como horizontal, eleva el riesgo de incendio en este tipo de ecosistemas.

Por este motivo, la gestión de este tipo de comunidades vegetales, incluyendo la introducción de especies resilientes, se establece como una herramienta imprescindible para la prevención de incendios y la disminución del riesgo de los mismos (Baeza *et al.*, 2004). La «ordenación del combustible» (*fuel management*) consiste fundamentalmente en, empleando diferentes técnicas de manejo de la vegetación (desbroce, quemas prescritas, pastoreo y herbicidas), modificar o disminuir la cantidad de

combustible acumulado y obtener estructuras forestales menos combustibles y más resilientes frente al fuego, al crear discontinuidades o cambios en la estructura de las formaciones arbóreas y arbustivas, entre otras.

En el campo de la búsqueda aplicada serán retos prioritarios avanzar en el estudio de las consecuencias a medio y largo término sobre los ecosistemas de estas prácticas de gestión, y trabajar en la mejora de su efectividad, diseño y aplicación.

El objetivo general del estudio es el análisis, a medio plazo, de los efectos del empleo de diferentes técnicas de manejo del combustible acumulado en las formaciones forestales de la comarca de Ayora (Valencia), desde el último incendio ocurrido en 1979, realizadas por el CEAM. Más concretamente, se analizará la dinámica de la vegetación según los distintos tratamientos realizados en el matorral mediante (re)introducción de especies leñosas rebrotadoras, combinado con desbroce.

En este sentido, los objetivos específicos planteados en el estudio son:

Determinar y evaluar el cambio en el tipo de formación vegetal (modelo de combustible) que conforma cada actuación mediante el establecimiento de comunidades vegetales de alta capacidad de respuesta al fuego, con el fin de mejorar la resistencia y resiliencia (capacidad de regeneración) de formaciones altamente combustibles y reducir así, el riesgo de incendio.

Identificar la sensibilidad de especies germinadoras obligadas a los cambios asociados a la eliminación de la cobertura vegetal y la aplicación de *mulch* (acolchado).

De forma complementaria podría determinarse los posibles cambios en los modelos de combustible debidos a los tratamientos y la propuesta de modelos de gestión del monte.

MATERIAL Y MÉTODOS

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. ESPECIES INTRODUCIDAS

Las técnicas de restauración consistieron en la plantación de especies frondosas rebrotadoras, como la encina (*Quercus ilex*), el lentisco (*Pistacia lentiscus*) y el aladierno (*Rhamnus alaternus*), que forman parte de estados más maduros de la vegetación y tienen una elevada capacidad de respuesta frente al fuego (más resilientes) por sus valores medios o bajos de inflamabilidad. Las especies introducidas compiten en recursos con los arbustos germinadores presentes que tienden a acumular mucho combustible fino, de forma que se reduce la combustibilidad del monte a medio plazo (Pla, 2002).

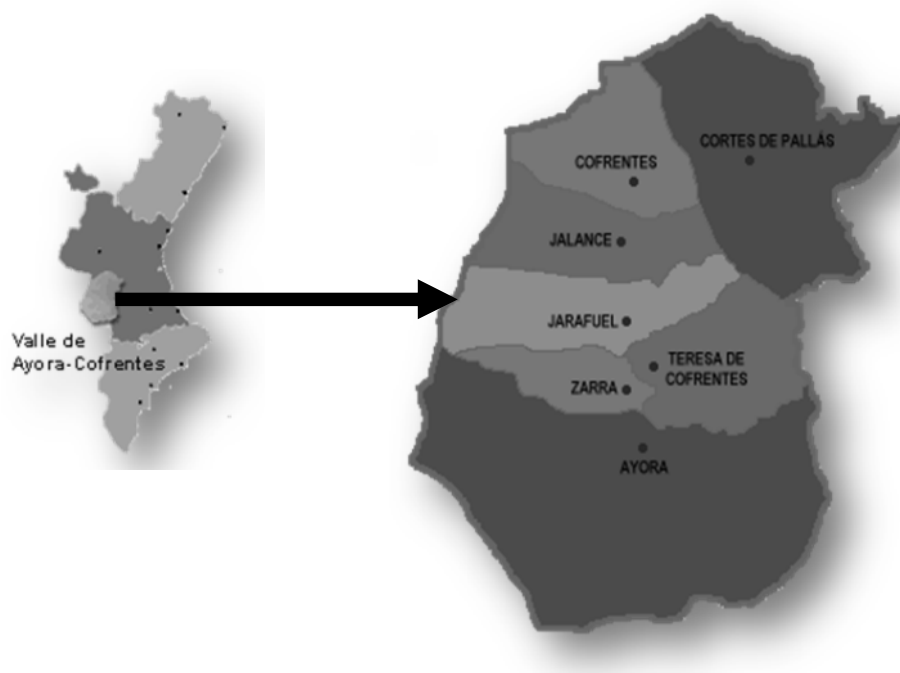
A su vez, la aplicación de restos de poda forestal o “*mulch*”, técnica ampliamente usada en los tratamientos de emergencia de especies post-incendio, puede beneficiar la germinación y crecimiento de la planta al aumentar la infiltración y el contenido de humedad en el suelo, al mismo tiempo que mejora la cubierta vegetal y el control de la erosión y degradación del suelo a corto plazo (Pla, 2002).

3.2. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se ha llevado a cabo en la comarca del Valle de Cofrentes-Ayora, concretamente, en los términos municipales de Ayora y de Teresa de Cofrentes (39° 05' – 40° 5' N, 0° 51' - 1° 59' W), tal como se observa en el mapa de localización de la figura 1. Esta comarca situada al SO de la provincia de Valencia queda delimitada, al norte, por el Plano de Utiel-Requena, al este, por las comarcas de Buñol-Chiva y el Canal de Navarrés-Enguera y, al sud-oeste, por la provincia de Albacete (términos municipales de Almansa y Alpera).

Este territorio se vio sometido en 1979 a un gran incendio forestal (originado inicialmente por un rayo) que afectó principalmente a 33.000 ha de bosques mixtos maduros de *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster* (22.796 ha de monte arbolado y 5.514 ha de matorral) de 7 términos municipales, siendo el de Ayora el más afectado, con el 35 % de la superficie total del incendio. La vegetación afectada en parte era natural y en parte de reforestación. Algunas zonas se plantaron en los años 20 y otras posteriormente, en los años 40 y siguientes (Vélez, 1983).

Figura 1. Localización de la comarca del Valle de Cofrentes-Ayora en el marco valenciano y los municipios de Ayora y Teresa de Cofrentes.



Fuente: Elaboración propia a partir de imágenes extraídas de Wikipedia y de la web de Ayora-Cofrentes ([www. valledeaioracofrentes.com](http://www.valledeaioracofrentes.com) y www.wikipedia.es).

La zona de estudio se encuentra enclavada dentro del Valle de Ayora, siendo el relieve suave en el centro del valle y muy abrupto en sus márgenes con desniveles del orden de 400 m. Al este se sitúa la gran plataforma tabular del Macizo del Caroché (con la cota más alta en 1.128 m) en la que se encajan numerosos ríos y arroyos, produciendo un espectacular

abarrancamiento. En el borde noroeste se inicia la Muela de Cortes de Pallás, con desarrollo hacia el norte, y al oeste se suceden de norte a sur una serie de montañas de considerable altura: Puntal de Meca (1.058 m), Montemayor (1.105 m) y Palomeras (1.258 m), dando una morfología típica de la zona (Figura 2).

Figura 2. Panorámica del Valle de Cofrentes-Ayora.



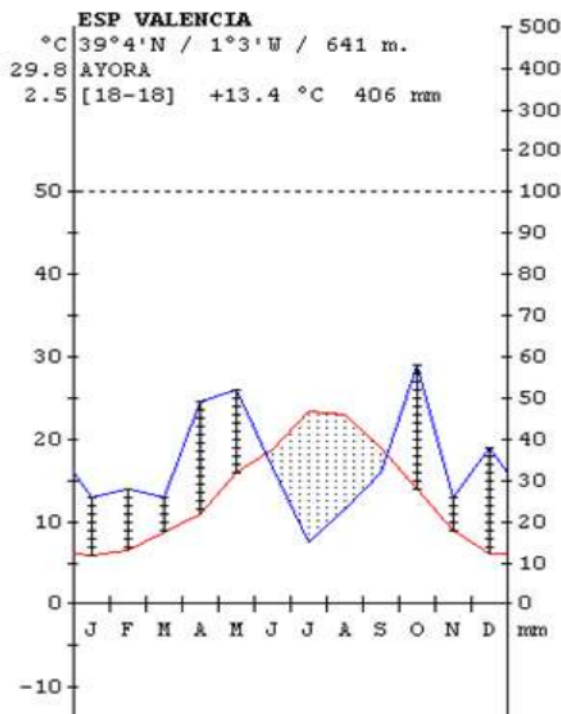
Fuente: *Elaboración propia.*

Este valle tiene como afluente del río Júcar el Reconque, que cambia este nombre por el de Cantabán después de recibir las aguas del río Zarra, cerca del municipio de Teresa de Cofrentes. Este río nace al sur de Ayora y desemboca en el embalse de Embarcaderos, después del puente de Jalance. Se nutre por la derecha de las aguas de las vertientes occidentales del Macizo del Caroché a través de numerosas ramblas, fuentes y barrancos; y por su izquierda, recibe al río Zarra, con los múltiples barrancos de la zona, las aguas de la Sierra Palomera, de la rambla de Lugar y del

Morrón de Meca, entre muchas otras. El resto de las corrientes de agua son de carácter discontinuo y a menudo aparecen secas.

El clima es de tipo mesomediterráneo seco (Baeza *et al.*, 2007), caracterizado por unos inviernos frescos y unos veranos suaves y con pocas precipitaciones. Según datos de la estación meteorológica de Ayora, situada a 641 m de altitud, la temperatura media anual de la zona es de 13,4 °C, con un mínimo de 2,5 °C en enero y un máximo de 29,8 °C en julio. La precipitación anual puede variar entre 350 y 700 mm, distribuida irregularmente en las diferentes épocas del año (principalmente en primavera y en otoño) y según un gradiente espacial oeste-este. En la figura 3 puede verse el diagrama climático de la zona de estudio. Los datos meteorológicos han sido contrastados con la estación del Paraje de la Hunde, al oeste del municipio de Ayora y a 1.196 m de altitud, dando resultados muy similares.

Figura 3. Diagrama ombrotérmico de la estación meteorológica de Ayora, a 641 m de altitud.



Fuente: "Worldwide Bioclimatic Classification System"
(www.globalbioclimatics.org).

Las parcelas seleccionadas para el diseño experimental tienen una litología dominada por margas, principalmente del Cretácico (Baeza, 2001). Se trata de suelos compactos e impermeables (Vallejo y Alloza, 1998) que agravan aún más la situación de estrés hídrico que padece la vegetación debido a su propensión al encostramiento y baja infiltrabilidad. Según la clase de suelos FAO-UNESCO (1988), los tipos de suelos presentes son del tipo Regosol, desarrollados sobre margas y arcillas terciarias, y sobre antiguos depósitos cuaternarios de pendiente variable; o bien del tipo Leptosol, desarrollados sobre calizas cretácicas. Los primeros se caracterizan fundamentalmente por ser profundos, poco pedregosos y localizarse en zonas aluviales bajas; y los segundos por ser superficiales, bastante pedregosos y localizarse en zonas altas y abruptas (Baeza *et al.*, 2007; Valdecantos *et al.*, 2008). Por todos esos condicionantes, los niveles de erosión son relevantes en algunos puntos, sobre todo en el perímetro del incendio forestal del año 1979 (100 Tn/ha/año) (Gordon, 2006), a causa de la pendiente pronunciada, la reducción de la cubierta vegetal por los incendios forestales sufridos y la escasa regeneración natural.

De acuerdo con la clasificación fitosociológica de Rivas-Martínez (1987), la vegetación potencial corresponde a la serie mesomediterránea castellano-aragonesa seca basófila de la carrasca (*Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifolia sigmetum*). El carrascal o encinar, que representa la etapa madura de la serie (clímax), en ocasiones puede albergar otros árboles (enebros, quejigos, alcornoques, etc.) y poseer un sotobosque arbustivo en general no muy denso, pero la degradación fruto de incendios sucesivos ha provocado que éste quede reducido a pequeños bosquetes en los fondos de valle.

Antes del incendio de 1979, las especies arbóreas que dominaban estas montañas eran *Pinus pinaster*, en las partes medias-altas y preferiblemente sombrías, *Pinus halepensis*, en las partes bajas y sobre cultivos abandonados o terrenos no cultivados anteriormente y, en menor extensión, *Quercus ilex* (Vélez, 2000; www.georange.org). El paisaje vegetal

actual, treinta y dos años después, se caracteriza por presentar un mosaico de formaciones arbustivas con diferentes estados de desarrollo y composición que incluye matorrales abiertos, aulagares (dominados por *Ulex parviflorus*) (Baeza *et al.*, 2007; Valdecantos *et al.*, 2008), romerales (*Rosmarinus officinalis*), coscojares (*Quercus coccifera*) y matorrales mixtos con distintas proporciones de estas tres especies acompañadas por *Brachypodium retusum* y *B. phoenicoides* en el estrato herbáceo (Figura 4). También se encuentran áreas con presencia de cubierta arbórea, principalmente de *Pinus halepensis* de regeneración o de repoblación, si bien no excede del 15 % del total de la superficie de la zona incendiada. Los principales factores que, en mayor o menor medida, condicionan las formaciones vegetales encontradas son la recurrencia de incendios, el tipo de suelo y el uso del mismo.

Figura 4. Fotografía del aulagar senescente donde se aprecia la acumulación de combustible muerto.



Fuente: *Elaboración propia.*

3.3. DISEÑO EXPERIMENTAL

3.3.1. Descripción de las parcelas y los tratamientos experimentales aplicados

Las tres unidades experimentales seleccionadas para desarrollar el estudio (Morera, Roñoso y Gachas) se localizaban en terrenos que habían sufrido un incendio forestal en verano de 1979, y en suelos desarrollados sobre margas, por ser éstos los que presentan más problemas de regeneración natural tras el fuego. Los tres bloques se encontraban a una altitud entre 900 y 1.000 msnm, no presentaban grandes pendientes y habían estado empleados antiguamente como campos de cultivo. La tabla 2 muestra las características descriptivas más relevantes de las unidades experimentales.

Tabla 2. Caracterización de las unidades experimentales de estudio.

	MORERA	ROÑOSO	GACHAS
Municipio	Teresa de Cofrentes	Teresa de Cofrentes	Ayora
Latitud (N)	39°07'17"	39°07'22"	39°01'58"
Longitud (W)	0°57'11"	0°57'56"	0°53'30"
Topografía	Medias laderas N	Medias laderas N	Áreas planas culminales
Orientación	45°NE	55°NE	-
Altitud (m.)	978	1.032	978
Pendiente (°)	12	11	-
Roca/Suelo	Margas/pardo	Margas/pardo	Margas-Caliza/pardo-rojizo
Tipo de suelo	Cambisol-Regosol	Cambisol-Regosol	Cambisol-Regosol
Usos del suelo	Cultivos	Cultivos	Cultivos

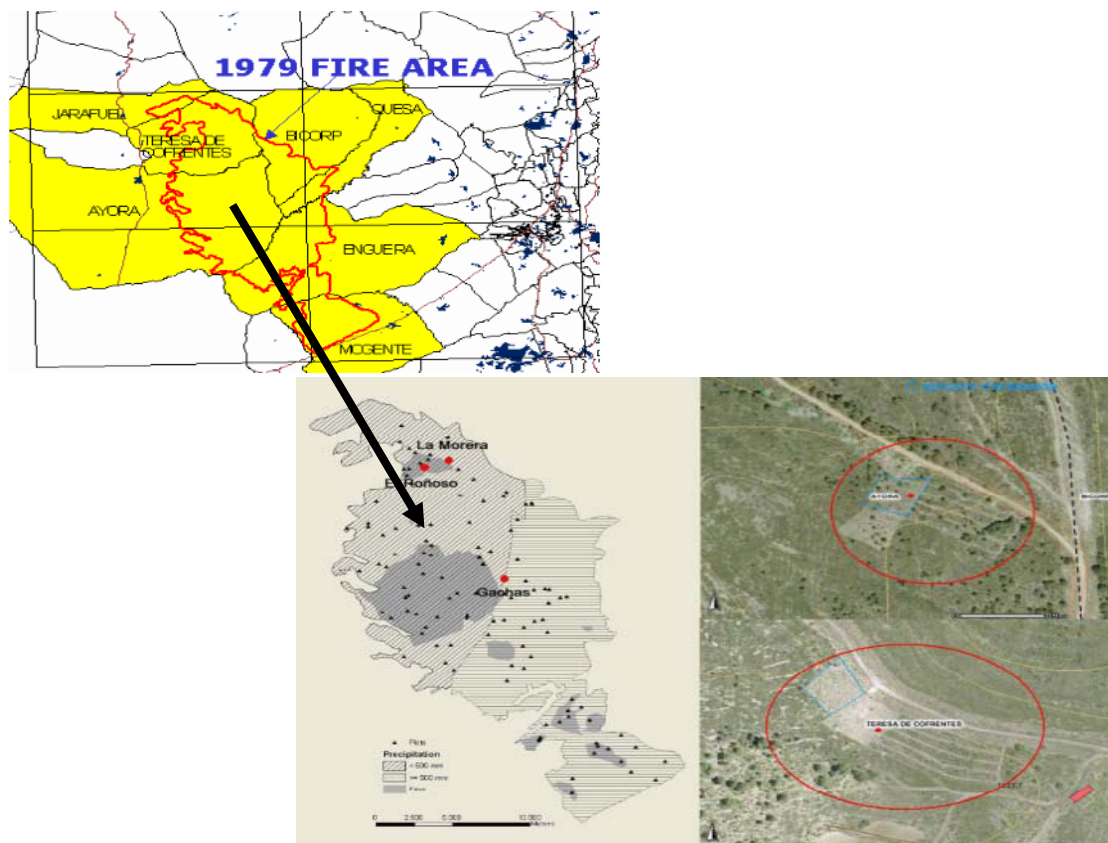
Fuente: *Elaboración propia a partir de Baeza et al., 2004 y de Valdecantos et al., 2008.*

Uno de los tratamientos de selvicultura preventiva que se llevó a cabo en dichos bloques consistía en el desbroce total de especies germinadoras obligadas, principalmente *Ulex parviflorus* que daba al conjunto del aulagar un nivel de peligrosidad elevado por su alta acumulación de combustible y baja resiliencia (Vallejo y Alloza, 1998), y la

conservación de los pies de los individuos rebrotadores (*Juniperus oxycedrus* y *Quercus ilex*) y árboles germinadores (*Pinus halepensis* y *P. pinaster*).

La aplicación de técnicas para reducir el combustible en el monte busca el objetivo de favorecer una dinámica sucesional de la vegetación hacia formaciones forestales maduras, con mayor diversidad de especies leñosas; y por tanto, más resistentes a la propagación del fuego. En la figura 5 pueden verse sus localizaciones en el perímetro del incendio ocurrido en 1979.

Figura 5. A la izquierda: perímetro del incendio ocurrido en 1979 en rojo; a la derecha: localización de las tres unidades experimentales en el interior del perímetro e imágenes aéreas de dos parcelas experimentales –Gachas arriba y Roñoso abajo- donde se aprecian las zonas desbrozadas y las fajas.

