



Universidad de León
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental
Área de Ecología



Análisis comparativo de los efectos de la revegetación en brezales quemados de la provincia de León

Isabel Fernández Abascal

León, noviembre 2015



Universidad de León
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental
Área de Ecología

Análisis comparativo de los efectos de la revegetación en brezales quemados de la provincia de León

Isabel Fernández Abascal

Directores de la Tesis: Dr. D. Estanislao de Luis Calabuig
 Dra. Dña. Reyes Tárrega García-Mares

Memoria presentada para optar al título de Doctor por la Universidad de León

Con cariño para Alfredo y Aira

Agradecimientos

Ante todo, agradezco a las dos personas que me han dirigido esta tesis, Tanis y Reyes. La paciencia, ánimos y buen hacer de los dos, han hecho posible que pudiera llevarla a cabo, no me desanimara en ningún momento, y lograra acabarla. Estaré siempre agradecida.

A mis padres que siempre me apoyaron y confiaron en mí, aunque no hayan podido ver concluida esta etapa, sintiendo su ausencia y el haberles privado de la gran satisfacción de este momento.

A Alfredo y Aira por haberme dispensado de ausencias, tareas y dedicación en tantos momentos y alegrarme la existencia a diario.

A los compañeros del departamento por su ayuda, colaboración, y estímulo para que las tareas más duras se convirtieran en momentos agradables y el buen humor estuviera siempre presente. En especial a los compañeros con los que compartí despachos, dudas, ordenadores, fatigas, sudores campestres y un montón de cosas más, gracias a Elena, Luz Leonor y a los que ya no frecuentan por allí, Gloria, Camino, Jose Antonio, Laura, Juan Carlos, Sara, Cristina y Ana. A los más recientes por su ayuda en los ajetreados momentos finales.

A Merche, por su maravillosa ayuda y compañía que convirtió la paciente tarea de laboratorio en quehacer entretenido y amistoso.

Al resto del departamento con los que compartí tan buenos momentos a la hora del café y celebraciones.

A Mercedes Casal y a todos los del grupo de Ecología del Fuego de Santiago, por facilitarme apoyo académico y logístico durante el periodo de mi estancia y en el congreso.

A los de la Universidad Católica de Pelotas (Brasil) por la estancia y en especial a mi “hospedeira”.

A Jose y Mercedes por su apoyo en infraestructuras diversas, como ordenador y jardín de estudio.

Al resto de mis hermanos por dejarme concentrarme en los momentos finales.

A todos los amigos que me han sabido disculpar en los periodos de mayor tarea.

INDICE

Capítulo 1. Introducción general	1
1.1. El fuego y la especie humana	3
1.2. El fuego en España	3
1.3. Efectos del fuego en la vegetación	5
1.4. Efectos del fuego en el suelo	7
1.5. Restauración de zonas quemadas	10
1.6. Objetivos	13
1.7. Bibliografía	14
 Capítulo 2. Material y métodos	25
2.1. Descripción de las zonas de estudio	27
2.1.1. Corcos	27
2.1.2. Camposagrado	31
2.2. Diseño experimental en el brezal de Corcos	33
2.3. Diseño experimental en el brezal de Camposagrado	36
2.4. Siembra en el laboratorio	38
2.5. Descripción del estudio de la biomasa aérea	39
2.6. Bibliografía	40
 Capítulo 3. Diez años de recuperación después de quema experimental en un brezal: efectos de la siembra de especies nativas	41
3.1. Introducción	44
3.2. Material y método	46
3.3. Resultados	49
3.4. Discusión	59
3.5. Bibliografía	63
 Capítulo 4. Efectos de la siembra de especies herbáceas nativas en la recuperación post-fuego de un brezal	67
4.1. Introducción	70
4.2. Material y método	71
4.3. Resultados	72
4.4. Discusión	82
4.5. Bibliografía	84

Capítulo 5. Diez años de recuperación después de quema experimental en un brezal: efectos de la siembra de especies nativas	89
5.1. Introducción	92
5.2. Material y métodos	93
5.3. Resultados	94
5.4. Discusión	99
5.5. Bibliografía	101
 Capítulo 6. Tendencias en la recuperación de la biomasa después del fuego en un brezal de <i>Erica australis</i>	 105
6.1. Introducción	108
6.2. Material y método	108
6.3. Resultados	110
6.4. Discusión	117
6.5. Bibliografía	119
 Capítulo 7. Discusión general	 123
7.1. Efectos de la siembra para incrementar la cobertura a corto plazo. Influencia sobre la regeneración natural	125
7.2. Efecto de la siembra de especies leñosas para favorecer el avance sucesional	131
7.3. Recuperación de la biomasa después del fuego	132
3.5. Bibliografía	133
 Capítulo 8. Conclusiones	 141



CAPITULO 1

Introducción general

1.1 EL FUEGO Y LA ESPECIE HUMANA

El fuego es una reacción química que tiene lugar cuando se aplica calor a un combustible en presencia de aire. Una vez desencadenada, el calor generado por la reacción proporciona la energía necesaria para que el proceso continúe, mientras concurren en el espacio y en el tiempo los tres elementos esenciales, combustible, aire y calor.

Mucho antes de que la especie humana descubriera el fuego, la existencia de eventos naturales como rayos, volcanes y meteoritos, fueron la causa de gran cantidad de incendios sobre la tierra. Particularmente, en las áreas de clima mediterráneo el fuego ha sido durante miles de años uno de las principales factores en la evolución biológica. Además, en los últimos 50.000 años, ha influido de forma fundamental en el desarrollo cultural del hombre, lo que afectó a la evolución posterior de los seres vivos y al modelado de sus paisajes. En la actualidad, el fuego es responsable del mantenimiento de la estructura y funcionamiento de muchos ecosistemas, actuando, por tanto, como un factor ecológico clave (Naveh, 1974, 1999).