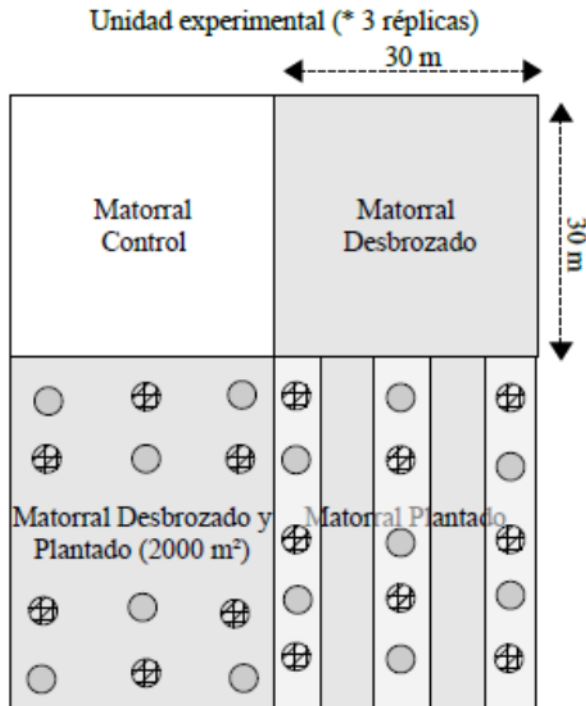


Fuente: www.georange.org

En este sentido, en febrero de 2003, se procedió a desbrozar en cada unidad experimental una parcela de 30 x 30 m con la ayuda de una desbrozadora de cadenas. Un segundo tratamiento incluyó dos técnicas diferentes de repoblación: plantación tras el desbroce selectivo (desbroce) y plantación en el interior del matorral (fajas). Las especies empleadas fueron especies rebrotadoras tales como: la encina (*Quercus ilex*), el aladierno (*Rhamnus alaternus*) y el lentisco (*Pistacia lentiscus*). Son especies propias de estados más maduros de la vegetación que dan lugar a formaciones menos combustibles que el aulagar precedente. Para esta última técnica (fajas), se desbrozaron bandas de 2 m de ancho, dejando entre ellas bandas continuas de matorral de unos 5 m y plantando dentro de las mismas las especies anteriormente citadas.

Para todos los plantones (tanto los de plantación en las zonas desbrozadas como en el interior del matorral) se empleó una retroexcavadora, que realizaba hoyos de 40 x 40 cm para plantar en cada parcela 80 brinzales de 1 savia de *Quercus ilex*, *Rhamnus alaternus* y *Pistacia lentiscus* (un total de 480 por bloque experimental). En ambos tratamientos la mitad de los hoyos de plantación fueron complementados de restos de la vegetación desbrozada (850 g de *mulch*) cubriendo todo el hoyo de plantación para mejorar la humedad del suelo (Valdecantos *et al.*, 2008). Además, a todos los brinzales introducidos (240 por parcela) se les incorporó un protector lumínico (*Protecplant*) de 10 cm de diámetro por 40 cm de altura para disminuir la radiación y evitar los efectos de la predación. Cada tipo de tratamiento tenía su correspondiente control en cada una de las parcelas. En el caso de las fajas, la parcela control consistía en una zona en la cual no se aplicó ningún tratamiento silvícola y en el caso de las desbrozadas más plantadas, consistía en la desbrozada de toda la zona (Figura 6).

Figura 6. Esquema y dimensiones de cada parcela experimental con los diferentes tratamientos aplicados en cada unidad experimental.



3.3.2. Muestreo de la vegetación

El muestreo de la vegetación se llevó a cabo durante el mes de julio y el mes de diciembre de 2008, 5 años después de la aplicación de los tratamientos. En cada parcela experimental se colocaron 5 transectos lineales (con cinta métrica) de 10 m de longitud en la dirección de máxima pendiente, para evitar la presencia de taludes, ya que la mayoría de parcelas habían sido antiguos cultivos. Las medidas de recubrimiento vegetal y de la composición específica se realizaron mediante el método de la línea interceptada propuesto por Canfield en 1941. Para ello, se anotaron todas las especies interceptadas verticalmente por una varilla de 4 mm de diámetro, en puntos espaciados cada 20 cm a lo largo del transecto (Figura 7). Se consideró contacto cualquier estructura aérea de la planta que tocara la varilla. En cada punto también se registraron los contactos de cada especie en cuatro estratos diferentes de vegetación (1: 0-25 cm, 2: 25-50

cm, 3: 50-75 y 4: >75 cm), por lo que, como las especies podían superponerse, la cobertura total de la vegetación podía ser superior al 100 %. Las especies interceptadas en el muestreo se agruparon en tres categorías según su principal mecanismo de regeneración post-incendio: germinadoras, rebrotadoras y con ambas estrategias (rebrotadoras facultativas), de modo que la riqueza de especies y el recubrimiento vegetal han podido ser estimados para varios grupos funcionales. La clasificación por estrategias reproductivas de cada especie se realizó sobre la base de observaciones de campo y se completó con bibliografía especializada (Cucó, 1987; Papió, 1994, Lloret *et al.*, 2003). En los muestreos se registró también la superficie de suelo desnudo, de piedras (incluyendo afloramientos) y, la hojarasca y los restos vegetales generados por la roza. De esta manera, había un total de 50 puntos de muestreo por transecto y 250 puntos por parcela experimental.

Figura 7. Realización de un transecto en una de las parcelas experimentales.



Fuente: Elaboración propia.

Del mismo modo, en una cuadrícula de 10 x 10 m (Figura 8), se consideró el número de especies, no con la intención de ser identificadas todas las especies de plantas presentes en el área de estudio sino, para representar satisfactoriamente el tipo de vegetación predominante según los diferentes tratamientos realizados. Este parámetro tiene una gran relevancia en lo que respecta a la resiliencia y estabilidad del ecosistema frente a futuras perturbaciones.

Figura 8. Detalle de la cuadrícula 10 x 10 m para el estudio de la riqueza de especies en diferentes tratamientos.



Fuente: Elaboración propia.

La biomasa vegetal fue determinada al azar en 40 cuadrados de 0,5 × 0,5 m entre las parcelas desbroce y fajas y 10 más en la parcela control para cada parcela experimental (20 muestras por tratamiento, 150 muestras en total) (Figura 9). Para ello, se procedió a la corta de toda la biomasa aérea de los cuadrados seleccionados, excepto las especies rebrotadoras de repoblación (*Quercus ilex* y *Rhamnus alaternus*), en los que previamente se contabilizaron todos los individuos existentes y medidas las alturas máximas y los diámetros de los tallos de las tres principales especies germinadoras de estudio (*Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis* y *Cistus albidus*). El material recolectado fue guardado por separado en bolsas de papel o de plástico, bien por un lado, los individuos de las tres especies germinadoras obligadas de estudio y, por otro, el resto de biomasa. Una vez en el laboratorio, el material recolectado fue secado en una estufa a 100° C durante 48 h para estimar su peso seco.

Figura 9. Detalle de una sub-parcela de 0,5 x 0,5 m sin apenas biomasa aérea generada y los restos de desbroce aplicados como mulch.



Fuente: *Elaboración propia.*

Finalmente, en estos mismos cuadrados, se realizó el seguimiento de la germinación de las principales especies germinadoras obligadas. Las plántulas germinadas estaban marcadas mediante anillas de diferentes colores, según la fecha de muestreo, para su posterior identificación en sucesivos estudios. En cada muestreo eran anotadas además la mortalidad de las plántulas germinadas previamente y las nuevas germinaciones, aunque estos datos no fueron utilizados para este estudio. Entre las plántulas muertas se diferenció entre aquéllas que estaban secas (no presentaban partes verdes) y las depredadas. Se consideró que una plántula estaba depredada cuando no presentaba los cotiledones y solamente mostraba el tallo seccionado debido a la decapitación de la plántula (Baeza, 2001) (Figura 10).

Figura 10. Germinación de un individuo.



Fuente: *Elaboración propia.*

3.4. ANÁLISIS DE LOS DATOS

En la caracterización de las variables analizadas para este estudio se han considerado conjuntamente las tres parcelas, al presentar características fisiográficas, litológicas y usos de suelo similares, y mostrarse representativas del ecosistema mediterráneo objeto de estudio.

Para evaluar el efecto de los tratamientos en el recubrimiento vegetal, como del suelo desnudo, y en el recubrimiento por especies se ha realizado un análisis de la varianza (ANOVA) de un factor fijo (Tratamiento) a cuatro niveles (control, desbroce, desbroce con plantación y fajas) y otro aleatorio (Parcela). La abundancia de las especies se ha calculado como el porcentaje medio del número de contactos de cada especie en cada uno de los tratamientos respecto al número total de puntos de observación. A su vez, también se ha calculado la abundancia por grupos de estrategias regenerativas post-incendio: germinadoras obligadas, rebrotadoras obligadas y rebrotadoras facultativas. Los resultados de las especies rebrotadoras plantadas se han tenido en cuenta en el análisis. Los valores de abundancia de cada grupo corresponden a la suma de las especies que lo componen.

Este mismo análisis se ha utilizado para estimar la riqueza de especies (calculada como el número de especies interceptadas en las medidas de recubrimiento) y la diversidad de especies (calculada según el índice de Shannon y a partir de los valores de recubrimiento) para cada tratamiento.

El índice de diversidad de Shannon permite relacionar la riqueza florística con el grado de organización de la vegetación:

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

donde H es la diversidad y p_i es la proporción de cobertura de cada especie (Baeza y Vallejo, 2008; Capitanio y Carcaillet, 2008).

Por otro lado, se ha utilizado el análisis de la varianza de dos factores para comparar el efecto del tratamiento y del mulch en la tasa de germinación de tres especies germinadoras (*Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*), en la cantidad de biomasa generada por dichas especies y en la cantidad de biomasa generada según tipología (herbáceas y leñosas). En este caso, se definen como factores fijos el tratamiento a tres niveles (control, desbroce y fajas) y el mulch a dos niveles (con y sin), y como factor aleatorio la parcela.

Las variables analizadas se exploraron previamente para ver si cumplían la presunción de normalidad (distribución normal) y homocedasticidad (homogeneidad de las varianzas), en su defecto, se recurrió a la prueba de Kruskal-Wallis (test no-paramétrico) para comparar las medianas en lugar de las medias. Aunque SPSS no contiene normalmente un test no-paramétrico para dos factores se ha proseguido con el análisis, comprendiendo que los resultados pueden no ser completamente exactos.

En el ANOVA de un factor, para las variables que han mostrado diferencias significativas para el factor “tratamiento”, se han hecho comparaciones *post hoc* entre los diferentes grupos utilizando el test HSD de Tukey y, en caso de no poder asumir la homogeneidad de las varianzas, se ha utilizado el test de Games-Howell. De igual manera, se ha procedido en el ANOVA de dos factores, para las variables que han mostrado diferencias significativas para los factores “tratamiento” y/o “mulch” o el factor interacción “tratamiento x mulch”, se han hecho comparaciones múltiples con el test HSD de Tukey y, en caso de no poder asumir la homogeneidad de las varianzas, se ha utilizado el test de Games-Howell.

Para realizar estos análisis se han utilizado los paquetes estadísticos de los programas SPSS 15.0 para Windows y Statgraphics Plus 4.1. (El nivel de significación utilizado en todos los análisis ha sido de 0,05).

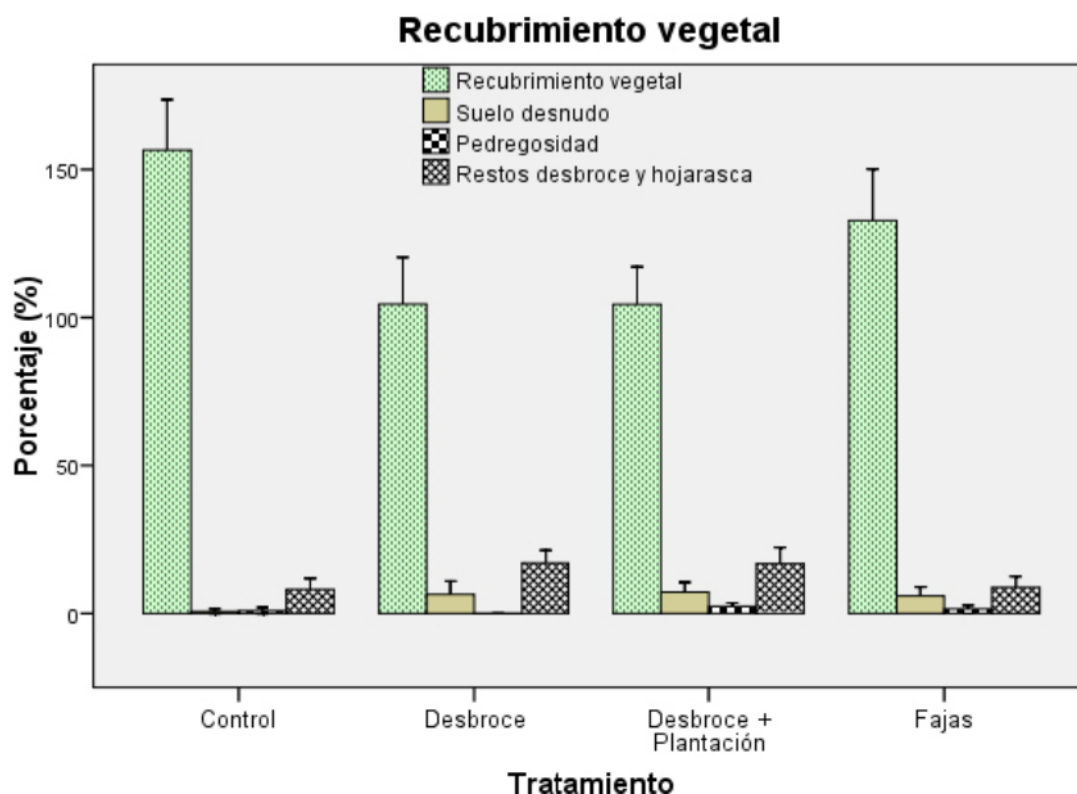
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DIVERSIDAD: RECUBRIMIENTO VEGETAL Y RIQUEZA FLORÍSTICA

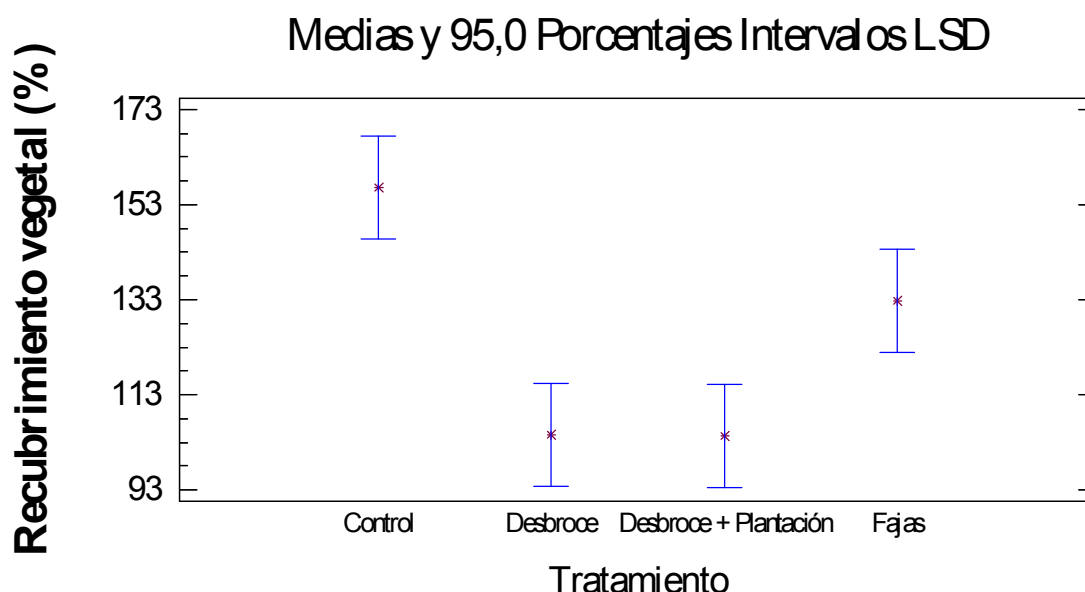
Después de cinco años desde la aplicación de los diferentes tratamientos, los porcentajes de recubrimiento vegetal han sido superiores al 100 % para todos ellos. Tal y como se puede observar en la figura siguiente, las parcelas en las que no se ha aplicado tratamiento alguno (control) han mostrado la mayor cobertura de la vegetación ($156,53 \pm 8,54$ %) frente a las parcelas desbrozadas ($104,53 \pm 7,90$ %) y desbrozadas con plantación ($104,40 \pm 6,39$ %) en las que se han obtenido los valores de cobertura más bajos.

Figura 11. Porcentaje de recubrimiento vegetal, suelo desnudo, pedregosidad y restos de desbroce y hojarasca.



El análisis estadístico ha dado como resultado, que el factor tratamiento tiene un claro efecto significativo en la cobertura de la vegetación ($F= 17,411$; $p= 0,002$), concretamente los tratamientos desbroce y desbroce con plantación frente a las parcelas control. Sin embargo, el test *a posteriori* no ha detectado diferencias significativas especialmente entre los tratamientos desbroce y desbroce con plantación, pues ambos presentan valores muy similares (Figura 12).

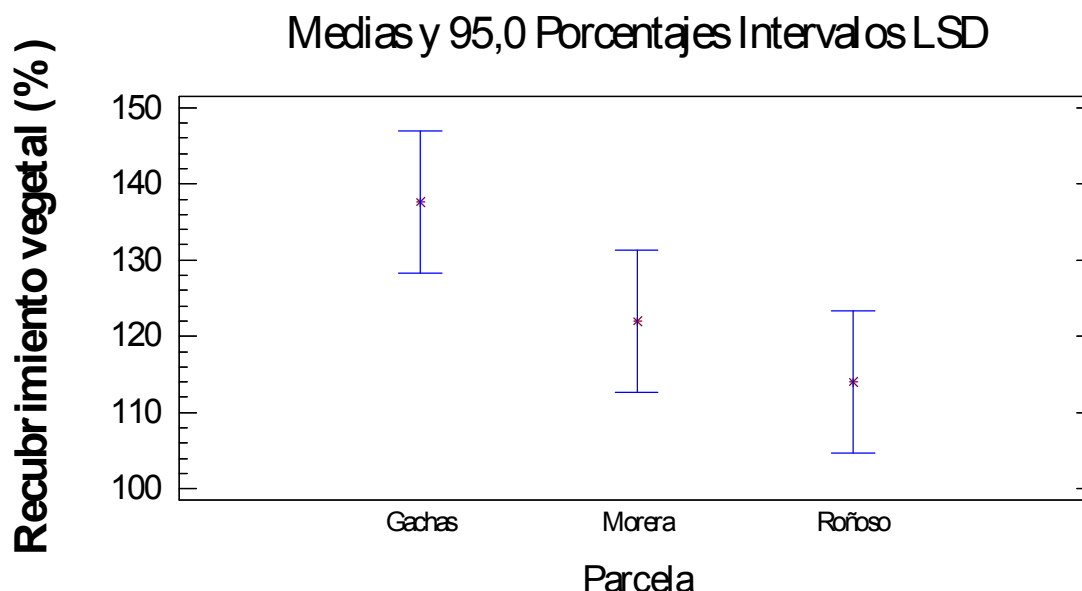
Figura 12. Intervalos de comparación LSD¹ del porcentaje medio de recubrimiento vegetal según el factor tratamiento.