1.2. EL FUEGO EN ESPAÑA

Tradicionalmente, la especie humana ha utilizado el fuego como herramienta para manejar su entorno, principalmente los agricultores y ganaderos que lo han aprovechado para aclarar los bosques y establecer nuevas zonas de cultivo o pastos. En las últimas décadas, la población rural se ha reducido drásticamente como resultado de los cambios socioeconómicos, lo que ha supuesto el abandono de tierras y, en consecuencia, un aumento progresivo de la extensión de las comunidades de matorral (Luis-Calabuig et al., 2000; Pérez et al., 2003). En España, la superficie cubierta con arbustos de cualquier tipo es aproximadamente del 20%, estos ecosistemas representan etapas clímax en los bordes supraforestales, pero se extienden en altitudes más bajas como formaciones regresivas, causadas por la deforestación y los efectos del pastoreo abusivo (Luis-Calabuig, 1987). En la provincia de León, las zonas de mayor densidad se extienden fundamentalmente por la zona colina y montana del norte, así como en torno a la fosa berciana del oeste. Entre las diferentes tipologías de estas comunidades destacan por su mayor extensión y frecuencia los brezales, siendo las especies de

mayor importancia *Erica australis* subsp. *aragonensis*, *Calluna vulgaris*, *Chamaespartium tridentatum* y *Halimium alyssoides* (Luis et al. 1989). Datos más recientes, correspondientes al Tercer Inventario Forestal Nacional (Junta de Castilla y León, 2007) indican una tendencia al aumento en la superficie forestal, pero las comunidades de matorral continúan siendo abundantes.

Las especies que componen las comunidades arbustivas mediterráneas favorecen el riesgo de incendios por su estructura y sus características morfológicas y fisiológicas. Para la determinación del comportamiento del fuego y la valoración del peligro de incendio, es necesaria información sobre las características del combustible vegetal (Rego et al. 1994, Gill and Moore 1998), que depende del tiempo transcurrido desde el último incendio y de la dinámica de recuperación, específica de cada comunidad. Para un buen manejo y gestión de estos ecosistemas se requiere, por tanto, un conocimiento profundo de esta dinámica y aunque existen numerosos estudios analizando la recuperación post-fuego de la cobertura de las plantas, son menos los que analizan los cambios en la biomasa desde el punto de vista ecológico (Casal et al. 1984, Fernández-Santos and Gómez-Gutiérrez 1992, Fernandes et al. 1998).

En las últimas décadas del siglo XX se ha constatado un incremento del número de incendios y del total de superficie quemada en la Europa Mediterránea (Moreno and Vallejo, 1999; Pausas and Vallejo, 1999). Además, se estima que un 96% de los incendios en España son debidos a la acción humana. El 4% restante se debe a causas naturales, por la acción de los rayos, aunque esta proporción es distinta a la que se da en otros ecosistemas típicamente mediterráneos, como los californianos, donde los rayos pueden provocar hasta un 40% de los incendios (Tárrega and Luis, 1990). Las causas de este aumento se explican por el cese de prácticas como el pastoreo, la tala o desbroce para obtención de leña y el abandono de cultivos, con la consiguiente acumulación de combustible y aumento en intensidad del fuego. También contribuye al incremento en el riesgo de incendios el creciente uso para fines recreativos de las zonas naturales por parte de la población urbana. Además, en muchos países esto ha sido agravado por la plantación de especies forestales altamente inflamables, como pinos y eucaliptos.

Por otra parte, el incremento del número de incendios ha revelado al fuego como una de las más serias amenazas para la conservación de los ecosistemas en la

actualidad, por dos razones fundamentales: por la pérdida de la vegetación y sobre todo por la pérdida de suelo, que pone en peligro la posibilidad de recuperación (Vallejo and Alloza, 1998).

1.3. EFECTOS DEL FUEGO EN LA VEGETACIÓN

La vegetación es capaz de recuperarse después del fuego mediante dos mecanismos, por regeneración vegetativa o por reproducción sexual (Pausas and Keeley, 2014). Sin embargo, es necesario aclarar que no se trata de adaptaciones desarrolladas como respuesta exclusiva a la quema, sino que también ocurren cuando se corta la vegetación, por lo que podrían ser una adaptación frente a la tala y el pastoreo, dos formas de actuación que han sido también muy habituales en estas zonas. Con respecto a los dos mecanismos de adaptación al fuego, las respuestas de las plantas se pueden agrupar en cuatro categorías (Gill 1977; Naveh, 1974; Trabaud 1987a; Tárrega and Luis, 1990):

1. Reproducción vegetativa. Plantas perennes que mediante la supervivencia de yemas protegidas permiten el rebrote. La protección puede ser, bien mediante una corteza gruesa y aislante, como ocurre en el alcornoque y algunas especies de pinos, o localizarse en la cepa y las raíces, que no son dañadas por el fuego debido a la mala difusión del calor en el suelo.
2. Estimulación de la floración, generalmente en monocotiledóneas, por un incremento en la temperatura o la luz del suelo.
3. Incremento de la liberación y dispersión de semillas, como ocurre en muchas especies de pinos y eucaliptos, que necesitan el calor del incendio para destruir el material resinoso de las piñas, liberándose las semillas.
4. Estimulación de la germinación por el fuego, que rompe las cubiertas gruesas de las semillas de algunas especies o elimina los agentes químicos de la cobertura leñosa que inhibían la germinación.

Estos distintos mecanismos pueden aparecer de forma combinada y suponer ventajas para ciertas especies vegetales. En función de su estrategia reproductiva después del fuego, se pueden clasificar en tres grandes grupos:

- Rebrotadoras obligatorias, que solo se regeneran vegetativamente. Incluyen a la mayor parte de los árboles esclerófilos y arbustos de las comunidades mediterráneas
- Germinadoras obligatorias, que abarca a todos los terófitos, algunas herbáceas perennes, como *Sanguisorba minor*, y determinadas leñosas como algunas especies del género *Cistus*, *Rosmarinus officinalis* y casi todos los pinos.
- Rebrotadoras facultativas, aquellas que pueden recuperarse tanto de rebrote como por semillas, engloba a muchos caméfitos y herbáceas perennes

Así pues, los efectos del fuego en la vegetación de la región mediterránea pueden ser muy diversos, no solo por la gran complejidad de sus comunidades, formadas por especies con diferentes respuestas de recuperación, la interferencia del pastoreo y la corta, sino por el estado previo de conservación y el régimen del fuego: tipo, intensidad, duración, estación del año en que se produce y frecuencia (Luis et al., 2000). Sin embargo, se advierte al comparar los diferentes ecosistemas mediterráneos que poseen semejanzas destacadas en dos aspectos, su gran resiliencia y su poder de recuperación, lo que les permite sobrevivir o regenerarse rápidamente tras el incendio. No se produce en ellos una verdadera sucesión secundaria con sustitución de unas especies por otras, sino que se manifiesta un proceso de autosucesión, de modo que las plantas que aparecen en la zona después del fuego dependen en gran medida de las que existían previamente y así lo confirman la mayoría de autores que han estudiado comunidades quemadas de estos ecosistemas: en Israel, Francia, España, California, etc. (Naveh 1974; Trabaud, 1987b; Luis et al., 1987; Calvo et al., 1998; 2002, Reyes et al., 2000; Vallejo and Alloza, 1998). En este proceso puede tener gran importancia la estrategia reproductiva de las especies leñosas de esta región, ya que la mayor parte de ellas rebrotan después del fuego.

En cuanto a la diversidad y riqueza de especies, diversos trabajos coinciden en una invasión por especies oportunistas en los primeros años, siendo máxima entre uno y tres años tras el fuego, cuando las semillas han tenido tiempo suficiente para llegar e instalarse, disminuyendo estos parámetros posteriormente al ser desplazadas por las especies características de la comunidad (Trabaud, 1980; Casal et al., 1984; Tárrega and Luis 1990). Sin embargo, a pesar de que se detectan los mayores porcentajes de

terófitos en estos primeros años, Calvo et al. (1989) observan mayor cantidad de herbáceas perennes que de herbáceas anuales, a los dos años del incendio.

1.4. EFECTOS DEL FUEGO EN EL SUELO

Los efectos del fuego en el suelo varían con la temperatura alcanzada en el incendio y la profundidad. DeBano et al. (1979), en ecosistemas de chaparral, considera una quema suave cuando se alcanzan 250°C en la superficie y 90°C a 2,5 cm. Estima que es moderada, alrededor de los 400°C y 170°C, respectivamente en ambas profundidades. Si asciende hasta los 700°C en la superficie y 200°C a los 2,5 cm del suelo, considera que es intenso. En estos ambientes la materia orgánica comienza a quemarse a 427°C, lo que supone que las propiedades del suelo cambian drásticamente. En Italia, Giovannini et al (1987), detectan un pequeño decrecimiento a 220°C, y a 460°C la combustión es total. En experimentos de calentamiento en laboratorio, realizados con suelos de brezal de la provincia de León, también se ha encontrado un descenso significativo en el contenido en materia orgánica cuando el suelo se calentaba a 500°C (Marcos et al. 2007).

Entre las propiedades químicas del suelo más afectadas están la capacidad de intercambio catiónico, que disminuye, el incremento del pH, por aumento de solubilidad de los cationes, y la pérdida de nitrógeno, que en fuegos intensos es completa pero por debajo de 200°C no se aprecia, aunque puede parecer más abundante por una mayor disponibilidad de formas asimilables por las plantas, circunstancia que también se produce en el resto de nutrientes, lo que provoca una mejora en el crecimiento vegetal en el periodo siguiente al fuego.

Las propiedades biológicas se alteran por la muerte de las bacterias, en especial las nitrificantes que son las menos tolerantes a las altas temperaturas.

Las propiedades físicas se alteran al quemarse la materia orgánica, debido a las características que ésta aporta al suelo. Antes del fuego causa una mejora por sujeción de las partículas que lo componen, originando su agregación en estructuras con grandes poros por donde penetran el agua y el aire, lo que se conoce como estabilidad de los agregados del suelo. Cuando la materia orgánica desaparece por combustión se pierden estas estructuras, lo que determina un descenso global de la porosidad y la

proporción de partículas finas. Giovannini et al, (1990) observan que hasta 220°C no se modifican los parámetros físicos significativamente. A partir de 450°C las variaciones se agravan pero son reversibles si se incorpora materia orgánica nueva. Desde 700°C y especialmente a 900°C las alteraciones minerales son tan graves que se hacen irreversibles, quedando sueltas las partículas del suelo y resultando más susceptibles a la erosión, por los agentes atmosféricos.

Otro efecto es la pérdida de infiltración de los suelos como consecuencia de la destrucción de la vegetación, la capa de hojarasca y humus, que provoca un aumento de la escorrentía y la erosión (Díaz-Fierros et al.1990, Bohling and Gerold, 1991), observa que en zonas quemadas de Galicia, la lluvia no es interceptada por la vegetación como en las zonas no quemadas y que la infiltración decrece por la marcada repelencia al agua producida en el suelo.