El factor parcela también se ha revelado como significativo ($F= 5,335$; $p= 0,047$), ofreciendo los porcentajes de recubrimiento vegetal más altos la parcela Gachas y los más bajos la parcela Roñoso (Figura 13). Esto puede ser debido a que la parcela Gachas presenta unas condiciones microclimáticas muy particulares que la diferencian de las otras dos. Su situación, más orientada al mar provoca la presencia de reiteradas nubes y, consecuentemente, el fenómeno de la cripto-precipitación.

¹ LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

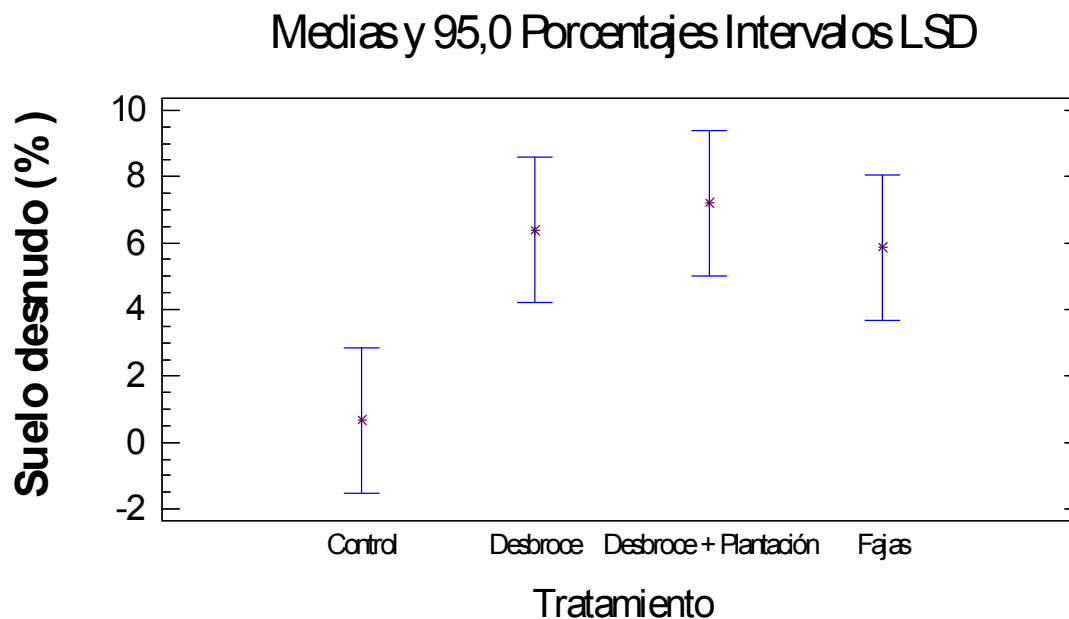
Figura 13. Intervalos de comparación LSD² del porcentaje medio de recubrimiento vegetal según el factor parcela.



El suelo desprovisto de cubierta vegetal ha mostrado un patrón ascendente y en este orden entre los tratamientos control, fajas (matorral sin desbrozar), desbroce y desbroce con plantación. Las parcelas desbrozadas con plantación, con $7,20 \pm 1,65$ %, han obtenido los niveles más altos de suelo desprovisto de vegetación. Le siguen las parcelas desbrozadas, con un $6,40 \pm 2,27$ %, las parcelas sin desbrozar (fajas), con $5,87 \pm 1,52$ % y finalmente las parcelas control, que han presentado valores cercanos al 0 % de suelo desnudo. Los efectos del tratamiento y de la parcela en la superficie de suelo desnudo no han resultado significativos ($F= 2,527$; $p= 0,154$ y $F= 1,495$; $p= 0,297$ respectivamente). Sin embargo, los resultados en el test *a posteriori*, mientras que para SPSS únicamente han mostrado diferencias significativas frente al control los tratamientos desbroce con plantación y fajas, para Statgraphics todos los tratamientos muestran diferencias significativas con respecto al control (Figura 14).

² LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

Figura 14. Intervalos de comparación LSD³ del porcentaje medio de suelo desnudo según el factor tratamiento.



En cuanto a la riqueza florística, las parcelas que presentan un número de especies mayor corresponden a los tratamientos desbroce con plantación (10,20) y desbroce (10,13) y, por el contrario, en las parcelas control se obtienen los valores más bajos (8,33). Estas diferencias, sin embargo, son muy poco importantes como puede observarse en la figura 15, lo que demuestra que la mayoría de las especies permanecen prácticamente invariables en todos los tratamientos.

Es por ello, que ni el factor tratamiento ni el factor parcela hayan mostrado un comportamiento claro en la riqueza de especies (Figura 16), dando como resultados del Anova para ambos factores un efecto no significativo ($F= 0,125$; $p= 0,885$ y $F= 1,113$; $p= 0,415$ respectivamente).

³ LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

Figura 15. Riqueza de especies para cada uno de los tratamientos.

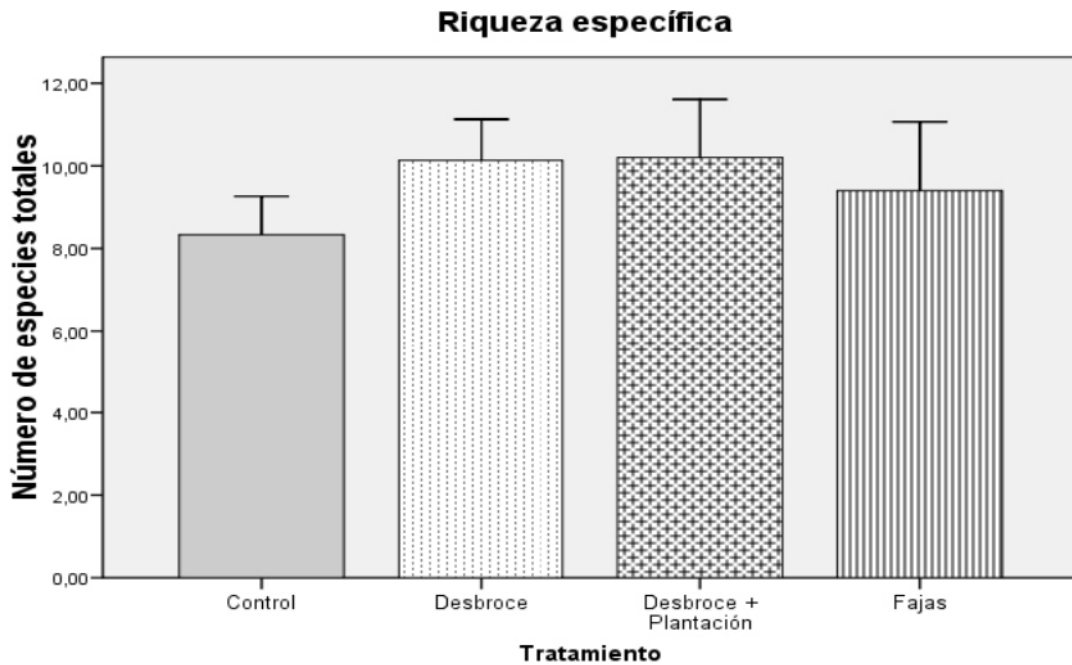
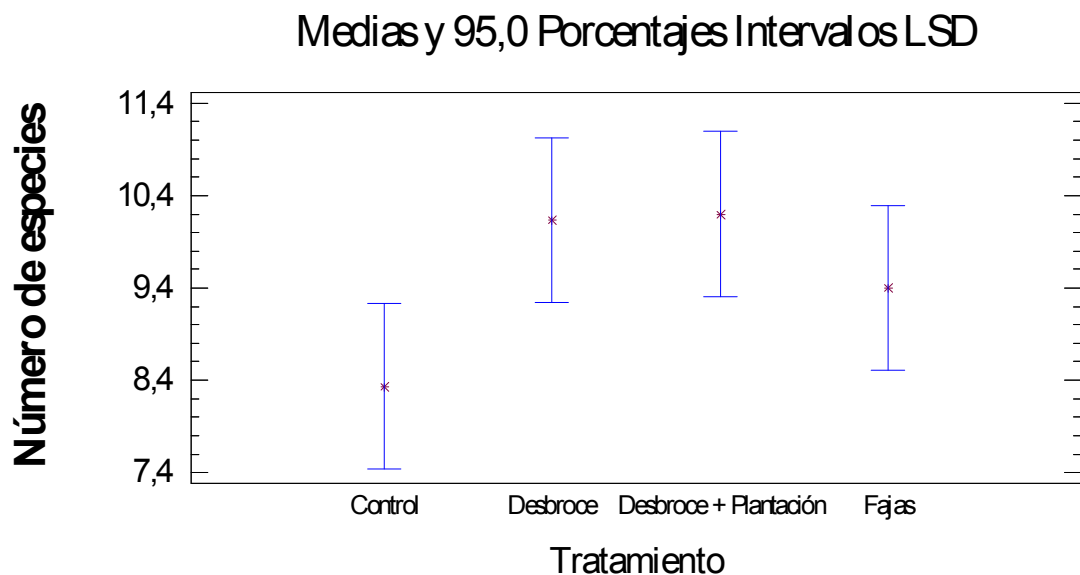


Figura 16. Intervalos de comparación LSD⁴ de la riqueza específica para cada uno de los tratamientos.

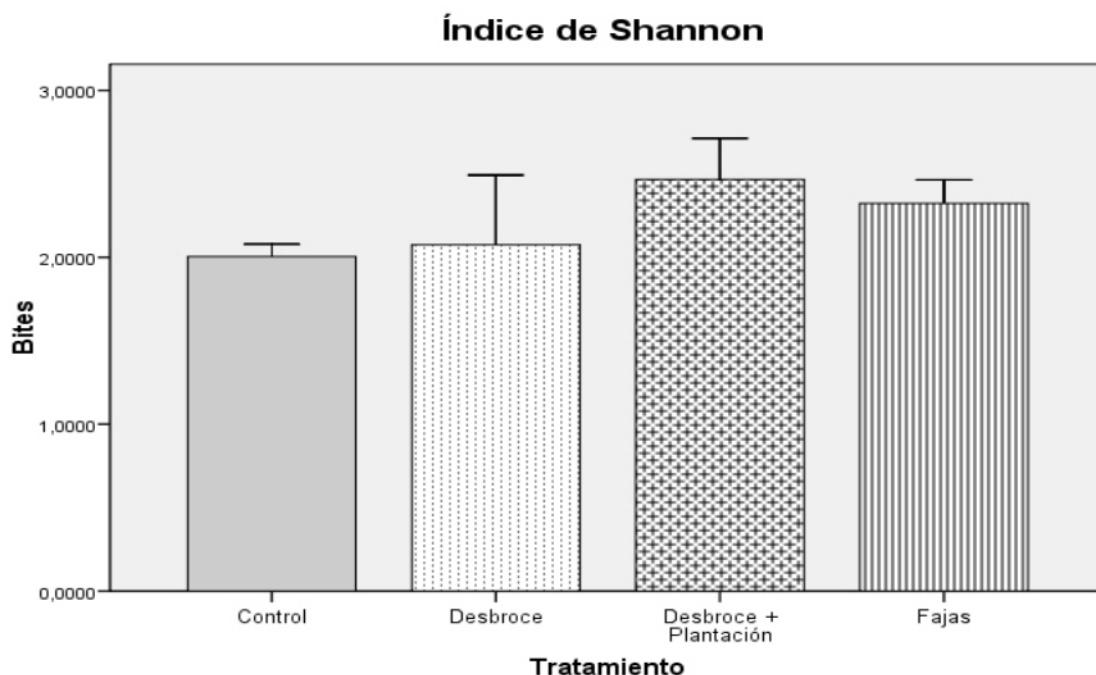


⁴ LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

Por otra parte, si se relacionan estos resultados con los obtenidos para el recubrimiento vegetal se observa que, aunque en las parcelas desbrozadas y desbrozadas con plantación se han producido peores respuestas de la vegetación respecto a la cobertura vegetal, existe un mayor número de especies. En las parcelas control, por el contrario, se dan valores de recubrimiento más altos y la riqueza florística es menor (2,00).

De la misma manera, existen diferencias en el índice de diversidad de Shannon (H') según los tratamientos realizados. La mayor diversidad la han mostrado las parcelas desbrozadas con plantación (2,47) y las parcelas sin desbrozar con plantación (fajas) (2,32) frente a las parcelas únicamente desbrozadas y en control que han obtenido los valores mas bajos (2,08 y 2,00 respectivamente) (Figura 17). Por lo tanto, el incremento de diversidad de especies con los tratamientos se debe en parte al hecho de que el número de especies implicadas en el recubrimiento vegetal es también mayor, sobre todo en el tratamiento desbroce con plantación.

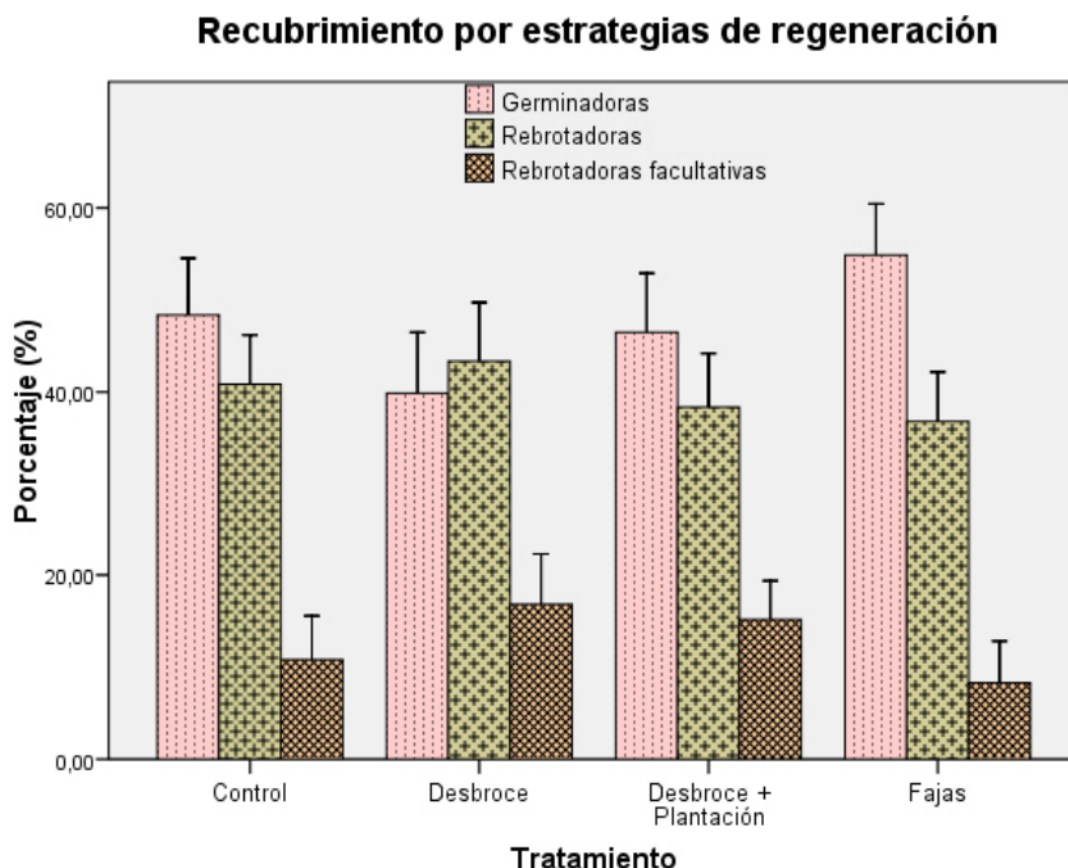
Figura 17. Índice de Shannon para cada uno de los tratamientos.



Si se analiza la composición específica en relación a las estrategias regenerativas, se observa que, de un total de 54 especies encontradas en este estudio, 23 (42,54 %) se regeneran exclusivamente por germinación de semillas (germinadoras obligadas), otras 23, contando con las especies empleadas para la plantación (42,54 %) lo hacen principalmente mediante rebrote (rebrotadoras obligadas) y 8 (14,81 %) presentan ambas estrategias de regeneración (rebrotadoras facultativas). La media de las especies germinadoras para el tratamiento fajas ha sido la más alta alcanzada, un $54,88 \pm 2,77$ %, y la más baja para el tratamiento desbroce, con un $39,86 \pm 3,31$ %. Las especies rebrotadoras han tenido un comportamiento diferente al de las especies germinadoras con respecto al recubrimiento del suelo, mostrando una mayor contribución a la cobertura en las parcelas desbrozadas ($43,33 \pm 3,20$ %) y control ($40,84 \pm 2,67$ %), mientras que en los tratamientos de desbroce con plantación y en fajas ($38,35 \pm 2,92$ % y $36,80 \pm 2,68$ % respectivamente) se ve reducida su abundancia. Las especies que siguen ambas estrategias de regeneración han presentado escasa importancia en el recubrimiento vegetal. Aun así, su abundancia a sido mayor en las parcelas desbrozadas y desbrozadas con plantación (alrededor del 15-17 %) frente a las parcelas control y en fajas, que han tenido la menor cobertura (entre el 8 y el 11 %) (Figura 18).

Así pues, tal y como se puede observar igualmente en la figura 18, las parcelas control tienen una mayor proporción de especies germinadoras que de rebrotadoras. Esa diferencia entre estrategias regenerativas, con predominio absoluto de las germinadoras, es mucho más característico en las parcelas sin desbrozar y plantadas (fajas). El tratamiento desbroce, en cambio, plantea un pequeño cambio estructural, con un descenso evidente de las especies germinadoras y un dominio de las especies rebrotadoras. En este sentido, los resultados obtenidos para este tratamiento son muy importantes a nivel de gestión, ya que una mayor proporción de especies rebrotadoras indica, por un lado encontrarse en una fase sucesional avanzada, y por otro lado, una mayor respuesta y resiliencia del sistema frente a incendios.

Figura 18. Porcentaje de recubrimiento por estrategias regenerativas para cada tratamiento a los 5 años después de su realización.



El análisis de la varianza ha mostrado un efecto significativo del tratamiento únicamente sobre las especies germinadoras ($F= 8,835$; $p= 0,013$) (Figura 19); sin embargo, las especies rebrotadoras y rebrotadoras facultativas permanecen indiferentes al tratamiento ($F= 1,106$; $p= 0,417$ y $F= 2,406$; $p= 0,166$ respectivamente). Esto pone de manifiesto que sus abundancias no varían con el tratamiento aplicado y, por tanto, el factor tratamiento no interviene en sus distribuciones, tal y como se observa en la figuras 20 y 21.

Figura 19. Intervalos de comparación LSD⁵ del porcentaje medio de recubrimiento para las especies germinadoras.