Numerosos estudios detectan el desarrollo de esta capa hidrofóbica. Las razones que se esgrimen es que son debidas a las sustancias orgánicas que se evaporan de la superficie durante la quema y que pueden desplazarse hacia abajo, produciendo su condensación alrededor de las partículas del suelo mineral, formándose una capa repelente al agua, que es frecuente encontrar debajo y en paralelo a la superficie del suelo. En la formación de esta capa influye el comportamiento del fuego, los gradientes de temperatura que se desarrollan en el suelo durante la quema y la temperatura alcanzada en el suelo durante el incendio. Por debajo de 175°C no se produce repelencia (DeBano, 1981); entre 175°C y 200°C la repelencia es intensa, y se destruye en el intervalo de 280°C a 400°C (DeBano et al., 1976; Giovannini y Lucchesi,1987; March et al., 1994). Entre las propiedades del suelo que afectan a la repelencia al agua se incluyen la cantidad y el tipo de materia orgánica presente (DeBano 1981, Imeson et al., 1992; Doerr *et al.*, 1998); la textura del suelo (DeBano, 1981), ya que los gruesos son más afectados que los finos por tener menor superficie por unidad de masa, por lo que son más fácilmente revestidos por una cantidad determinada de material hidrofóbico; y por último, la humedad del suelo porque restringe la penetración del calor en el suelo (DeBano et al., 1976). Otros trabajos sobre el efecto de la repelencia al agua inducida por el fuego, han sido llevados a cabo por Wells (1987) en California, Mallick y Rahman (1985) en brezales de Inglaterra, Scott (1988) en Sudáfrica y Almendros et al. (1988), Martínez-Fernández and Díaz-Pereira (1994) y Molina et al. (1994) en España.

Otros autores añaden la formación de una costra por depósito de cenizas (Morin and Benyamini, 1977, Wells et al., 1979).

Todos estos procesos físico-químicos producen una serie de efectos que interaccionan entre sí y se conoce como severidad de la quema donde además de la temperatura alcanzada, influye la duración, cantidad de combustible, tipo de vegetación, clima, topografía, suelo y superficie quemada. Como algunos de estos factores no pueden ser cuantificados, la severidad de la quema no puede ser expresada como una simple medida cuantitativa por lo que se suele formular en función de los restos vegetales y la temperatura del suelo (Robichaud et al., 2000).

Las perturbaciones ocasionadas por el fuego sobre el suelo, la vegetación y la capa de hojarasca alteran el funcionamiento de los procesos hidrológicos, aumentando la escorrentía y la erosión. En resumen, la temperatura alcanzada en el incendio y el porcentaje de suelo descubierto después de la quema son un factor clave que explica las diferencias en la erosión (Vega et al. 2014).

Aparte de la pérdida de vegetación y suelo, hay que tener en cuenta también la destrucción de numerosas semillas de la reserva del suelo por la acción directa del fuego (Valbuena, 1995; Valbuena and Trabaud, 1995); a continuación se pierden otras muchas arrastradas por la lluvia, de modo que la exportación de semillas de un suelo quemado puede ser 10 veces superior a lo normal (Cancio et al. 1984).

Ferrandis et al. (1999) registran un significativo decrecimiento en la densidad de semillas duras de Cistáceas, así como un incremento de las semillas inviables en la capa de suelo de 0-2 cm., aunque no aprecian ningún daño en los 2-5 cm. y la germinación de las viables muy elevada.

Otro autor que también registra cambios en la viabilidad y el potencial en la germinación de las semillas es Went et al. (1952).

Además, las semillas del banco edáfico son considerablemente alteradas por el fuego al cambiar la fertilidad del suelo (Raison 1979), por la producción de sustancias hidrofóbicas (DeBano et al., 1976) y la producción de sustancias que estimulan la germinación (Keeley, et al. 1985).

Blank, et al. (1994) afirman que el calor generado por el fuego reduce los efectos alelopáticos de la hojarasca y además, por compactación del suelo, se incrementa la conductividad hidráulica a las semillas. Estas influencias positivas pueden ser minimizadas por los efectos negativos de la producción de ácidos orgánicos fitotóxicos, pérdidas de nitrógeno y de carbono por lo que es difícil predecir estas sinergias en situaciones de campo.

1.5. RESTAURACION DE ZONAS QUEMADAS

La degradación del suelo y el riesgo de erosión pueden aumentar considerablemente como consecuencia de los incendios forestales, por lo que la protección del suelo debe ser objetivo prioritario en el manejo post-incendio (de las Heras, 2013). Entre los métodos para reducir las pérdidas por erosión se distinguen los tratamientos que moderan los efectos de la excesiva escorrentía. En ellos se incluyen las barreras de troncos en los contornos de las zonas quemadas, la limpieza de vaguadas, así como su estabilización por medio de presas o su reforzamiento, el aclarado de cunetas de carreteras y caminos, el desagüe de áreas con suelos inestables, etc.

Otros tratamientos están destinados a reducir la cantidad de escorrentía en las áreas donde se produce el flujo de agua. Uno de los más comúnmente utilizados es la siembra de herbáceas que proporcionan cobertura al suelo, en especial durante el primer año (Ruby, 1989).

Desde los años cuarenta del siglo pasado ha sido una práctica bastante habitual en la zona oeste de Estados Unidos la siembra de especies herbáceas, principalmente introducidas y algunas nativas, en las áreas forestales quemadas, para tratar de estabilizar las laderas y minimizar el impacto en las zonas bajas, debido al grave incremento de la erosión. Esta práctica tuvo su más alto porcentaje en los años 70 llegando a realizarse en el 26% del total del área quemada, y sin embargo en el periodo del 2000 al 2007 sólo se alcanzaría un 4% (Peppin et al., 2011). Las causas radican en la amplia controversia que durante esos años se engendró por la falta de datos y estudios, respecto a la efectividad de la siembra en la reducción de la erosión, y el uso de especies no nativas que podrían afectar el desarrollo de la vegetación natural a corto y largo plazo (Conard et al., 1995). Con objeto de paliar la ausencia de

investigaciones, se crearon a partir de los años 80 equipos interdisciplinarios que desarrollaron métodos sistemáticos para evaluar estas prácticas.

Desde esa década, y a consecuencia de los resultados que se fueron obteniendo, se inició un debate a nivel científico y político en ese país que supuso un cambio gradual en la gestión de las zonas afectadas por los incendios, al irse revelando que la siembra podía inhibir la regeneración forestal, reducir la biodiversidad natural y aumentar la invasión de especies no nativas (Keeley et al. 2006). Por ello, se llegó al reconocimiento de que las especies introducidas pueden ser útiles en situaciones donde se necesita un establecimiento rápido de la vegetación, pero se empezó a ver la importancia del papel de las especies nativas como responsables del mantenimiento y la restauración de la integridad genética y ecológica de los ecosistemas. De tal forma que, entre 1970 y 2007, se revela una tendencia a incrementar el uso de especies nativas o dominando la mezcla junto con semillas de cereales o híbridos de gramíneas estériles (Peppin et al. 2011).