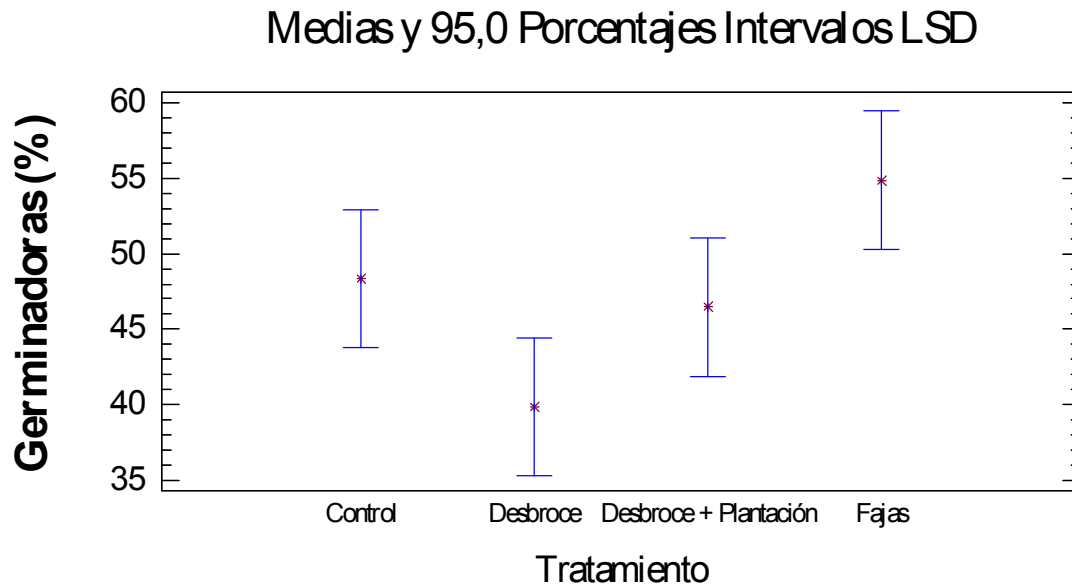
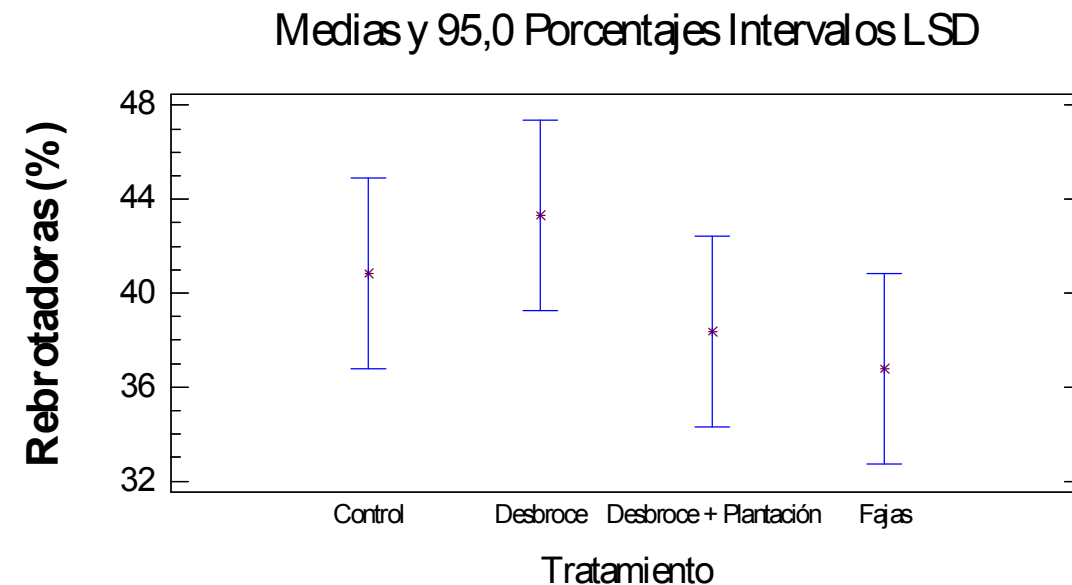
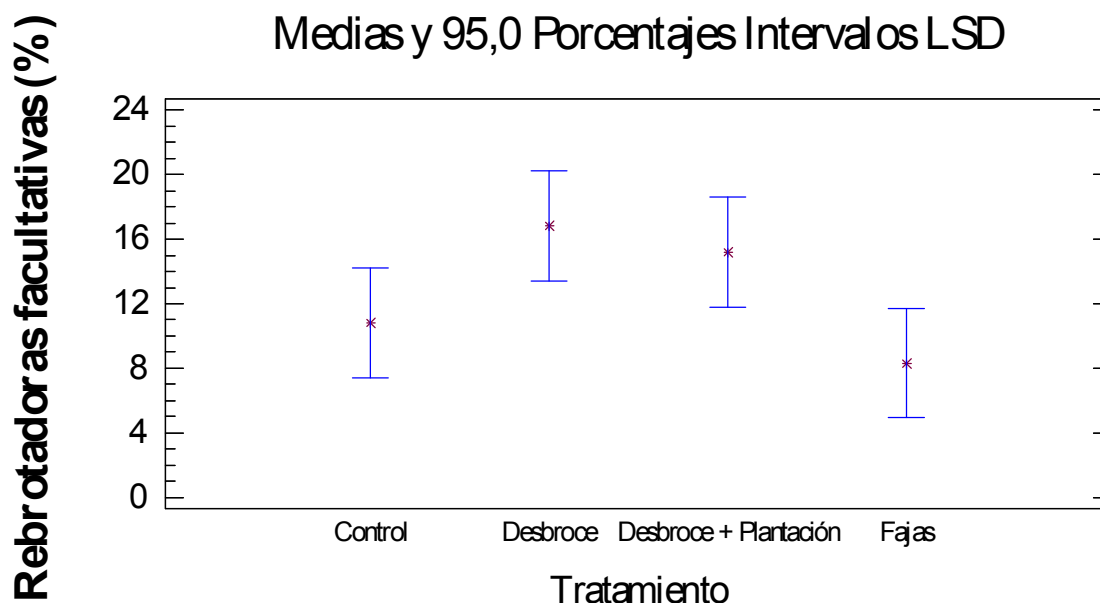


Figura 20. Intervalos de comparación LSD⁶ del porcentaje medio de recubrimiento para las especies rebrotadoras.



^{5,6} LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

Figura 21. Intervalos de comparación LSD⁷ del porcentaje medio de recubrimiento para las especies rebrotadoras facultativas.



Así, tal como se indica en la tabla 3, el gran número de especies germinadoras encontradas no corresponde con el mayor número de recubrimiento de la vegetación debido a que una especie herbácea rebrotadora (*Brachypodium retusum*) es en buena parte responsable de la regeneración de la cubierta vegetal en la mayoría de parcelas tratadas y, por supuesto, la especie dominante en el estrato herbáceo. El lastón explica los mayores valores de cobertura de la vegetación en las parcelas desbrozadas ($37,20 \pm 5,07$ %) y en las parcelas desbrozadas con plantación ($20,93 \pm 5,52$ %). Por el contrario, la especie herbácea es menos abundante en las parcelas sin desbrozar con plantación (fajas), con un $19,07 \pm 3,92$ %, y en las parcelas control con un $28,80 \pm 4,90$ %, en cuyo caso, el mayor recubrimiento corresponde a *Ulex parviflorus* en estado senescente ($38,27 \pm 3,63$ %) y a *Rosmarinus officinalis* ($30,13 \pm 4,40$ %). Pero aun así, en ambos tratamientos, es una de las principales especies que más contribuye a la recuperación del recubrimiento vegetal. *Brachypodium phoenicoides*, la segunda herbácea más importante, no muestra diferencias entre

⁷ LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

tratamientos como *B. retusum* al mantener valores intermedios (entre 15,33 y 8,00 %) para todos ellos. Otra gramínea relevante, presente también en todos los tratamientos, es *Stipa offneri*. Esta especie no presenta la capacidad de recolonización del lastón, como muestran sus discretos valores de cobertura, entre 1 -9 %.

Tabla 3. Recubrimiento específico (%) de las especies mayoritarias para los distintos tratamientos a los 5 años después de su realización.

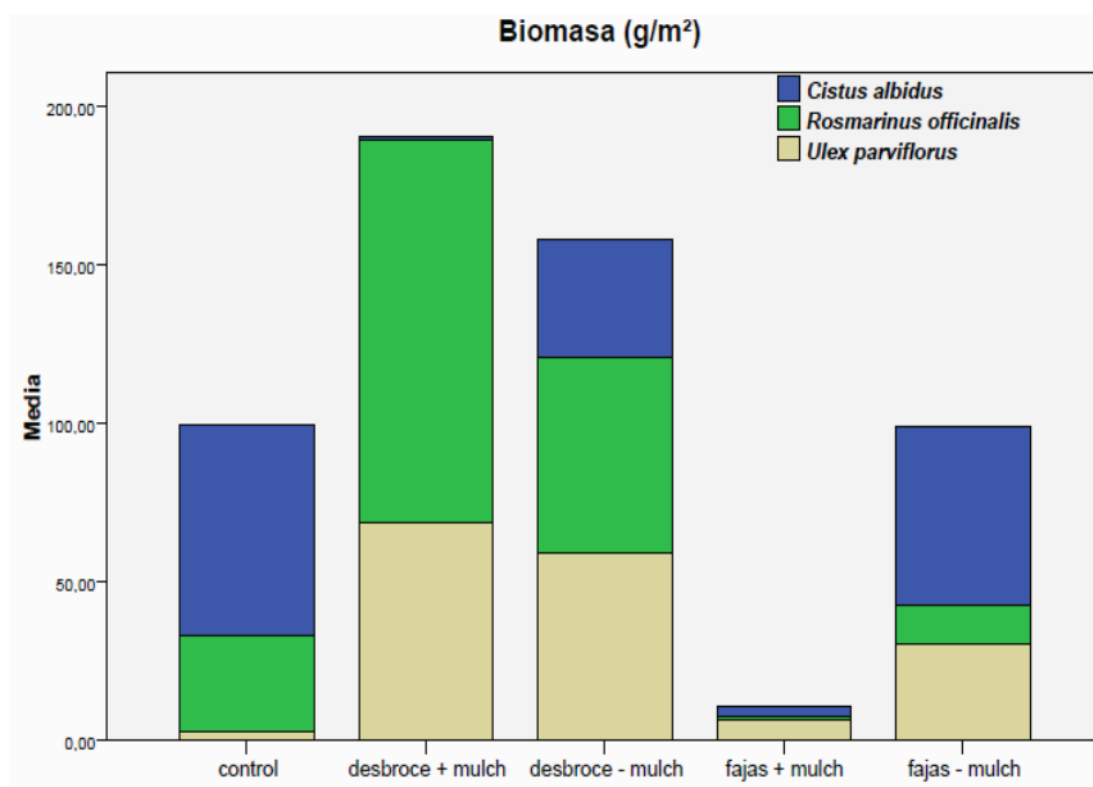
	CONTROL		DESBROCE		DESBROCE + PLANTACIÓN		FAJAS	
	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	,27	,27	4,40	1,80	,00	,00	,67	,54
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	11,73	3,15	15,33	4,13	12,53	4,30	8,00	2,94
<i>Brachypodium retusum</i>	28,80	4,90	37,20	5,07	20,93	5,52	19,07	3,92
<i>Carex humilis</i>	,00	,00	2,27	1,61	1,60	,74	,53	,31
<i>Cistus albidus</i>	2,53	,74	4,93	2,00	3,73	1,17	2,80	1,07
<i>Cistus albidus</i> muerto	,67	,37	,27	,18	,13	,13	1,33	,75
<i>Cistus clusii</i>	,40	,29	,13	,13	1,47	,82	1,33	,72
<i>Cistus clusii</i> muerto	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,53	,53
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	,00	,82	2,27	1,03	3,20	1,73	1,47	1,08
<i>Erica multiflora</i>	,93	,58	,53	,31	3,07	1,56	2,27	1,78
<i>Erica multiflora</i> muerto	,00	,00	,00	,00	,13	,13	,00	,00
<i>Fumana thymifolia</i>	,13	,13	,27	,27	2,13	2,13	1,60	1,07
<i>Helianthemum cinereum</i>	,27	,18	1,07	,38	1,73	,80	,27	,18
<i>Helictotrichon filifolium</i>	1,20	,82	2,00	1,26	,53	,31	,67	,37
<i>Juniperus oxycedrus</i>	4,40	1,42	2,27	1,74	3,73	1,60	4,40	3,63
<i>Juniperus oxycedrus</i> muerto	,40	,29	,00	,00	,40	,40	,27	,18
<i>Lavandula latifolia</i>	2,40	1,38	,53	,41	,00	,00	1,07	,64
<i>Pinus halepensis</i>	5,60	3,39	,00	,00	4,40	3,34	2,00	2,00
<i>Pinus pinaster</i>	5,73	3,38	1,33	1,08	2,67	1,86	4,93	2,59
<i>Pistacia lentiscus</i> (plantado)	,00	,00	,00	,00	,13	,13	,00	,00
<i>Quercus coccifera</i>	1,07	,58	,40	,29	1,20	,93	,13	,13
<i>Quercus ilex</i>	,00	,00	1,87	1,87	,00	,00	,93	,93
<i>Quercus ilex</i> plantado	,00	,00	,00	,00	,13	,13	,13	,13
<i>Rhamnus alaternus</i> (natural)	,00	,00	,00	,00	,13	,13	,00	,00
<i>Rhamnus alaternus</i> (plantado)	,00	,00	,00	,00	2,53	,69	,67	,37
<i>Rosmarinus officinalis</i>	30,13	4,40	8,40	2,14	16,27	3,19	25,73	5,53
<i>Rosmarinus officinalis</i> muerto	6,67	2,41	,13	,13	,13	,13	8,53	2,96
<i>Stipa offneri</i>	1,87	,88	2,67	,84	5,20	2,00	6,27	2,52
<i>Stipa tenacissima</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,13	,13
<i>Thymus piperella</i>	2,13	1,39	4,13	1,44	4,80	1,70	1,33	1,08
<i>Thymus vulgaris</i> L.	,67	,32	,93	,38	1,33	,82	1,87	,86
<i>Ulex parviflorus</i>	5,73	2,57	2,00	,68	3,60	,92	4,67	1,59
<i>Ulex parviflorus</i> muerto	38,27	3,63	,00	,00	,67	,25	23,20	3,92

En cuanto a las principales especies arbustivas germinadoras tenidas en cuenta en el estudio (*Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*) muestran entre si importantes variaciones debidas al efecto del tratamiento sobre cada una de ellas. *Cistus albidus* está presente en un bajo porcentaje que escasamente alcanza el 5 % en las parcelas de estudios: 2,53 % en el control, 2,80 % en las fajas, 3,73 % en el desbroce con plantación y 4,93 % en el desbroce. *Rosmarinus officinalis*, por el contrario, aumenta su presencia en casi todos los tratamientos, desde valores mínimos obtenidos en las parcelas desbrozadas ($8,40 \pm 2,14$ %) hasta valores máximos en las parcelas control ($30,13 \pm 4,40$ %). En el caso de *Ulex parviflorus*, principal especie a controlar, disminuye su presencia en las parcelas desbrozadas y desbrozadas con plantación ($2,00 \pm 0,68$ % y $3,60 \pm 0,92$ % respectivamente), mientras que la parcela control obtiene la mayor cobertura de la especie, con el 5,73 %. Finalmente, otras especies no han sido analizadas en detalle en este estudio porque han mostrado valores de cobertura muy bajos.

4.2. PRODUCCIÓN DE BIOMASA

Si se analiza la cantidad de biomasa generada por las tres especies germinadoras obligadas de estudio, la figura 22 muestra como en la especie *Cistus albidus* disminuye con los tratamientos desbroce y fajas, más significativamente si se aplica una capa de mulch (restos del desbroce). En cambio, para las especies *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus* la mayor producción de biomasa se ha observado en las parcelas desbrozadas frente a las parcelas control, tanto mayor si también se aplica una capa de mulch. Por el contrario, la aplicación de mulch en el tratamiento fajas produce una reducción de la biomasa para estas dos especies. La significación de este efecto de interacción ha sido confirmada por los gráficos de interacción de las especies estudiadas.

Figura 22. Distribución de la biomasa de las tres especies de estudio a los 5 años tras la aplicación de tratamientos de reducción de combustible (desbroce y fajas) y la aplicación de una capa de mulch.



La especie *Cistus albidus* no ha mostrado diferencias significativas en la cantidad de biomasa generada según el factor tratamiento ($F= 0,065$; $p= 0,822$) y el factor mulch ($F= 3,773$; $p= 0,192$) (Figura 23).

No obstante, en la figura 24 se demuestra que en las subparcelas en las que no se ha aplicado una capa de mulch se han alcanzado los valores mayores de biomasa de *Cistus albidus*, tanto más elevado en el tratamiento fajas que en el tratamiento desbroce ($56,08 \pm 55,25$ g/m² y $37,33 \pm 26,44$ g/m² respectivamente). Por el contrario, la aplicación de mulch en los hoyos de plantación no ha mostrado un comportamiento diferente según el tipo de tratamiento realizado, pues en ambos casos se han obtenido valores de biomasa de *Cistus albidus* similares y muy bajos. De todas formas, los máximos valores de biomasa de la especie siguen obteniéndose en el tratamiento control, con $66,39 \pm 45,70$ g/m².

Figura 23. Gráfico de interacción para *Cistus albidus*.

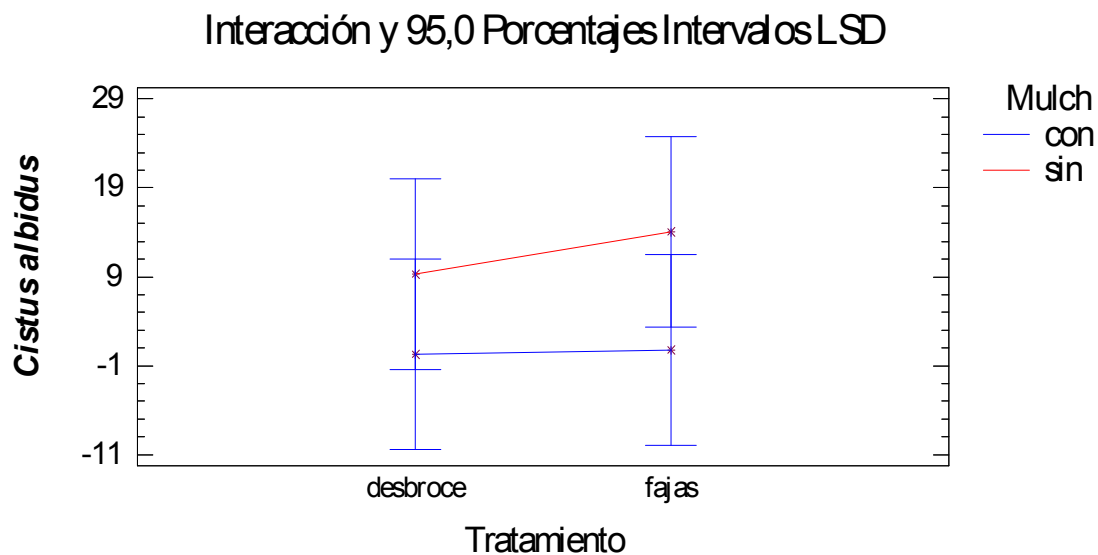
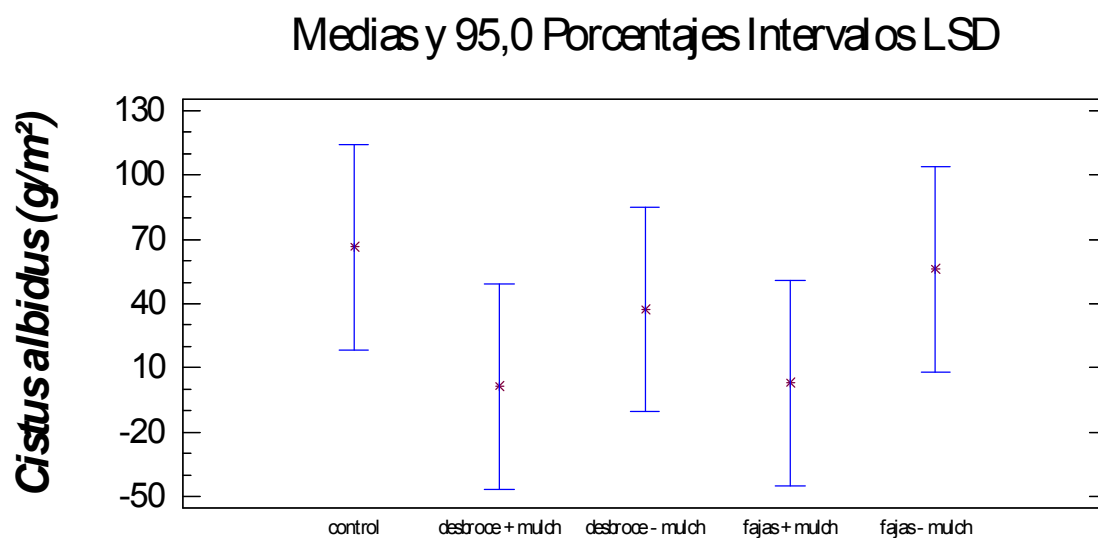


Figura 24. Intervalos de comparación LSD⁸ de la especie *Cistus albidus* según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



⁸ LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

Ningún factor ha mostrado diferencias significativas en cuanto a la cantidad de biomasa generada en *Rosmarinus officinalis* ($F= 5,640$; $p= 0,141$ para el factor tratamiento y $F= 0,305$; $p= 0,636$ para el factor mulch), pero puede observarse gráficamente el efecto de la presencia de interacción en los intervalos LSD conjuntos para los factores mencionados anteriormente (Figura 25).

En este caso, para el tratamiento desbroce la aplicación de mulch genera mayores cantidades de biomasa de romero, incluso muy por encima a las parcelas control ($120,89 \pm 76,93 \text{ g/m}^2$ y $30,08 \pm 17,60 \text{ g/m}^2$ respectivamente); en cambio, para el tratamiento fajas el no aplicar mulch provoca las mayores cantidades de biomasa de la especie, aunque muy similares a los obtenidos con mulch. No obstante, este último tratamiento, independientemente de la aplicación o no de mulch, permite reducir la cantidad de biomasa de romero con respecto a las parcelas control y desbrozadas (Figura 26).

Figura 25. Gráfico de interacción para *Rosmarinus officinalis*.

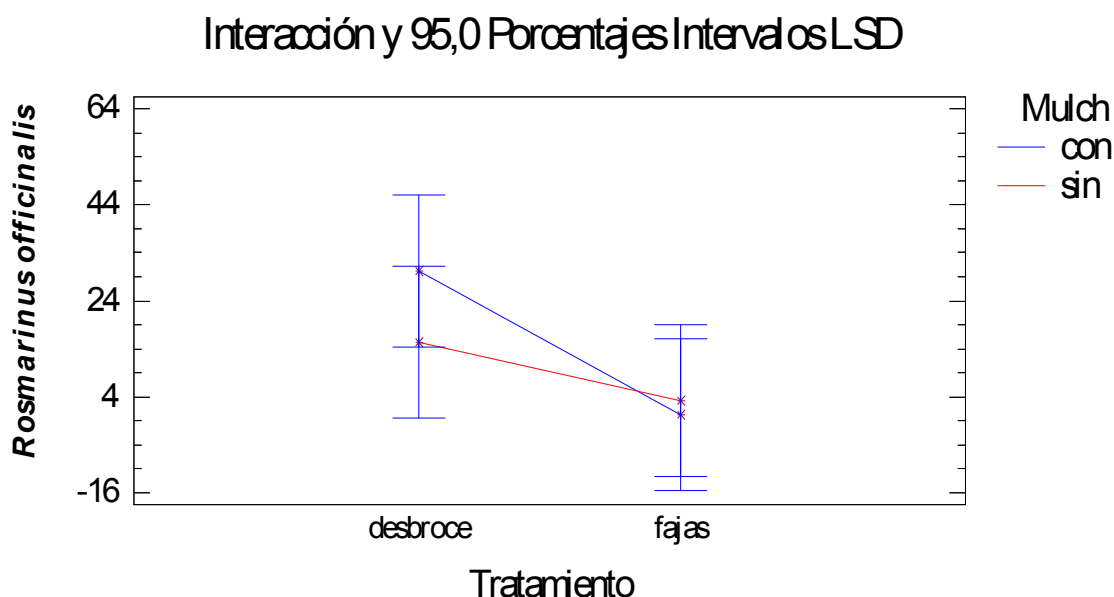
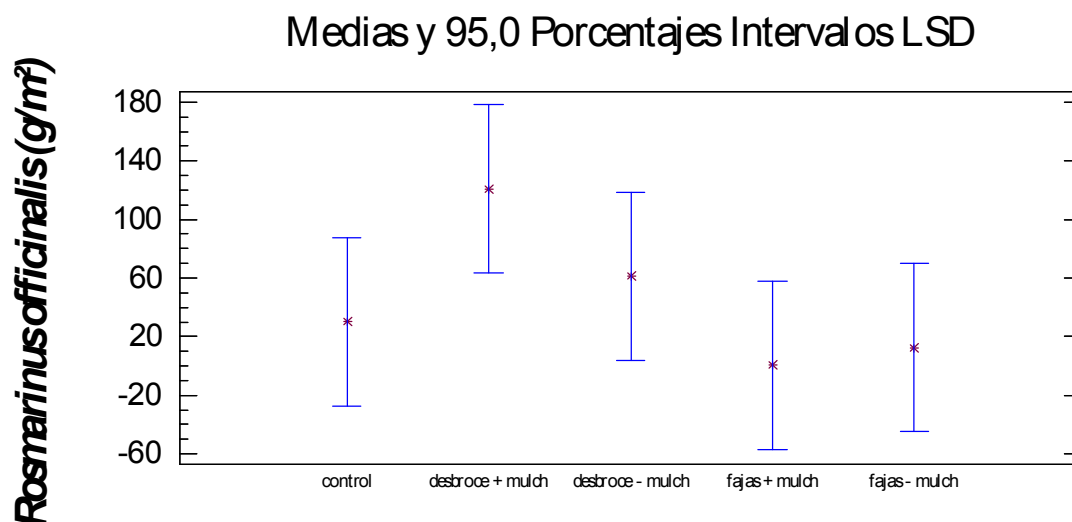
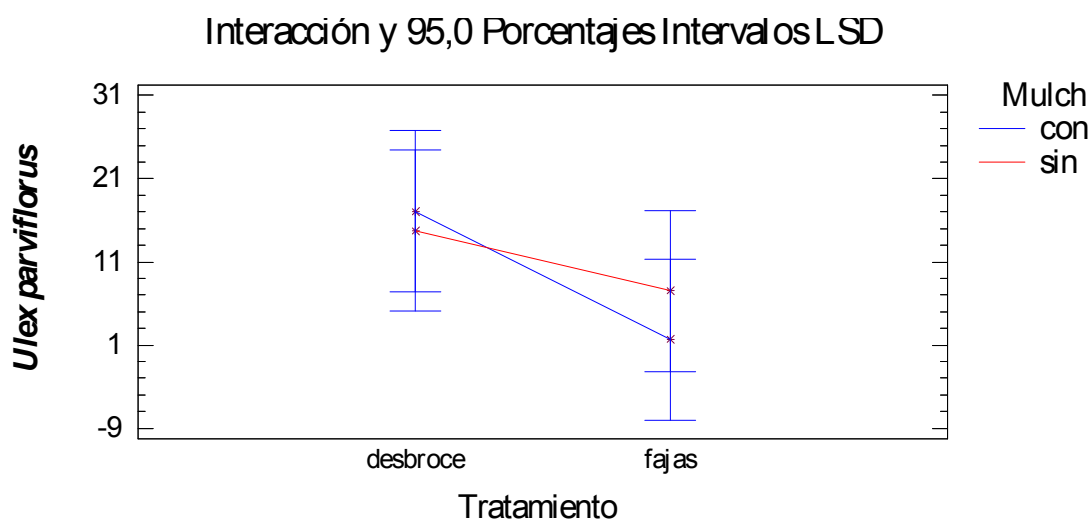


Figura 26. Intervalos de comparación LSD de la especie *Rosmarinus officinalis* según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



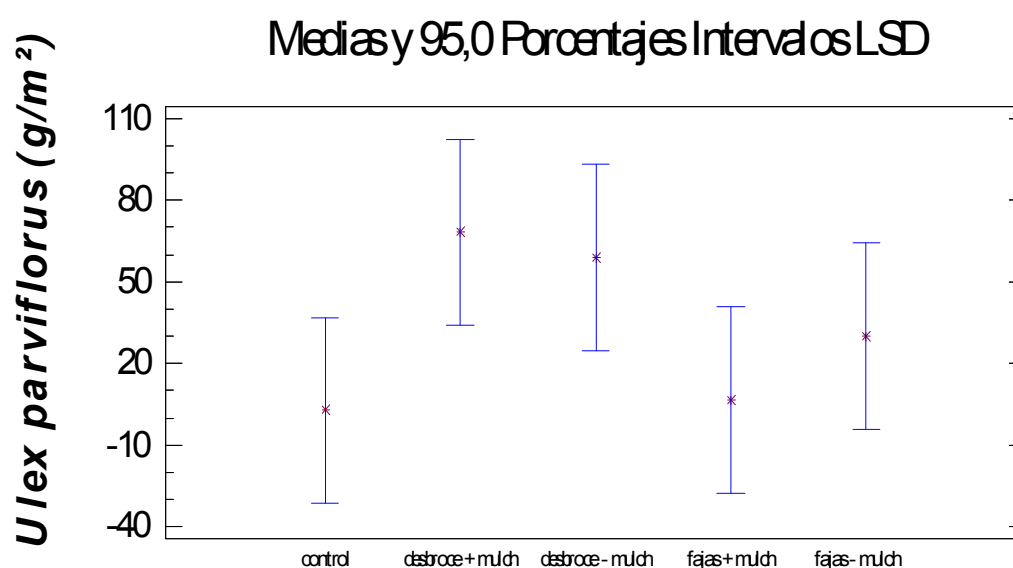
Ulex parviflorus se ha comportado de manera similar a *Rosmarinus officinalis*, pues al igual que no ha resultado afectado significativamente por los factores tratamiento ($F= 1,757$; $p= 0,316$) y mulch ($F= 0,125$; $p= 0,757$), también se ha visto en esta especie que existe interacción entre los dos factores anteriores (Figura 27).

Figura 27. Gráfico de interacción para *Ulex parviflorus*.



La mayor cantidad de biomasa de la aliaga se ha obtenido en las parcelas desbrozadas con mulch ($68,19 \pm 48,92 \text{ g/m}^2$) frente a las parcelas en fajas, en cuyo caso, la aplicación de mulch ha mostrado tendencia a reducir la cantidad de biomasa de la especie ($6,56 \pm 3,03 \text{ g/m}^2$). En cualquier caso, la biomasa aumenta considerablemente al realizar ambos tipos de tratamientos, ya que en la parcela control se obtiene el valor más bajo en biomasa de *Ulex parviflorus* ($2,78 \pm 2,64 \text{ g/m}^2$) (Figura 28).

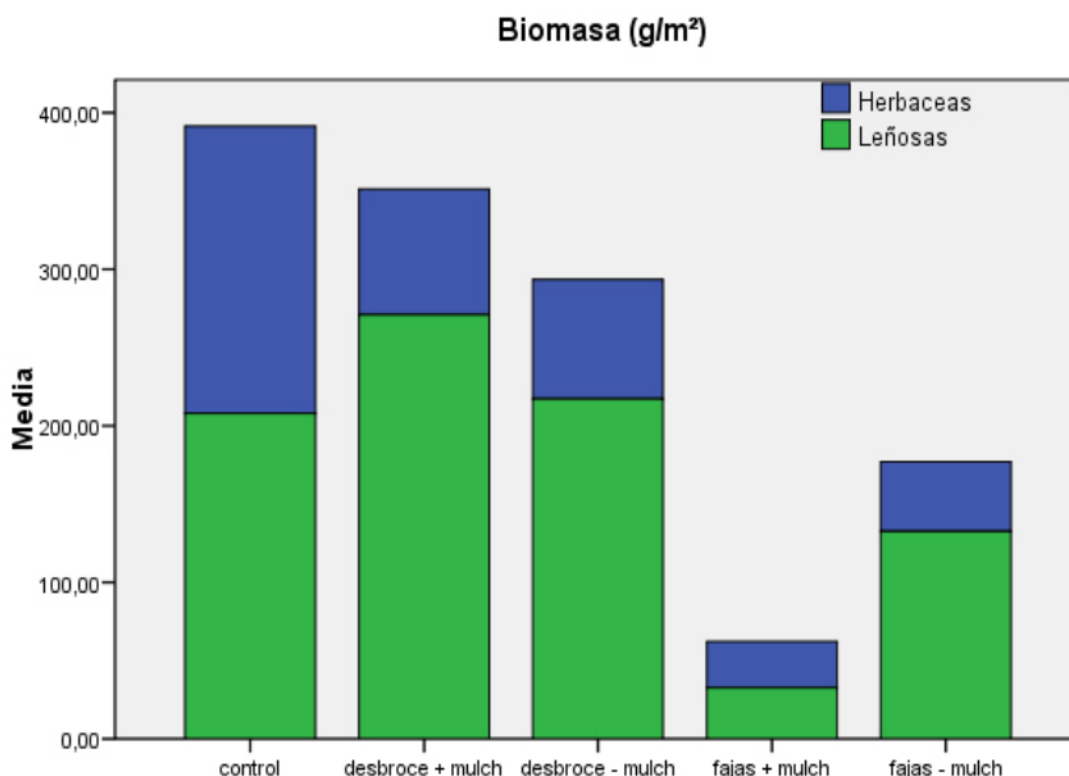
Figura 28. Intervalos de comparación LSD de la especie *Ulex parviflorus* según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



El tipo de tratamiento y la aplicación o no de una capa de mulch también afectan a la composición vegetal desde el punto de vista del tipo de planta. Por ello, se ha visto conveniente realizar un análisis por grupo de vegetación, considerando las especies herbáceas como el grupo “Herbáceas” (constituido principalmente por *Aphyllanthes monspeliensis*, *Brachypodium phoenicoides* y *B. retusum*) y las especies leñosas, inclusive las tres especies germinadoras obligadas de estudio anteriores, como el grupo de “Leñosas”.

En líneas generales, las especies leñosas son el grupo de vegetación con más biomasa aérea en todos los tipos de tratamientos realizados, con independencia de una capa o no de mulch procedente de dicho desbroce (Figura 29).

Figura 29. Distribución de la biomasa por grupos de vegetación a los 5 años tras la aplicación de tratamientos de reducción de combustible (desbroce y fajas) y la aplicación de una capa de mulch.



Los resultados han puesto de manifiesto que, a nivel de grupo de especies, no hay diferencias estadísticamente significativas debidas al factor tipo de tratamiento ($F= 2,909$; $p= 0,230$ en herbáceas y $F= 2,124$; $p= 0,282$ en leñosas) ni al factor mulch ($F= 0,121$; $p= 0,761$ en herbáceas y $F= 0,134$; $p= 0,750$ en leñosas). No obstante, puede observarse gráficamente la significación del factor de interacción entre las variables tipo de tratamiento y mulch en la cantidad de biomasa para ambos grupos de vegetación (Figuras 30 y 31).

Figura 30. Gráfico de interacción de herbáceas.

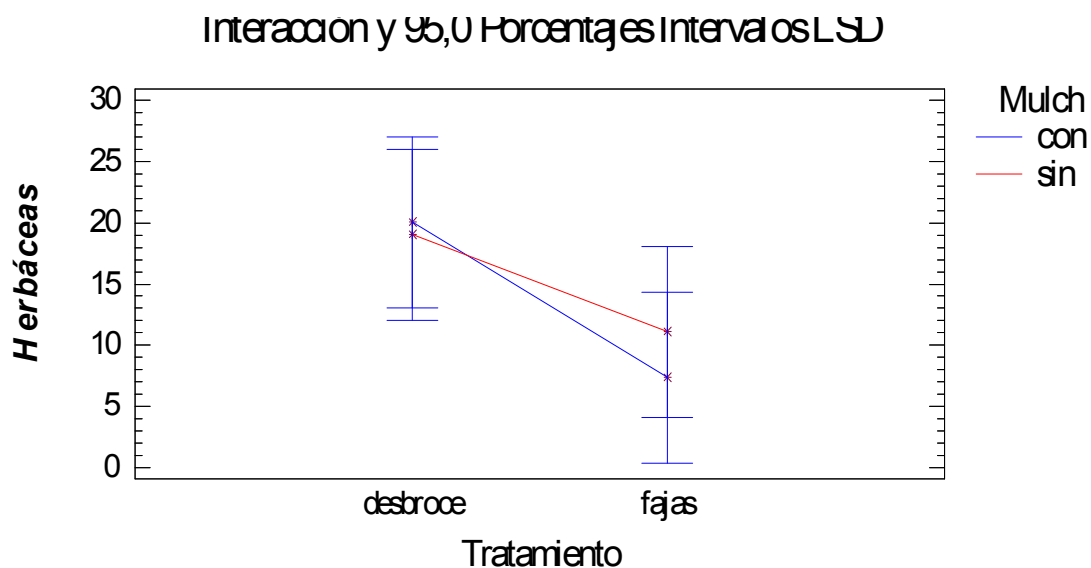
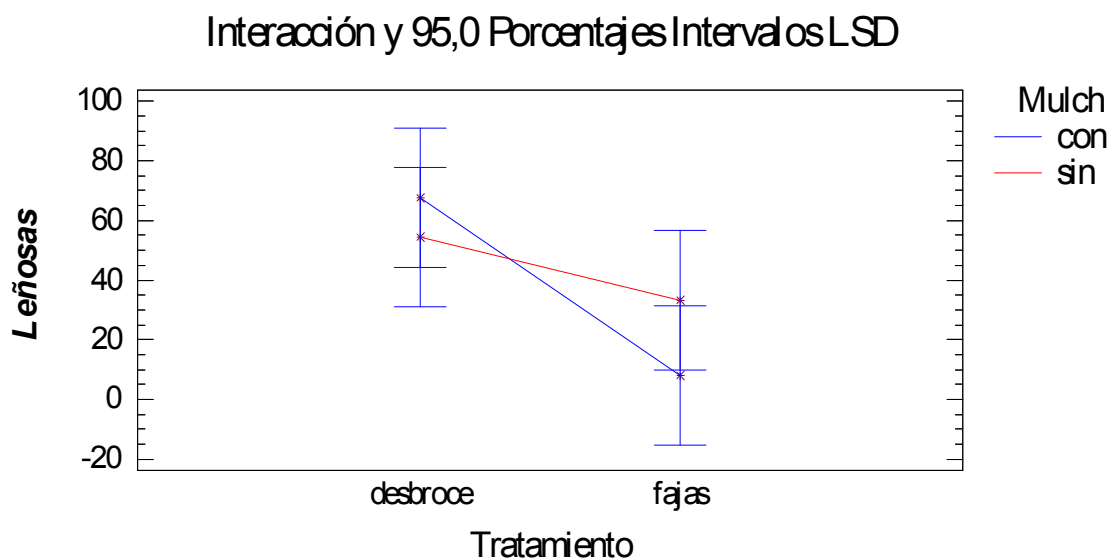


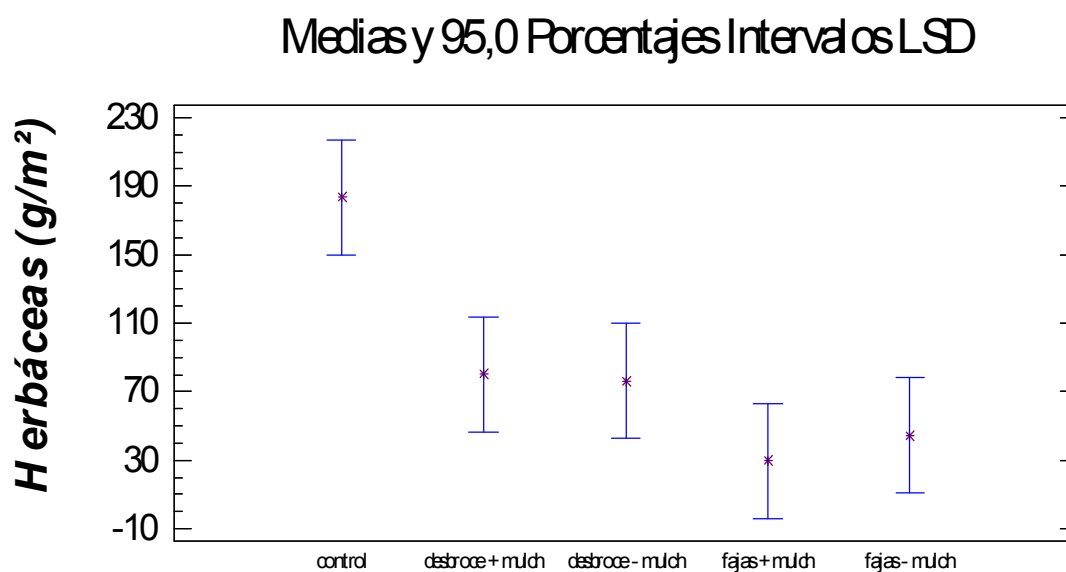
Figura 31. Gráfico de interacción de leñosas.