Aunque se han hecho esfuerzos considerables en el desarrollo de tecnologías para el uso de plantas nativas en la restauración de ecosistemas perturbados, su uso continúa restringido por falta de métodos para muchas especies, requerimientos en el uso de fuentes de semillas localmente adaptadas y técnicas específicas de siembra (Richards et al.; 1998). Con el agravante de que los costes de las semillas nativas son más altos que los de especies introducidas (Thompson et al. 2006).

Una de las especies más utilizadas en las zonas quemadas del oeste de Estados Unidos ha sido el “ryegrass”, *Lolium multiflorum*, una especie anual no nativa de ese país. Aunque incrementa la cobertura total del suelo durante el primer año, su uso disminuye la riqueza de especies nativas (Gautier 1983, Taskey et al. 1989, Beyers et al. 1994, 1998). Conard et al., (1995) sostienen que interfiere con la recolonización natural y puede tener efectos a largo plazo en la composición y estructura de la vegetación post-fuego. Se ha observado una menor supervivencia en plantaciones de pinos sembradas con ryegrass que el control, durante el primer año después del fuego. Pero los efectos sobre la erosión varían según autores. En un año con promedio de lluvias alto, Gautier (1983) obtiene un 31% menos de erosión en las parcelas donde ésta especie aumenta la cobertura total. Sin embargo Amaranthus (1989) Taskey et al.

(1989), Beyers et al. (1998) y Wohlgemuth et al. (1998) concluyen que el impacto en el total de la erosión es mínimo.

La mezcla de gramíneas y leguminosas ha sido ampliamente usada para reducir las pérdidas por erosión. La efectividad de este tratamiento es de baja a moderada, según las condiciones medioambientales del área quemada y sembrada. Dependen especialmente de las condiciones meteorológicas después de la siembra, como son la duración de las tormentas, el riesgo de periodos secos, la intensidad de la primera tormenta y la llegada de temperaturas más cálidas, que pueden afectar a la germinación y el crecimiento inicial (Miles et al., 1989; Fernández-Abascal et al., 1998, 2003).

Keeley (1998) obtiene una cobertura relativamente insignificante con siembra de especies autóctonas del género *Nasella*, en comparación con aquellas que recubren naturalmente las áreas quemadas de California, aunque aclara que estas especies normalmente no se regeneran por semilla después del fuego, si no que lo hacen por rebrote y probablemente no alcancen las tasas de crecimiento tan rápidas como las anuales.

En España la revegetación de áreas quemadas no se ha tenido en cuenta hasta comienzos de la década de los años 90, y -sólo como objeto de investigación-, en cuatro comunidades, Valencia, Galicia y Castilla-León, con equipos coordinados entre sí. Como parte del resultado de los trabajos efectuados en León, se ha redactado esta Tesis Doctoral.

Los estudios llevados a cabo en nuestro país muestran que la siembra de especies herbáceas produce un incremento inicial en cobertura y ninguna modificación en la regeneración de las comunidades nativas valencianas (Bautista et al., 1997; Vallejo and Alloza, 1998; Alberdi and Caveró, 2001). En la cuenca central del Ebro, Badia et al. (1996) recogen una reducción en la cantidad de suelo descubierto y en la cantidad de sedimento arrastrado. En un trabajo más reciente en Galicia (Vega et al., 2015) se observó que la siembra de gramíneas en zonas recién quemadas solo reducía significativamente la erosión cuando se sembraban acompañadas de mulch.

Por otra parte, la mayoría de las comunidades arbustivas de la cuenca Mediterránea son muy persistentes como etapas secundarias y no parece que se

produzca un avance sucesional hacia las etapas maduras de bosque. En algunos casos, esto es debido al grado de degradación del suelo, pero en otros puede ser por causa de la dificultad de las semillas de los árboles para alcanzar y llegar a establecerse en estas zonas (Luis-Calabuig et al., 2000; Vallejo et al., 2000; Reyes y Casal, 2002; Espelta et al., 2003; De las Heras, 2013). En el caso de las especies del género *Quercus*, las dos posibilidades de reforestación, siembra o plantación, presentan ventajas e inconvenientes. La plantación utiliza plantones ya establecidos, pero las características de las raíces se adaptan mal a las condiciones de campo. Por el contrario, la siembra puede dar lugar a plántulas mejor adaptadas a las condiciones locales, pero tiene el problema de los elevados niveles de depredación que sufren las bellotas, aunque se han ensayado diferentes métodos para evitarlo (Leverkus et al., 2015).

También se ha señalado la ventaja de introducir especies arbustivas con resiliencia al fuego, a fin de favorecer la regeneración natural en el caso de que ocurra otro incendio. Respecto a este punto *Cytisus* tiene una gran capacidad para recubrir tanto de semilla como por rebrote (Tárrega et al., 1992; Fernández-Santos y Gómez-Gutiérrez, 1994; Fernández-Santos et al., 1999; Pérez et al., 2003), con la ventaja añadida de poseer simbiontes fijadores de nitrógeno que podrían favorecer el crecimiento de otras especies aunque también compitan entre ellas (Watt et al., 2003).