Para el grupo de herbáceas, la mayor cantidad de biomasa se ha alcanzado en el tratamiento desbroce, con valores similares tanto si se aplica una capa de mulch como si no ($80,23 \pm 26,44 \text{ g/m}^2$ y $76,11 \pm 22,15 \text{ g/m}^2$ respectivamente). En cambio, la aplicación de mulch en el tratamiento

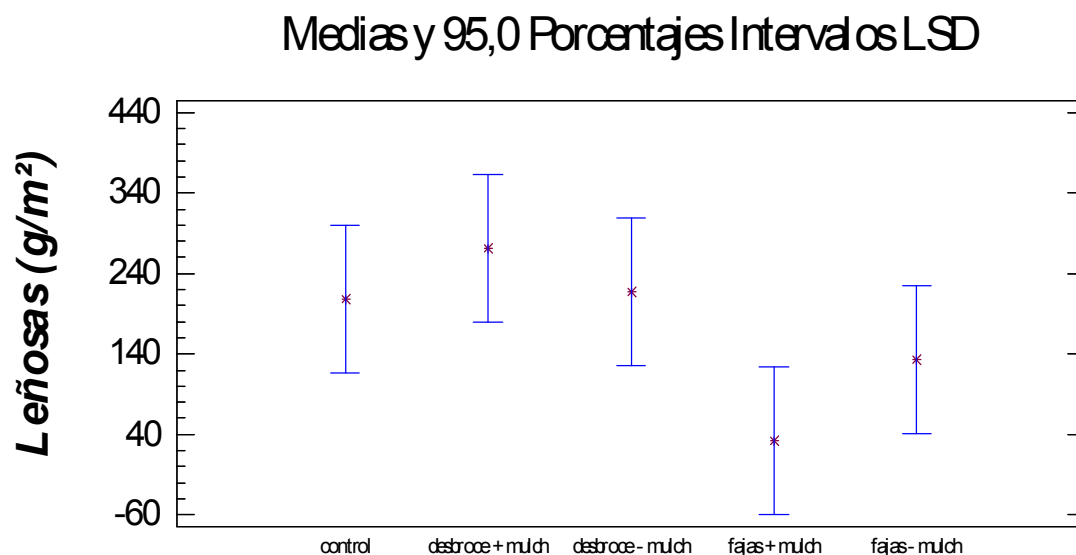
fajas tiende a disminuir considerablemente la cantidad de biomasa de las especies herbáceas, obteniéndose $29,47 \pm 9,16 \text{ g/m}^2$ frente a $44,44 \pm 9,16 \text{ g/m}^2$ al no aplicar el mulch. Aun así, ambos tratamientos reducen considerablemente la cantidad de biomasa herbácea con respecto a la parcela control, pues en ella se han alcanzado los valores mayores ($183,52 \pm 34,07 \text{ g/m}^2$) (Figura 32).

Figura 32. Intervalos de comparación LSD del grupo de herbáceas según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



Finalmente, en el grupo de leñosas es el tratamiento desbroce con el que se han obtenido los máximos valores, sobre todo al aplicar la capa de mulch ($271,01 \pm 97,09 \text{ g/m}^2$), mientras que con su no aplicación se han alcanzado valores similares a los obtenidos en la parcela control ($217,30 \pm 63,77 \text{ g/m}^2$ y $207,88 \pm 59,92 \text{ g/m}^2$ respectivamente). En cambio, el tratamiento fajas tiende a reducir la cantidad de biomasa de las especies leñosas, mayormente si se aplica mulch ($32,33 \pm 8,62 \text{ g/m}^2$) (Figura 33).

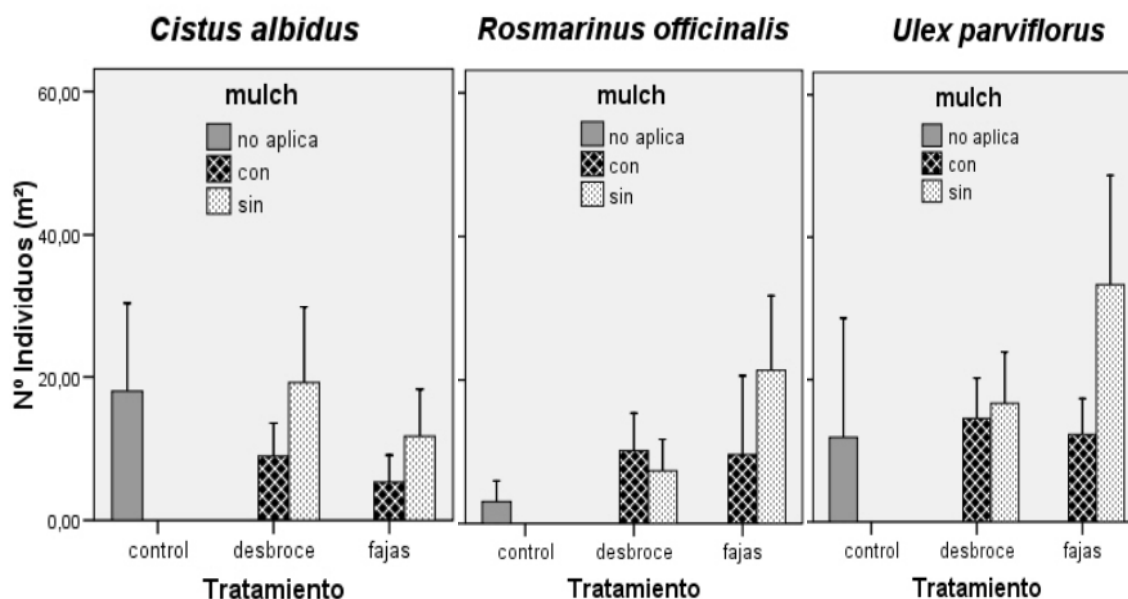
Figura 33. Intervalos de comparación LSD del grupo de leñosas según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



4.3. TASA DE GERMINACIÓN DE LAS ESPECIES DE ESTUDIO

Con respecto a la emergencia de las tres especies germinadoras obligadas de estudio más importantes (*Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*), se observa que, únicamente la especie *Cistus albidus* ha visto reducida su tasa de germinación con los tratamientos realizados, tanto más si además se aplica una capa de residuos vegetales (*mulch*). Por el contrario, las especies *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus* han mostrado un aumento en el número de plántulas a consecuencia de los tratamientos aplicados con respecto a las parcelas control. En cualquier caso, la aplicación de mulch ha supuesto una disminución en la tasa de germinación para las tres especies en cualquiera de los tratamientos aplicados.

Figura 34. Densidad media de germinación (ind/m²) para las tres especies germinadoras de estudio en las parcelas de muestreo a los 5 años de realizar los tratamientos de reducción de combustible (desbroce y fajas) y tras la aplicación o no de una capa de mulch.



En el caso de *Cistus albidus*, se muestra que únicamente el factor mulch ha tenido un efecto significativo en los resultados de germinación de la especie ($F= 43,282$, $p= 0,022$) (Figura 35); es decir, el número de individuos germinados disminuye en las subparcelas en las que se ha aplicado una capa de mulch. Además, puede observarse en la figura 36 cómo la densidad de germinación es considerablemente inferior, con respecto a la parcela control y sobre la parcela en la que se ha eliminado toda la vegetación y no se ha depositado los restos de desbroce, en la parcela en la que se ha depositado mulch y se ha eliminado parcialmente la vegetación (fajas), pasando de 18,00 ind/m² ($\pm 6,23$) y 19,20 ind/m² ($\pm 5,31$) a 5,33 ind/m² ($\pm 1,88$) respectivamente.

Figura 35. Gráfico de interacción para *Cistus albidus*.

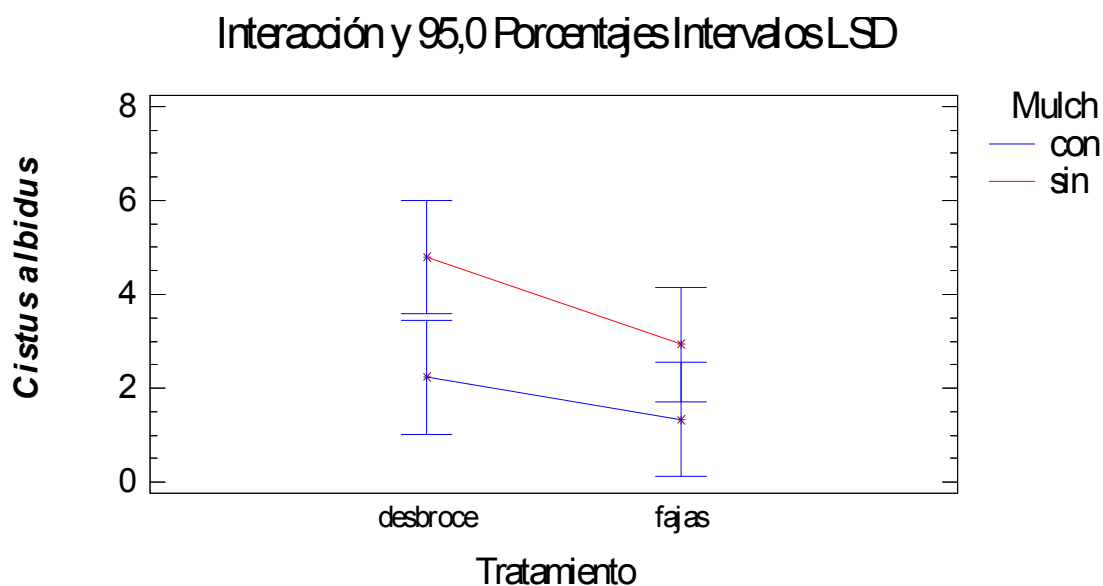
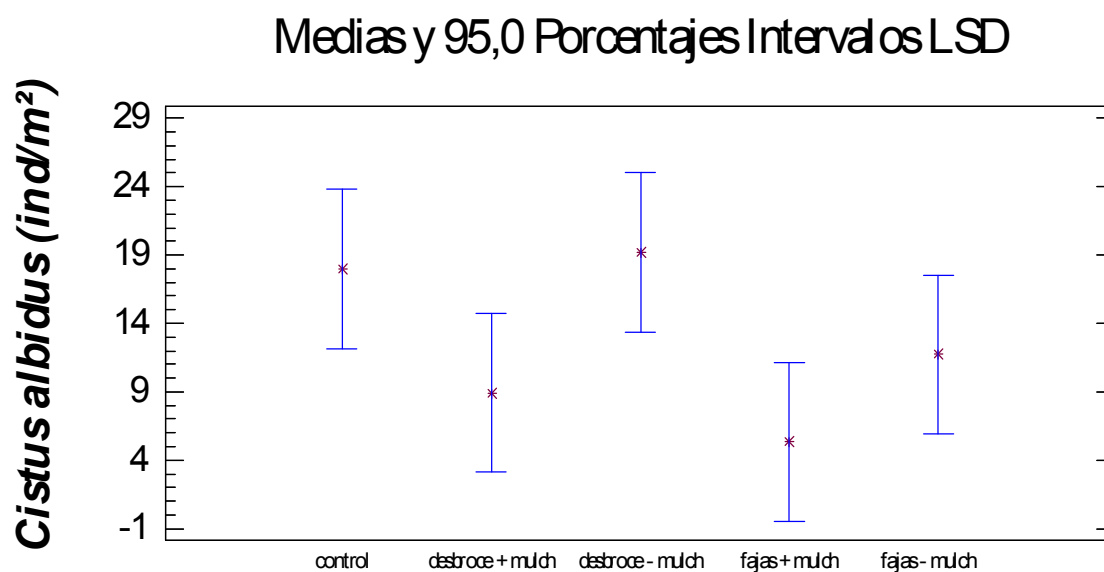


Figura 36. Intervalos de comparación LSD⁹ de la especie *Cistus albidus* según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



⁹ LSD (Least Significant Difference): Método para declarar entre pares de muestras si las medias son significativamente diferentes al no solaparse sus intervalos en el eje vertical.

En cuanto a *Rosmarinus officinalis*, los factores tenidos en cuenta en el estudio no presentan claramente un efecto significativo sobre la tasa de germinación de la especie. Sin embargo, aunque el análisis estadístico muestra que no hay significación alguna, en este caso se observa gráficamente el efecto de la presencia de interacción en los intervalos LSD conjuntos para los factores tipo de tratamiento y mulch (Figura 37). Es decir, puede mostrarse cómo el efecto del tipo de tratamiento realizado cambia dependiendo de la aplicación o no de una capa de mulch: para tratamientos diferentes la aplicación de mulch no produce diferencias en cuanto a la densidad de germinación, mientras que si no se aplica mulch es el tratamiento fajas el que produce las mayores tasas de germinación de la especie, $21,33 \pm 5,20$ ind/m². El tratamiento control, de todas maneras, presenta la tasa de germinación más baja ($3,07 \pm 1,43$ ind/m²) (Figura 38).

Figura 37. Gráfico de interacción para *Rosmarinus officinalis*.

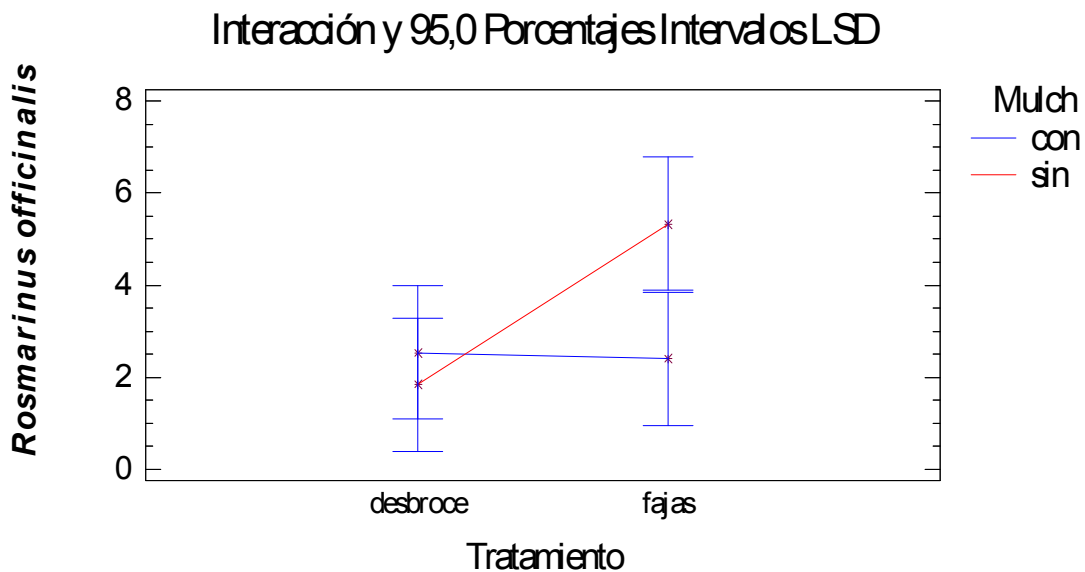
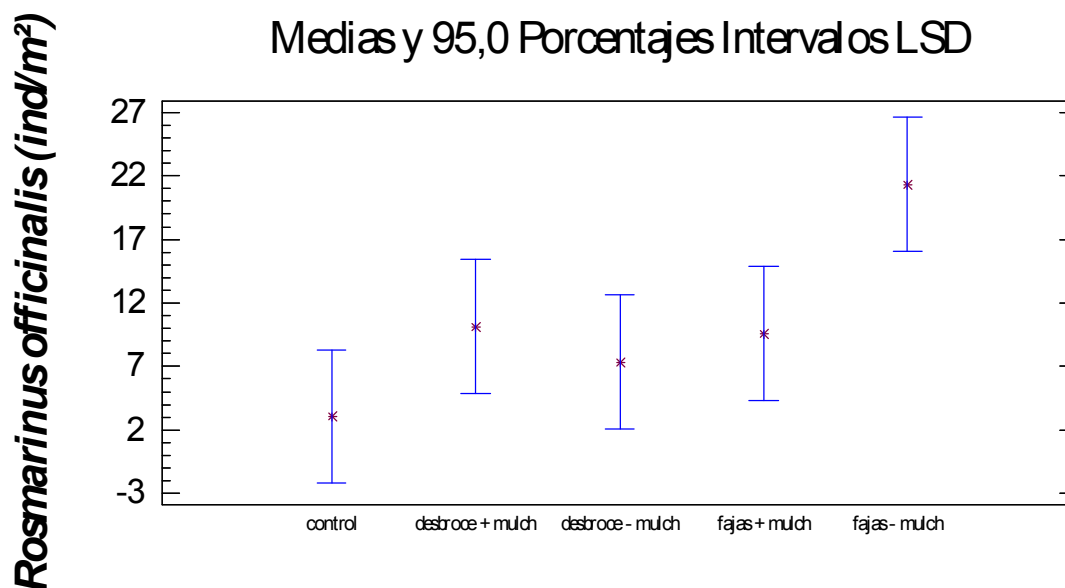


Figura 38. Intervalos de comparación LSD de la especie *Rosmarinus officinalis* según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



Y por lo que respecta a *Ulex parviflorus*, se vuelve a encontrar el mismo comportamiento que en la anterior especie comentada. Ningún factor muestra diferencias significativas para la densidad de germinación de la aliaga. Sin embargo, a la vista del gráfico de interacción en los intervalos LSD conjuntos para los factores tipo de tratamiento y mulch (Figura 39) se observa cómo en el tratamiento fajas ninguno de los intervalos LSD se solapan; por tanto, existen diferencias significativas entre la aplicación o no de una capa de mulch para ese tratamiento en concreto. Los valores de germinación para el tratamiento desbroce son similares tanto si se aplica o no una capa de mulch ($14,53 \pm 2,84$ ind/m² y $16,67 \pm 3,80$ ind/m²), al igual que entre sí el tratamiento fajas con mulch o el control, en los que se obtiene una densidad media de individuos germinados por metro cuadrado de $12,27 (\pm 2,53)$ y $11,87 (\pm 8,37)$ respectivamente (Figura 40). Sin embargo, la tasa de germinación para el tratamiento fajas es superior si no se aplica mulch, alcanzando un valor de $33,33 \pm 7,67$ ind/m².

Figura 39. Gráfico de interacción para *Ulex parviflorus*.

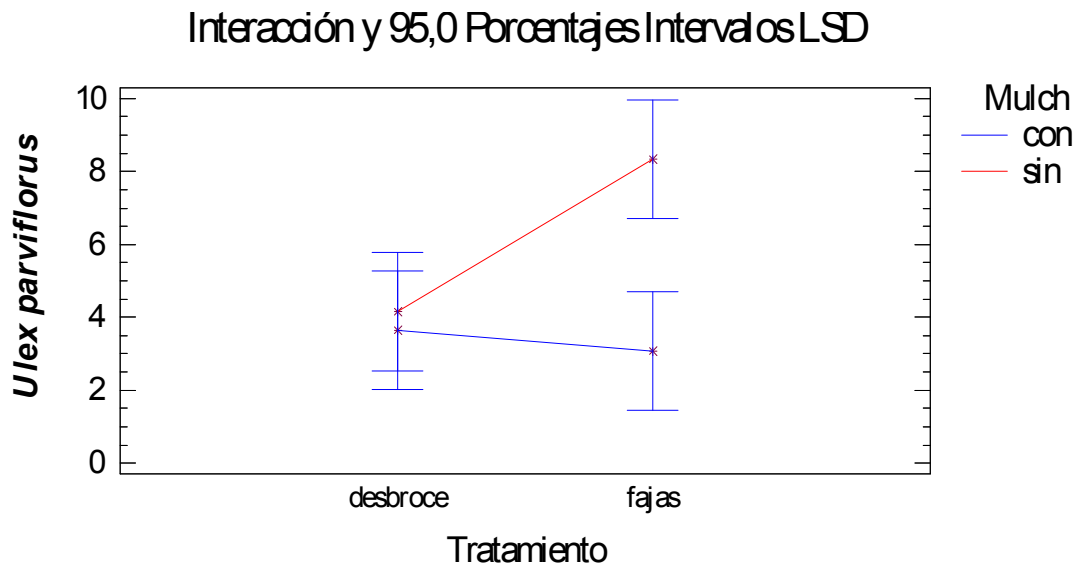
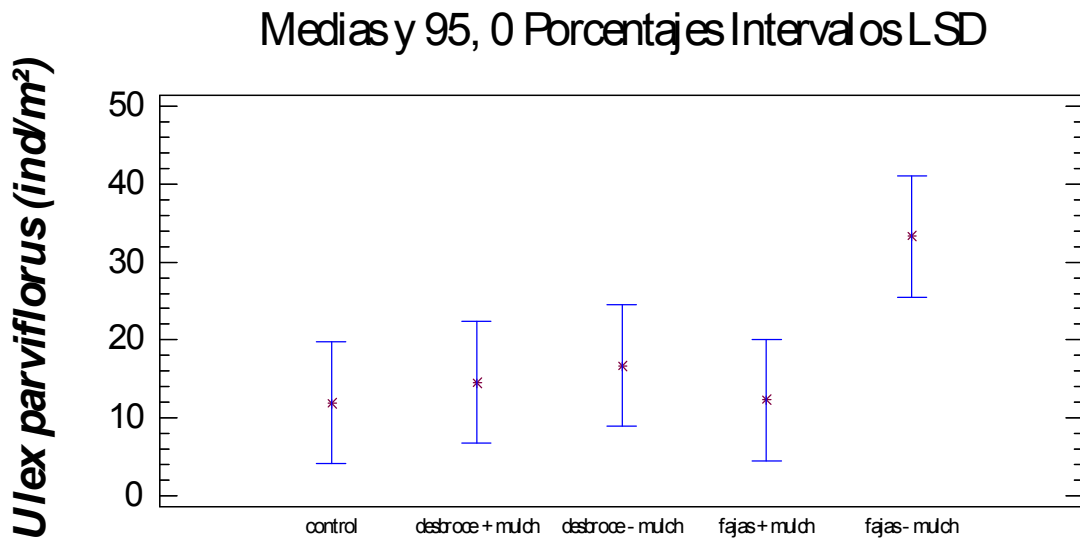


Figura 40. Intervalos de comparación LSD de la especie *Ulex parviflorus* según el tratamiento realizado y la aplicación o no de una capa de mulch.



**RESUMEN Y
CONCLUSIONES**

5. RESUMEN Y CONCLUSIONES

En toda la vertiente Mediterránea, especialmente la Comunidad Valenciana en la cual se sitúa el área de estudio del presente trabajo, son muy frecuentes los matorrales dominados por especies germinadoras obligadas típicas de los primeros estados post-incendio (*Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis* y diversas especies de la familia *Cistaceae*). Este tipo de formaciones vegetales, instaladas sobre antiguos campos de cultivo abandonados, acumulan material fino muerto en sus estructuras aéreas que con el tiempo hace aumentar el nivel de inflamabilidad y combustibilidad. En estas situaciones de máximo riesgo de incendios a las que se ven sometidos estos ecosistemas, la manipulación del matorral mediante la aplicación de una serie de técnicas de control del combustible puede ser una herramienta de gestión forestal para disminuir la posibilidad y minimizar los efectos de futuros incendios, así como para mejorar la eficacia en las labores de extinción de los incendios ya iniciados.

En este estudio se han analizado una serie de características sobre especies leñosas típicas de un matorral mediterráneo en relación a la respuesta a los tratamientos de desbroce y fajas (matorral sin desbrozar), incluyendo la introducción de especies resilientes, así como también al efecto de la aplicación de una capa de mulch (restos de desbroce).

A partir de los resultados obtenidos se enumeran las siguientes conclusiones:

- El tratamiento desbroce, aunque ha favorecido la disminución de la cobertura vegetal, se está produciendo una recuperación de la zona a los 5 años de la realización de los tratamientos, pero lo hace en detrimento de una menor presencia de especies germinadoras, y concretamente de las especies *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*. El

descenso en esta última especie ha sido fundamental, pues representa la mayoría de combustible muerto acumulado en los matorrales de la zona.

- Se ha producido un cambio en la composición y estructura de la vegetación de especies germinadoras en los matorrales no tratados, principalmente *Ulex parviflorus*, a especies rebrotadoras en las parcelas desbrozadas, con claro predominio del lastón (*Brachypodium retusum*). Este cambio conduce a un modelo de combustible tipo 2, dominado por vegetación herbácea que, al acumular una cantidad de combustible (materia seca) relativamente baja dificulta la propagación del fuego.

- El aumento de la diversidad de especies en las parcelas desbrozadas con plantación revela que el tratamiento desbroce provoca un enriquecimiento florístico. Este parámetro tiene una gran relevancia en lo que respecta a la resiliencia del sistema frente a futuras perturbación.

- El uso de mulch mantiene unos niveles bajos de biomasa vegetal en la especie *Cistus albidus* (independientemente del tratamiento realizado); sin embargo, el no tratar el matorral y aplicar una capa de mulch resulta ser la mejor opción para reducir la carga de biomasa de las especies *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*. Al reducir la acumulación de combustible susceptible de ser consumido en un incendio se consigue disminuir el riesgo de incendios en estos matorrales.

- Las especies arbustivas germinadoras, como *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*, suelen presentar bajas tasas de germinación con la aplicación de una capa mulch, al inhibir la germinación o impedir su crecimiento. Por especies, la disminución ha sido mucho más significativa en el caso de las jaras. El romero y la aliaga también han disminuido su germinación donde se ha aplicado mulch, aunque de ello también depende el tipo de tratamiento realizado.

En este sentido, las conclusiones obtenidas permiten recomendar como técnica de gestión forestal más idónea en el territorio estudiado el desbroce mecánico, con distribución de los restos de desbroce sobre la superficie del suelo. Así, se cumple el objetivo de no sólo reducir la carga de combustible a corto plazo sino también retrasar la recuperación de la especie dominante (*Ulex parviflorus*), causante de gran parte de la acumulación de combustible de riesgo (fino y seco) en estas zonas, y la necesidad de nuevas actuaciones.

En cualquier caso, la posibilidad de uso de este tipo de práctica selvícola para gestionar comunidades arbustivas mediterráneas con alto riesgo de incendios requerirá de un estudio más amplio, tanto en lo que se refiera a sus características estructurales y forma de crecimiento de las poblaciones vegetales que integren la comunidad como al coste del tratamiento que incluya el mantenimiento continuado y supervisión a largo plazo. El pastoreo controlado sería una opción en las parcelas desbrozadas que permitiría controlar el desarrollo del sotobosque y compensar el elevado precio del tratamiento.

REFERENCIAS

6. REFERENCIAS

- o **ABAD, N.; CATURLA, R. N.; BAEZA, M. J.; BLADÉ, C.; VIEIRA, F.; CARBÓ, E.; VALDECANTOS, A.; BONET, A.; SERRASOLSAS, I.; GUÀRDIA, R.; RAVENTÓS, J.; ALLOZA, J. A.; ESCARRÉ, A.; BELLOT, J. y VALLEJO, V. R. (1997).** Regeneración de los montes quemados. En: Vallejo, V. R. (Ed.). *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación CEAM. Valencia, España. Pp. 51-148.
- o **BAEZA, M. J. (2001).** *Aspectos ecológicos y técnicas de control del combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio dominados por Ulex parviflorus (Pourr)*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- o **BAEZA, M. J. (2004).** El manejo del matorral en la prevención de incendios forestales. En: Vallejo, V. R. y Alloza, J. A. (Eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*. Fundación CEAM. Valencia, España. Pp. 65-92.
- o **BAEZA, M. J. y VALLEJO, V. R. (2008).** Vegetation recovery after fuel management in Mediterranean shrublands. *Applied Vegetation Science* 11: 151-158.
- o **BAEZA, M. J.; RAVENTÓS, J.; ESCARRÉ, A. y VALLEJO, V. R. (2003).** The effect of shrub clearing on the control of the fire-prone species *Ulex parviflorus*. *Forest Ecology and Management* 186: 47-59.
- o **BAEZA, M. J.; LAIGHINAS, L. C.; VALDECANTOS, A. y VALLEJO, V. R. (2004).** Diferentes técnicas de repoblación en matorrales con alto riesgo de incendio. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 17: 119-124.
- o **BAEZA, M. J.; RAVENTÓS, J.; ESCARRÉ, A. y VALLEJO, V. R. (2006).** Fire risk and vegetation structural dynamics in Mediterranean shrubland. *Plant Ecology* 187: 189-201.

- o **BAEZA, M. J.; VALDECANTOS, A.; ALLOZA, J. A. y VALLEJO, V. R. (2007).** Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *Journal of Vegetation Science* 18: 243-252.
- o **BELLINGHAM, P. J. y SPARROW, A. D. (2000).** Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89: 409-416.
- o **BRONCANO, M^a. J. (1999).** *Patrones observados y factores que determinan la variabilidad espacio-temporal de la regeneración del pino carrasco (Pinus halepensis Mill.) después de un incendio.* Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
- o **BUHK, C.; GÖTZENBERGER, L.; WESCHE, K.; SÁNCHEZ, P. y HENSEN, I. (2006).** Post-fire regeneration in a Mediterranean pine forest with historically low fire frequency. *Acta Oecologica* 30: 288-298.
- o **CANFIELD, R. H. (1941).** Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal Forestry* 39: 388-394.
- o **CAPITANIO, R. y CARCAILLET, C. (2008).** Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest Ecology and Management* 255: 431-439.
- o **CASANOVAS, A. y VILÀ, M. (1999).** Regeneració del càrritx a les franges de protecció contra incendis al Parc Natural del Garraf. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 67: 141-149.
- o **CATURLA, R. N.; RAVENTÓS, J.; GUÀRDIA, R. y VALLEJO, V. R. (2000).** Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). *Acta Oecologica* 21 (1): 1-12.
- o **CONSELLERIA D'AGRICULTURA I MEDI AMBIENT DE LA GENERALITAT VALENCIANA (1997).** *Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana.* Aiora (768). Valencia.
- o **CUCÓ, M. L. (1987).** Mecanismes de regeneració. En: Terradas, J. (Ed.). *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i d'altres pertorbacions.*

- Diputació de Barcelona. Servei de Medi Ambient. Barcelona, España. Pp. 45-62.
- o **DELITTI, W.; FERRAN, A.; TRABAUD, L. y VALLEJO, V. R. (2005).** Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): I. plant composition and productivity. *Plant Ecology* 177: 57-70.
 - o **DE LUÍS, M.; RAVENTÓS, J. y GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C. (2005).** Factors controlling seedling germination after fire in Mediterranean gorse shrublands. Implications for fire prescription. *Journal of Environmental Management* 76: 159-166.
 - o **DUGUY, B. y VALLEJO, V. R. (2008).** Land use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in Eastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 19 (1): 97-108.
 - o **FAO-UNESCO, (1988).** *Soil Map of the World*. Revised legend. World Soil Resources Report, 60. FAO. Roma, Italia.
 - o **GORDI, J.; PINTÓ, J. y VILA, J. (1996).** L'estudi dels incendis en el món mediterrani. *Doc. Anàl. Geogr.* 28: 135-151.
 - o **GORDON, J. L. (2006).** *Restauració forestal i prevenció d'incendis a la vall d'Aiora*. Projecte Final de Carrera. Universitat d'Alacant.
 - o **GUARCH, A. (2008).** *Gestió forestal de masses d'arboç (Arbutus unedo) en regeneración després de foc al terme municipal d'Esparreguera*. Projecte Final de Carrera. Universitat Autònoma de Barcelona.
 - o **HABROUK, A. (2001).** *Regeneración natural y restauración de la zona afectada por el gran incendio del Bagés y Bergueda de 1994*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
 - o **HANES, T. L. (1971).** Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.
 - o **KEELEY, J. E. (1986).** Resilience of mediterranean shrub communities to fire. En: Dell, B.; Hopkins, A. J. M. y Lamont, B. B. (Eds.). *Resilience in*

- Mediterranean-type Ecosystems*. Dr W. Junk Publishers. Dordrecht, Holanda. Pp. 95-112.
- o **KONSTANTINIDIS, P.; TSIURLIS, G. y GALATSIDAS, S. (2005)**. Effects of wildfire season on the resprouting of kermes oak (*Quercus coccifera* L.). *Forest Ecology and Management* 208: 15-27.
 - o **LLORET, F. (2004)**. Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares, F. (Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid, España. Pp. 101-126.
 - o **LLORET, F. y VILÀ, M. (1997)**. Clearing of vegetation in Mediterranean garrigue: response after a wildfire. *Forest Ecology and Management* 93: 227-234.
 - o **LLORET, F.; PAUSAS, J. G. y VILÀ, M. (2003)**. Responses of Mediterranean Plant Species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecology* 167: 223-235.
 - o **LÓPEZ, B. C.; GRACIA, C. A.; SABATÉ, S. y KEENAN, T. (2009)**. Assessing the resilience of Mediterranean holm oaks to disturbances using selective thinning. *Acta Oecologica* 35: 849-854.
 - o **LUNA, B.; MORENO, J. M.; CRUZ, A. y FERNÁNDEZ, F. (2007)**. Heat-shock and seed germination of a group of Mediterranean plant species growing in a burned area: An approach based on plant functional types. *Environmental and Experimental Botany* 60: 324-333.
 - o **MORENO, J. M. y OEEHEL, W. C. (1992)**. Factors controlling postfire seedling establishment in southern California chaparral. *Oecologia* 90: 50-60.
 - o **MORENO, J. M. y OEEHEL, W. C. (1995)**. The role of fire in Mediterranean-type Ecosystems. Springer-Verlag. Nueva York, USA.
 - o **MORENO, J.M.; CRUZ, A.; FERNÁNDEZ, F.; LUNA, B.; PÉREZ, B.; QUINTANA, J. R. y ZUAZUA, E., (2004)**. Ecología del monte

- mediterráneo en relación con el jaral-brezal de Quintos de Mora (Toledo). En: Vallejo, V. R. y Alloza, J. A. (Eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*. Fundación CEAM. Valencia, España. Pp. 17-45.
- o **NAVEH, Z. (1975)**. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
 - o **OJEDA, F. (2001)**. El fuego como factor clave en la evolución de plantas mediterráneas. En: Zamora, R. y Pugnaire, F. I. (Eds.). *Ecosistemas mediterráneos: Análisis Funcional*. CSIC y Asociación Española de Ecología Terrestre. Granada, España. Cáp. 12. Pp. 319-349.
 - o **PAPIÓ, C. (1988)**. Respuesta al fuego de las principales especies de la vegetación de Garraf (Barcelona). *Orsis* 3: 87-103.
 - o **PAPIÓ, C. (1994)**. *Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies*. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona, España.
 - o **PASCUAL, G. (2002)**. *Anàlisi de la capacitat de regeneració en estadis inicials del desenvolupament en diverses espècies mediterrànies del gènere Quercus*. Tesis Doctoral. Universitat de Girona.
 - o **PAUSAS, J. G. (1999)**. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140: 27-39.
 - o **PAUSAS, J. G. (2004)**. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En: Vallejo, V. R. y Alloza, J. A. (Eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*. Fundación CEAM. Valencia, España. Pp. 47-64.
 - o **PAUSAS, J. G. y VALLEJO, V. R. (1999)**. The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. En: Chuvieco, E. (Ed.). *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin*. Springer-Verlag. Berlín, Alemania. Pp.3-16.
 - o **PAUSAS, J. G. y LLORET, F. (2007)**. Spatial and temporal patterns of plant functional types under simulated fire regimes. *International Journal of Wildland Fire* 16 (4): 484-492.