1.6.- OBJETIVOS

Al ser las comunidades de matorral las más afectadas por los incendios en la provincia de León, el objetivo general de la tesis es comprobar la efectividad de la siembra en estas zonas perturbadas, con el propósito de aumentar la cobertura vegetal a fin de reducir la erosión del suelo. Con esta intención se abordaron los cuatro capítulos específicos de los que consta esta tesis:

- Analizar cuál de las diferentes combinaciones de especies herbáceas y leñosas es la más indicada en la revegetación de un brezal quemado experimentalmente, para reducir la erosión a corto plazo, y poder favorecer la sucesión hacia el bosque, a largo plazo. (CAPÍTULO 3)
- Establecer si la siembra de especies herbáceas autóctonas de la zona produce un incremento en la cobertura durante las primeras etapas de la

regeneración en un brezal, quemado en un incendio natural. Determinar cuáles son las especies herbáceas más convenientes, en relación a cuál produce mayor cobertura a corto plazo y a la vez no interfiere con la recuperación natural de la vegetación. (CAPÍTULO 4)

- Investigar la dinámica de la recuperación de la comunidad vegetal en los dos brezales, para determinar si la siembra afecta a la regeneración natural. (CAPÍTULOS 3 Y 4)
- Determinar, mediante un estudio a corto plazo en laboratorio, si las especies herbáceas sembradas en ambos brezales (dos gramíneas y una leguminosa) afectan a la germinación de las semillas presentes en el banco edáfico de la zona, así como las posibles interacciones entre la leguminosa y las gramíneas. (CAPÍTULO 5)
- Determinar la dinámica de recuperación de la biomasa aérea después del fuego, en brezales, comparando parcelas quemadas en años diferentes y parcelas similares no quemadas. Se analiza la biomasa total de la comunidad vegetal, así como la de las principales especies leñosas presentes, comparando además los cambios en las fracciones fotosintéticas y no fotosintéticas, en función del tiempo transcurrido desde el fuego. Todos estos cambios pueden tener importantes implicaciones en la determinación del riesgo de futuros incendios (CAPÍTULO 6)

En cada uno de los correspondientes capítulos se definen con más detalle los objetivos específicos de cada trabajo.

1.7. BIBLIOGRAFÍA

- Alberdi, L. and Caveró, R.Y., 2001. Desarrollo de técnicas que aceleren el proceso de recuperación de la flora vascular tras un incendio en un carrascal de Navarra. Actas del III Congreso Forestal Español. Granada, pp. 521-526.
- Almendros, G., Martín, F.F., González-Vila, J. 1998. Effects of fire on humic and lipid fractions in a Dystric Xerochrept in Spain. *Geoderma* 42, 115-127.

- Amaranthus, M.P. 1989. Effect of Grass Seeding and Fertilizing on Surface Erosion in Two Intensely Burned Sites in Southwest Oregon. Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management. October 26-28, 1988, Sacramento, California. Gen. Tech. Rep. PSW-109. Berkeley, CA:U.S.DA: 148-149.
- Badia, D.; Cristóbal, R.O.; Durán, P. 1996. Grass seeding effect on soil erosion in burned semiarid areas. First European Conference & Trade Exposition on Erosion Control. Sitges-Barcelona, Mayo 29, 30 & 31, 1996.
- Bautista, S., Abad, N, J., Bladé, C., Ferran, A., Ponce, J.M., Caturla, R.N., Alloza, J.A., Bellot, J., Vallejo, R. 1997. Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afectados por incendios forestales. En: La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana. Vallejo, R. (Ed.). Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, pp. 395-434.
- Beyers, J.L.; Conard, S.G.; Wakeman, C.D. 1994. Impacts of an introduced grass, seeded for erosion control, on postfire community composition and species diversity in southern California Chaparral. En: Proceedings of the 12th international conference on fire and forest meteorology, October 26-28, 1993, Jekyll Island, G.A. Bethesda, MD: Society of American Foresters: 594-601.
- Beyers, J.L.; Wohlgemuth, P.M.; Wakeman, C.D.; Conard, S.G.; 1998. Ryegrass seeding for postfire erosion control in chaparral –does it work? Fire Management Notes. 58:30-34.
- Blank, R.R.; Allen, F.; Young, J.A. 1994. Extractable anions in soils following wildfire in a sagebrush-grass community. Soil Science Society of America Journal. 58: 564-570.
- Bholing, N. and Gerold, G., 1991. Post Fire regeneration patterns and soil erodibility in Mediterranean phrygana-areas of Naxos (Greece). In: Sala, M., Rubio, J.F. (Eds.), Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires. Selection of Papers from the International Conference of Forest Fires. Barcelona, España, 1991. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 10-11.

- Calvo, L., Luis, L., Tárrega, R., 1989. Regeneración de herbáceas en parcelas experimentales de matorral. *Options Méditerranéennes* nº 3: 127-130.
- Calvo, L., Tárrega, R., Luis, L., 1998. Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting, and ploughing. *Plant Ecology* 137, 1-12.
- Calvo, L., Tárrega, R., Luis, L., 2002. The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecology* 160, 25-42.
- Cancio, E.; Reyes, O.; González-Rabanal, F. y Casal, M. 1984. La erosión del banco de semillas en un matorral de Galicia, tras la quema. III Jornadas de Ecología Terrestre. León.
- Casal, M., Basanta, M. y García-Novo, F. 1984. La regeneración de los montes incendiados en Galicia. Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela, 99.
- Conard, S.G., Beyers, J.L. & Wohlgemuth, P.M. 1995. Impacts of postfire grass seeding on chaparral systems –what we know and where do we go from here. In: *Brushfires in California Wildlands: Ecology and Resource Management*. (Eds. J.E. Keeley & T. Scott), pp. 149-161. Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington.
- De las Heras, J. 2013. ¿Qué hacer después del fuego? Principales retos y algunas respuestas. 6º Congreso Forestal Español. Vitoria, 10-14 junio 2013. 6CFE02-017.
- DeBano, L.F., Savage, S.M., Hamilton, D.A., 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Journal* 40, pp. 779-782.
- DeBano, L.F., Rice, R.M., Conrad, C.E., 1979. Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion, and runoff. USDA Forest Service Research Paper PSW-145, 21p.
- DeBano, L.F., 1981. Water repellent soils: a state-of-the-art. USDA Forest Service General Technical Report PSW-46.

- Díaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Pérez-Moreira, R., Taboada, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain): In: Fire in Ecosystem Dynamics. (Eds. Goldammer, J.G., Jenkins, M.J.). SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 103-116.
- Espelta, J.M., Retana, J., Habrouk, A., 2003. An economic and ecologic multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned *Pinus nigra* forest in NE Spain. Forest Ecology and Management 180, 185-198.
- Fernandes, P.M., Riveiro, L., Botelho, H.S. & Rodrigues, A.P. 1998. Short-term recovery of *Erica australis* shrubland in NE Portugal after prescribed burning. III International Conference on Forest Fire Research, pp. 1853-1862. Coimbra (Portugal).
- Fernández-Abascal, I., Luis, E., Tárrega, R., Valbuena, L., 1998. Five years of recovery after experimental fire in a heathland. Effects of sowing native species. In: Viegas, E.X. (Ed.), Proc. 3rd International Conference on Forest Fire Research. Coimbra, pp. 1889-1889.
- Fernández-Abascal, I., Tárrega R., Luis, E., Marcos, E., 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. Acta Oecologica 24, 131-138.
- Fernández-Santos, B., and Gómez Gutiérrez, J.M. 1992. Post-fire production and accumulation of aboveground biomass in a matorral leguminous shrub, *Cytisus multiflorus*, in NW Spain. 7th E.C. Conference on Biomass for Energy and Industry, pp. 66-673. Lisboa (Portugal).
- Fernández-Santos, B., and Gómez Gutiérrez, J.M. 1994. Changes in *Cytisus balansae* populations after fire. Journal of Vegetation Science 5, 463-472.
- Fernández-Santos, B., Gómez Gutiérrez, J.M., Moreno-Marco, G., 1999. Effects of disturbance caused by traditional Spanish rural land use on the regeneration of *Cytisus multiflorus*. Applied Vegetation Science 2, pp. 239-250.
- Gautier, Clayton R. 1983. Sedimentation in burned chaparral watersheds: is emergency revegetation justified? Water Resources Bulletin. 19(5): 793-802.

- Gill, A. M. 1977. Management of fire-prone vegetation for plant species conservation in Australia. *Seach* 8:20-26.
- Gill, A.M. and Moore, P.H.R. 1998. Big *versus* small fires: the bushfires of greater Sydney, January 1994. En: Moreno, J.M. (ed.), *Large Forest Fires*, pp.46-48. Backhuys Publishers. Leiden.
- Giovannini G: and S. Lucchesi and M. Giachetti. 1987 The Natural Evolution of A Burned Soil: A Three-Year Investigation, *Soil science* 143, 22-226
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M., 1990. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. En: J.G: Goldammer y M. J. Jenkins (Eds.); *Fire in Ecosystem Dynamics*, pp. 95-102. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Imeson, A.C., Verstraten, J.M., van Mulligen, E.J., Sevink, j., 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19, pp. 345-361.
- Junta de Castilla y León, 2007. Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2006) Castilla y León. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León
- Keeley, J.E. 1998. Postfire ecosystem recovery and management: The October 1993 large fire episode in California. En. *Large Forest Fires*. (Ed. J.M. Moreno); pp. 69-90. Backhuys Publishers, The Netherlands.
- Keeley J.E. 2006, *Fire Management Impacts on Invasive Plants in the Western United States*. *Conservation Biology* 20, pp. 375-384
- Keeley, J.E., Morton, B.A., Pedrosa, A. and Trotter, P. 1985 Role of allelopathy, heat and charred wood in the germination of chaparral herbs and suffrutescents. *J. Ecol.* 73, 445-458.
- Komarova, T. A. 1985. Role of forest fires in germination of seeds dormant in the soil. *Soviet J. Ecol.* 16, 311-315.
- Leverkus, A.B., Rojo, M., Castro, J. 2015. Habitat complexity and individual acorn protectors enhance the post-fire restoration of oak forests via seed sowing. *Ecological Engineering* 83, 276-280.

- Luis-Calabuig, E., 1987. Shrub responses to experimental fire. First phases of regeneration. *Ecología Mediterránea* XIII (4), 155-162.
- Luis, E., Tárrega, R., Zuazua, T., 1989. Características edáficas en comunidades de matorral de la provincia de León. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires* 3, pp. 199-202
- Luis-Calabuig E., Tárrega R., Calvo L., Marcos E., Valbuena, L., 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use management. En: Trabaud, L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit press, Southampton, pp. 43-86.
- Mallick, A. U. and Rahman, A.A. 1985. Soil water repellency in regularly burned *Calluna* heathlands: Comparison of three measuring techniques. *Journal of Environmental Management*. 20: 207-218.
- March, R.J., Arias, X., Sole, A., 1994. Effects of slash burning on some soil physical properties in an olm-coppice. In: Sala, M., Rubio, J.F. (Eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires. Selection of Papers from the International Conference of Forest Fires*. Barcelona, España, 1991. Geoforma Ediciones, Logroño, pp.29-42.
- Marcos, E. Tárrega, R., Luis, E., 2007. Changes in a Humic Cambisol heated (100–500 °C) under laboratory conditions: The significance of heating time. *Geoderma* 138, 237-243.
- Martinez-Fernández, J., Diaz-Pereira, E., 1994. Changes of the physical and chemical properties in a soil affected by forest fire in Sierra Larga (Murcia, Spain). In: Sala, M., Rubio, J.F. (Eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires. Selection of Papers from the International Conference of Forest Fires*. Barcelona, España, 1991. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 67-77.
- Miles, S.R., Haskins, D.M. & Ranken, D.W. 1989. Emergency burn rehabilitation: cost, risk and effectiveness. *Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. 97-102.
- Molina, M.J., García-Fayos, P., Sanroque, P., 1994. Short-term changes on aggregate stability and organic matter content after forest fires in calcareous soil in