- o **PAUSAS, J. y VALLEJO, R. (2008)**. Bases ecológicas para convivir con los incendios forestales en la Región Mediterránea: decálogo. *Ecosistemas* 17 (2): 128-129.
- o **PAUSAS, J. G.; CARBÓ, E.; CATURLA, R. N.; GIL, J. M. y VALLEJO, V. R. (1999)**. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica* 20 (5): 499-508.
- o **PLA, E. (2002)**. Modelització de la dinàmica de combustible en ecosistemes arbustius mediterranis. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- o **PLA, E. y RODÀ, F. (1999)**. Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies. *Orsis* 14: 79-103.
- o **RIBA, M. y TERRADAS, J. (1987)**. Característiques de la resposta als incendis en els ecosistemes mediterranis. En: Terradas, J. (Ed.). *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions*. Quaderns d'Ecologia Aplicada, 10. Diputació de Barcelona. Servei de Medi Ambient. Barcelona, España. Cáp. 4. Pp. 63-75.
- o **RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987)**. *Mapa de series de vegetación de España*. ICONA. Madrid, España.
- o **SABATÉ, S. y GRACIA, C. (1996)**. Els ecosistemes mediterranis i la seva susceptibilitat al foc. En: Terradas, J. (Ed.). *Ecologia del foc*. Ediciones Proa, S.A. Barcelona, España. Cáp. 3. Pp. 46-50.
- o **SABATÉ, S.; SALA, A. y GRACIA, C. (1990)**. Análisis de la ocupación del espacio después del fuego en matorrales de *Quercus coccifera* y *Pistacia lentiscus* en el macizo de Garraf (SW de Barcelona). *Mediterránea Ser. Biol.* 12: 27-46.
- o **SAURA, S. (2008)**. Caracterització funcional d'espècies llenyoses mediterrànies amb diferents estratègies regeneratives post-incendi. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

- o **TERRADAS, J. (Ed.) (1987).** *Ecosistemas terrestres. La resposta als incendis i a d'altres perturbacions.* Quaderns d'Ecologia Aplicada, 10. Diputació de Barcelona. Servei de Medi Ambient. Barcelona, España.
- o **TERRADAS, J. (Ed.) (1996).** *Ecologia del foc.* Ediciones Proa, S.A. Barcelona, España.
- o **TRABAUD, L. (1994).** Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. En: Moreno , J. M. y Oeehel, W. C. (Eds.) *The role of fire in Mediterranean type Ecosystems.* Springer-Verlag. Nueva York, USA. Pp. 1-15.
- o **TRABAUD, L. (1998).** Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados. *Serie Geográfica 7: 37-47.*
- o **VALDECANTOS, A; BAEZA, M.J, y VALLEJO, V.R. (2009).** Vegetation Management for Promoting Ecosystem Resilience in Fire-Prone Mediterranean Shrublands. *Restoration Ecology 17: 414-421.*
- o **VALLEJO, V. R. (Ed.) (1997).** La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana. Fundación CEAM. Valencia, España.
- o **VALLEJO, V. R. y ALLOZA, J. A. (1998).** The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. En: Moreno, J. M. (Ed.). *Large forest fires.* Backhuys Publishers. Leiden, Holanda. Pp. 91-108.
- o **VÉLEZ, R. (1983).** Sequía e incendios forestales. *Vida Silvestre 47: 186-197.*
- o **VÉLEZ, R. (2000).** Los incendios forestales en la Cuenca Mediterránea. En: Vélez, R. (Ed.) *La defensa contra los incendios forestales. Fundamentos y experiencias.* McGrawHill. Madrid, España. Cáp. 3. Pp: 3.1-3.52.
- o **VILÀ, A. (2007).** Efecte de la freqüència d'incendis sobre l'estructura i composició de les comunitats vegetals a la Península del Cap de Creus. Proyecto Final de Carrera. Universitat Autònoma de Barcelona.

- o **ZEDLER, P. H.; GAUTIER, C. R. y McMASTER, G. S. (1983).** Vegetation change in response to extrem events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64: 809-818.

Páginas WEB citadas:

- o **www.georange.org** (17 de enero de 2009)
- o **www.globalbioclimatics.org** (16 de diciembre de 2008)
- o **www.valledeaioracofrentes.com** (12 de noviembre de 2008)
- o **www.wikipedia.es** (12 de noviembre de 2008)

ANEXOS

7. ANEXOS

Anexo 1. Porcentaje (\pm error estándar) de recubrimiento vegetal, suelo desnudo, pedregosidad y restos de desbroce y hojarasca en los diferentes tratamientos realizados para cada unidad experimental estudiada.

		CONTROL		DESBROCE		DESBROCE + PLANTACIÓN		FAJAS	
		Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
Gachas	Recubrimiento vegetal	176,80	13,22	106,80	7,00	117,20	7,81	150,00	23,45
	Suelo desnudo	,00	,00	4,40	1,60	7,20	2,65	4,80	3,38
	Pedregosidad	1,20	1,20	,00	,00	2,40	,75	,80	,49
	Restos desbroce y hojarasca	3,60	1,83	15,60	2,79	12,80	3,14	5,60	2,32
Morera	Recubrimiento vegetal	152,80	18,49	99,60	23,36	112,00	13,51	123,60	10,46
	Suelo desnudo	,00	,00	13,20	5,54	10,00	3,85	6,00	2,19
	Pedregosidad	,00	,00	,00	,00	,80	,80	,00	,00
	Restos desbroce y hojarasca	12,00	3,85	12,80	3,67	10,80	3,14	12,00	4,60
Roñoso	Recubrimiento vegetal	140,00	8,65	107,20	7,17	84,00	5,10	124,80	3,72
	Suelo desnudo	2,00	1,10	1,60	1,60	4,40	1,72	6,80	2,73
	Pedregosidad	1,60	1,17	,00	,00	4,00	1,10	3,60	1,47
	Restos desbroce y hojarasca	8,80	2,87	22,80	3,67	26,80	4,59	8,80	2,06

Anexo 2. Porcentaje (\pm error estándar) de recubrimiento por estrategias de regeneración de las especies en los diferentes tratamientos realizados para cada unidad experimental estudiada.

		CONTROL		DESBROCE		DESBROCE + PLANTACIÓN		FAJAS	
		Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
Gachas	Germinadoras	46,07	5,86	40,19	3,89	43,06	5,53	50,34	3,50
	Rebrotadoras	39,63	1,97	48,32	3,23	45,14	5,05	41,04	3,16
	Rebrotadoras facultativas	14,30	4,47	11,49	4,41	11,80	2,15	8,62	5,30
Morera	Germinadoras	46,04	4,24	43,62	7,10	50,02	4,48	57,41	3,89
	Rebrotadoras	43,74	4,94	35,57	7,55	37,61	3,00	34,27	6,56
	Rebrotadoras facultativas	10,22	4,48	20,81	5,19	12,36	2,92	8,32	3,83
Roñoso	Germinadoras	52,95	6,30	35,78	6,45	46,35	7,19	56,88	6,76
	Rebrotadoras	39,16	6,60	46,11	4,08	32,29	5,84	35,10	3,92
	Rebrotadoras facultativas	7,89	3,75	18,11	4,54	21,36	4,29	8,02	3,29

Anexo 3. Porcentaje (\pm error estándar) de las especies de plantas en los diferentes tratamientos realizados para cada unidad experimental estudiada.

	MORERA												ROÑOSO														
	Control			Destroce			Destroce + Plantación			Fajas			Control			Destroce			Destroce + Plantación			Fajas					
	Media	E.E.		Media	E.E.		Media	E.E.		Media	E.E.		Media	E.E.		Media	E.E.		Media	E.E.		Media	E.E.				
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	,00	,00	11,20	3,72	,00	,00	1,60	1,60	,80	,80	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	
<i>Argyrobolium zanonii</i>	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	13,60	5,56	26,00	6,42	22,00	6,72	10,80	4,41	17,60	6,43	20,00	6,75	15,60	9,24	12,80	7,00	4,00	2,76	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40
<i>Brachypodium retusum</i>	22,80	10,54	38,00	8,88	36,80	9,87	23,20	7,17	33,20	9,85	28,80	10,89	14,40	9,37	11,20	4,96	30,40	5,42	44,80	6,37	11,60	6,27	22,80	7,86			
<i>Bupleurum frutescens</i>	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Carex humilis</i>	,00	,00	,40	,40	1,60	1,60	,00	,00	,00	,00	,00	,00	2,80	1,50	1,20	,80	,00	,00	6,40	4,53	,40	,40	,40	,40	,40	,40	,40
<i>Centaurea sp.</i>	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,40	,40	,00	,00	,40	,40	1,20	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Cistus albidus</i>	2,40	,75	1,60	,98	2,80	2,80	,00	,00	3,72	,00	,00	,00	6,80	2,94	5,20	2,65	3,20	1,85	4,80	2,50	1,60	1,17	1,20	1,20	1,20	1,20	
<i>Cistus clusii</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,40	4,40	1,94	1,20	,80	1,20	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	1,96
<i>Dactylis glomerata</i>	,00	,00	,00	,00	,40	13,60	5,56	26,00	6,42	22,00	6,72	,40	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,80	,00	,00	,00	,00
<i>Daphne gnidium</i>	,40	,40	,00	,00	,00	22,80	10,54	38,00	8,88	36,80	9,87	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Dorycnium hirsutum</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,40	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	2,40	2,40	1,20	1,20	,00	,00	,00	,40	1,60	1,60	1,60	2,58	,00	,00	,00	,00	,80	,49	,80	,80	9,60	4,02	1,20	,80			
<i>Erica multiflora</i>	,00	,00	,40	,40	,00	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,80	9,20	3,38	5,20	5,20	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	1,60	1,60	1,60
<i>Erinacea anthyllis</i>	,40	,40	,00	,00	,00	2,40	,75	1,60	,98	2,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Euphorbia serrata</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,40	,40	,40	,40	,40	,40
<i>Fumana ericoides</i>	,00	,00	,80	,49	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,80	,49	1,20	,80	,00	,00	,00	,40	,40	1,20	1,20	1,20	,49	,49	,49
<i>Fumana laevis</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	1,60	1,60	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,40
<i>Fumana thymifolia</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,40	,40	,40	,80	,80	6,40	6,40	4,40	2,99	2,99	2,99
<i>Galium apertine</i>	,00	,00	,00	,00	,00	2,40	2,40	1,20	1,20	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
<i>Helianthemum apenninum</i>	,00	,00	,80	,49	1,20	,00	,00	,40	40	,00	,00	,75	,40	,40	1,60	1,17	,00	,00	,40	,40	,40	,40	,40	,00	,00	,00	,00
<i>Helianthemum cinereum</i>	,00	,00	,40	,40	,80	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,80	3,60	2,23	,00	,00	,80	,49	1,60	,75	,80	,49	,40	,40	,40	,40	,40
<i>Helianthemum lavarandifolium</i>	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	2,80	1,20	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00

DINÁMICA VEGETAL DE UN MATORRAL MEDITERRÁNEO TRAS
ELIMINACIÓN DE COMPETENCIA E INTRODUCCIÓN DE ESPECIES.
EFECTOS A MEDIO PLAZO.

A NEXOS

Helichrysum stoechas	,00	,00	,80	,00	,80	,49	,00	,00	,00	1,17	1,20	,49	2,40	1,94	2,00	1,55	1,20	1,20	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Helictotrichon filifolium	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	3,20	2,33	6,00	3,29	1,20	,80	1,20	,80	,80
Juniperus oxycedrus	4,40	2,86	1,20	6,40	,00	,00	,00	,00	,00	5,20	4,80	3,20	,00	,00	4,80	2,94	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Koeleria valesiana	,00	,00	,00	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,49	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Lavandula latifolia	,00	,00	1,60	,00	,00	,49	1,20	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	5,60	3,66	,00	,00	,00	,00	,00	,00	1,60	1,17
Linum narbonneuse	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,80	,49	,80	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	1,60	1,17
Lithospermum fruticosum	,00	,00	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	2,00	1,26	2,80	,00	,00	2,80	1,20	1,20
Onobrychis sp.	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Ononis minutissima	,00	,00	2,00	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Phlomis purpurea	,00	,00	,00	,00	4,40	2,86	1,20	6,40	3,31	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Pinus halepensis	8,40	6,21	,00	9,60	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	3,60	3,60	6,00	6,00
Pinus pinaster	11,20	9,77	,80	8,00	,00	,00	1,60	1,17	,00	,00	,00	,00	6,80	6,80	,00	,00	,00	3,20	3,20	,00	,00	,40	,40	
Pistacia lentiscus (plantado)	,00	,00	,00	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Plantago lanceolata	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,00	,00	,00	2,40	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Polygala rupestris	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	1,20	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,80
Quercus coccifera	2,80	1,50	,00	,40	,00	2,00	,40	1,26	,40	,40	3,20	2,73	,40	,40	,00	,00	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Quercus ilex	,00	,00	5,60	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Rhamnus alaternus (natural)	,00	,00	,00	,40	8,40	6,21	,00	9,60	9,60	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Rosmarinus officinalis	44,00	4,20	1,20	,49	3,20	11,20	,80	8,00	5,06	1,85	22,40	2,99	21,60	11,99	14,80	8,52	15,20	4,45	23,20	5,68	30,00	,00	8,76	
Sanguisorbaminor	,00	,00	,00	,80	,00	,00	,00	,40	,40	,40	1,20	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Satureja obovata	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,80	,00	,00	,00	,00	,00
Scabiosa turoletensis	,00	,00	1,20	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Sideritis leucantha	,00	,00	,00	,00	,00	2,80	1,50	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00
Stipa offneri	,00	,00	3,20	1,02	1,20	,00	5,60	,00	,40	,40	4,40	2,71	8,00	7,01	5,60	1,72	4,40	2,04	10,00	4,82	6,40	2,79	2,79	
Stipa tenazissima	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	
Teucrium chamaedrys	,00	,00	,80	,00	,00	44,00	4,20	3,20	1,36	,00	,00	,00	,00	,00	1,20	1,20	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Teucrium polium	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,80	,49	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Thesium divar	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,00	,40	,40	,00	,00	,00	,00	,00	,00
Thymus piperita	6,40	3,66	5,20	2,87	9,20	,00	1,20	1,20	,00	3,20	1,60	1,17	3,20	3,20	,00	,00	4,00	1,67	3,60	1,83	,00	,00	,00	
Thymus vulgaris L.	,80	,49	,40	,40	2,80	,00	,00	,00	,00	,40	,80	,80	3,20	2,06	1,20	,80	,80	,89	,40	,40	,40	2,00	1,55	
Ulex parviflorus	12,40	7,05	1,20	,80	4,00	,00	3,20	1,02	1,20	1,60	4,80	1,50	2,00	1,26	3,60	1,17	1,20	,80	2,00	1,10	4,40	2,99	2,99	

Anexo 4. Media de la biomasa por metro cuadrado (\pm error estándar) de las tres especies de estudio más importantes establecidas en los diferentes tratamientos de la vegetación y en la aplicación de una cubierta protectora de residuos vegetales (mulch) para cada unidad experimental estudiada.

		CONTROL		DESBROCE				FAJAS			
		Media	E.E.	MULCH				MULCH			
				con		sin		con		sin	
				Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
Gachas	<i>Cistus albidus</i>	,00	,00	3,36	3,14	101,39	77,74	,15	,15	,83	,51
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	1,48	1,48	230,36	226,17	2,90	1,03	1,65	1,03	20,95	7,89
	<i>Ulex parviflorus</i>	,17	,16	36,39	21,97	64,10	37,31	6,18	3,06	35,78	14,97
Morera	<i>Cistus albidus</i>	184,86	132,77	,44	,44	5,52	4,21	8,72	8,72	167,17	165,70
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	40,03	38,16	26,16	19,43	4,33	3,56	,13	,09	,05	,05
	<i>Ulex parviflorus</i>	7,94	7,94	15,08	8,77	35,28	21,77	13,49	8,31	45,30	31,05
Roñoso	<i>Cistus albidus</i>	14,32	14,32	,00	,00	5,08	3,47	,00	,00	,24	,24
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	48,72	37,34	106,13	57,69	177,02	137,71	,41	,41	16,66	12,74
	<i>Ulex parviflorus</i>	,24	,24	153,11	146,10	77,71	49,25	,02	,01	9,00	3,99

Anexo 5. Media de la biomasa por metro cuadrado (\pm error estándar) de las especies herbáceas y leñosas establecidas en los diferentes tratamientos de la vegetación y en la aplicación de una cubierta protectora de residuos vegetales (mulch) para cada unidad experimental estudiada.

		CONTROL		DESBROCE				FAJAS			
		Media	E.E.	MULCH				MULCH			
				con		sin		con		sin	
				Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
Gachas	Herbáceas	172,32	44,22	89,36	37,56	96,16	39,48	42,38	18,41	95,08	55,63
	Leñosas	85,05	31,40	442,27	240,82	216,43	121,28	31,75	11,02	88,24	18,07
Morera	Herbáceas	92,68	55,74	150,12	64,04	107,32	50,93	42,08	18,78	37,52	26,94
	Leñosas	275,47	141,81	84,28	46,49	135,49	55,56	59,96	20,49	279,08	192,92
Roñoso	Herbáceas	285,56	63,82	1,21	,58	24,84	12,13	3,95	3,24	,72	,72
	Leñosas	263,12	105,29	286,48	154,27	299,98	141,47	5,27	3,41	30,67	15,49

Anexo 6. Media del número de germinación por metro cuadrado (\pm error estándar) de las tres especies de estudio establecidas en los diferentes tratamientos de la vegetación y en la aplicación de una cubierta protectora de residuos vegetales (mulch) para cada unidad experimental estudiada.

		CONTROL		DESBROCE				FAJAS			
		Media	E.E.	MULCH				MULCH			
				con		sin		con		sin	
				Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
Gachas	<i>Cistus albidus</i>	9,20	3,77	13,60	3,11	16,80	6,05	10,80	4,99	19,20	7,47
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	1,20	,85	7,60	5,89	2,40	1,07	6,00	3,06	28,40	9,95
	<i>Ulex parviflorus</i>	3,60	1,26	21,60	6,48	17,60	6,67	10,00	3,54	29,20	8,41
Morera	<i>Cistus albidus</i>	36,40	15,94	10,00	5,82	26,00	13,61	5,20	1,69	8,40	5,21
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	2,80	1,58	5,20	2,98	6,40	3,22	4,00	1,33	26,80	10,83
	<i>Ulex parviflorus</i>	30,80	24,78	17,20	4,18	22,40	8,25	17,60	6,06	50,80	20,67
Roñoso	<i>Cistus albidus</i>	8,40	7,09	3,20	1,44	14,80	6,53	,00	,00	7,60	3,34
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	5,20	3,96	17,60	3,69	13,20	5,37	18,80	16,31	8,80	4,29
	<i>Ulex parviflorus</i>	1,20	1,20	4,80	1,31	10,00	2,00	9,20	2,80	20,00	3,96

8. AGRADECIMIENTOS

Ahora que ya han pasado cuatro años, quiero agradecer a todas las personas que han hecho posible durante todo este tiempo que mi proyecto vea finalmente la luz.

La familia ha sido muy importante durante todo este periodo. A mi madre y a mi hermana Belén porque nunca han dejado de confiar en mí en los momentos en que he pensado en abandonar y, sobre todo, por aguantar mi carácter impulsivo que a veces ha hecho complicada la convivencia conmigo. A mi padre, porque en estos últimos meses ya empezaba a preocuparse del porqué pasaba tanto tiempo encerrada en mi habitación. A todos ellos: GRACIAS DE CORAZÓN, sin vosotros no hubiera sido posible.

Quiero agradecerse también a mi tutora M^aPilar, que desde el primer momento en que le expuse mi problema con la marcha de mi anterior tutor (Alejandro Valdecantos) aceptó guiarme y aconsejarme en la medida de lo posible. Y también por estar siempre dispuesta y pendiente de resolver cualquier duda que me surgiese a medida que iba avanzando. A Alejandro, por supuesto, quién fue el que me propuso este tema y con quién compartí muchas salidas de campo y me proporcionó posteriormente los datos estadísticos. Al igual que con Jaime Baeza (CEAM) y mi compañera de universidad Paula.

A las amigas y amigos, por estar siempre dando ánimos e incluso haciendo más llevadero el trabajo en los momentos más difíciles. A Borja, porque siempre ha estado dispuesto a ofrecerme su ayuda desde la distancia y es quién me ha ayudado en mi gran problema que ha sido la estadística. Sin su consejo no hubiera podido empezar con ella. A Tania, compañera de carrera y de piso, por interesarse siempre de todas mis cosas (tanto buenas como malas) y haciéndome pasar momentos entretenidos que ayudaban a reemprender con más ganas el proyecto. A Rakel, por hacerme

pasar tardes agradables o de charla en el Politécnico que sin duda también me ayudaron a despejarme por algunas horas. Y a otros tantísimos amigos que en algún momento han estado ahí: Vanesa, Iván, Víctor, Orlando...

Y en general a todo el mundo que me ha aconsejado o me ha ofrecido su apoyo en todo este tiempo que ha durado mi proyecto.