- Valencia (Spain). In: Sala, M., Rubio, J.F. (Eds.), *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires. Selection of Papers from the International Conference of Forest Fires*. Barcelona, España, 1991. Geoforma Ediciones, Logroño, pp.43-52.
- Moreno, J.M., Vallejo, R., 1999. Fire impacts on the ecosystem and restoration: summary of the main findings from the DELFI-fire database *Proceedings of International Symposium on Forest Fires: Needs and Innovations Athens, Greece*.
- Morin, J. And Benyamini, Y., 1977. Rainfall infiltration into bare soil. *Water Resource Research*, 13: 813-817.
- Naveh, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean region. En: Kozlowski, T.T., Ahlgren, C.E. (Eds.), *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401-434.
- Naveh, Z., 1999. The role of fire as an evolutionary and ecological factor on the landscapes and vegetation of Mt. Carmel. *Journal of Mediterranean Ecology* 1, 11-25.
- Pausas, J.G. and Vallejo, R., 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. En: Chuvieco, E. (Ed.), *Remote Sensing of Large Forest Fires in the European Mediterranean Basin*. Springer, pp. 3-16.
- Pausas, J.G. and Keeley, J.E. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204, 55–65.
- Peppin, D.L., P.J. Fule., C.H. Sieg, J.L. Beyers, M.E. Hunter, and P. Robichaud. 2011. Recent trends in post-wildfire seeding in western US forests: costs and seed mixes. *Int. J. Wildland Fire* 20(5):702–708
- Pérez B., Cruz A., Fernández-González F., Moreno, J.M., 2003. Effects of the recent land-use history on the post-fire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management* 182: 273-283

- Raison 1979 Raison, R. J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51:73-108.
- Rego, F.C., Pereira, J.P., Fernández, P. & Almeida, A.F. 1994. Biomass and aerial structure characteristics of some Mediterranean shrub species. 2nd International Conference on Forest Fire Research, pp. 377-384, Coimbra (Portugal).
- Reyes O., Basanta M., Casal M., Díaz-Vizcaíno E., 2000. Functioning and dynamics of woody plant ecosystems in Galicia (NW Spain). In: Trabaud, L. (Ed.) *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit press, Southampton, pp. 1-39.
- Reyes, O., Casal, M., 2002. Experimental field emergence and early survival of six tree species in forest fires. In: Trabaud L., Prodón P. (Eds.), *Fire and Biological Processes*. Backhuys Publishers, Leiden, pp.277-290.
- Richards, R. T., Chambers, J.C., Ross, C. 1998. Use of native plants on federal lands: policy and practice. *Journal of Range Management* 51: 625-632
- Robichaud, P. R., Beyers, J. L., Neary, D. G. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. General Technical Report RMRS-GTR-63. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO
- Ruby, E.C. 1989. Rationale for seeding grass on the Stanislaus Complex burn. . Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management. October 26-28, 1988, Sacramento, California. Gen. Tech. Rep. PSW-109. Berkeley, CA: U.S.DA: 125-130.
- Scott, D. F. 1988 Fire causes water repellency. In: de Klerk, J. (Ed), *Forestry News*, Department of Environment Affairs, Private Bag X447, Pretoria 0001, Republic of South Africa, March 1988, pp. 18-20
- Tárrega R., Luis E., 1990. La problemática de los incendios forestales y su incidencia sobre los robledales de *Quercus pyrenaica* en la provincia de León. *Ecología*, Fuera de Serie Nº 1, pp. 223-237.

- Tárrega R., Calvo L., Trabaud, L., 1992. Effects of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. *Vegetatio* 102, 139-147.
- Taskey, R. D., Curtis, C.L. & Stone, J. 1989. Wildfire, ryegrass seeding, and watershed rehabilitation. *Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. 115-124.
- Thompson TW, Roundy BA, McArthur ED, Jessop BD, Waldron B, Davis JN. 2006. Fire rehabilitation using native and introduced species: a landscape trial. *Rangeland Ecology and Management* 59, 237–248.
- Trabaud, L. 1980. Impact biologique et ecologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc. These Doctoral d'Etat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Trabaud, L. (Ed). 1987a. Fire and survival traits of plants. In: *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing. The Hague. pp 65-89.
- Trabaud, L. 1987b. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the mediterranean basin. *Ecologia Mediterranea*, XIII(4): 25-37.
- Valbuena, L. 1995. El banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de comunidades incendiadas. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- Valbuena, L.; Trabaud, L. 1995. Comparison between the soil seed banks of a burnt and an unburnt *Quercus pyrenaica* Willd forest. *Vegetatio* 119 80-91.
- Vallejo R. and 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, The Netherlands, pp. 91-108.
- Vallejo R., Bautista, S., Cortina, J. 2000. Restoration for soil protection after disturbances. In: Trabaud, L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit Press, Boston, pp. 301-343.
- Vega JA, Fernández C, Fontúrbel MT, González-Prieto SJ, Jiménez E 2014 Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in a gorse shrubland. *Geoderma* 223-225, 79-87.

- Vega, JA; Fernández C, Fontúrbel, T. 2015. Comparing the effectiveness of seeding and mulching + seeding in reducing soil erosion after a high severity fire in Galicia (NW Spain). *Ecological Engineering* 74, 206-212.
- Watt, M.S., Clinton, P.W., Whithead, D., Richardson, B., Mason, E.G., Leckie, A.C. 2003. Above-ground biomass accumulation and nitrogen fixation of broom (*Cytisus scoparius* L.) growing with juvenile *Pinus radiata* on a dryland site. *Forest Ecology and Management* 184: 93-104.
- Wells, W.G. 1987. The effects of fire on the generation of debris flows in southern California. *Geological Society of America Reviews in Engineering Geology* 7: 105-114.
- Went, F. W., Juhren, G., and Juhren, M. C. 1952. Fire and biotic factors affecting germination. *Ecology* 33, 31.
- Wohlgemuth, P.M.; Beyers, J.L., C.D.; Conard, S.G. 1998. Effects of fire and grass on soil erosion in southern California chaparral. En: *Proceedings, nineteenth annual forest vegetation management conference: wildfire rehabilitation*, January 20-22, 1998. Redding, CA: Forest Vegetation Management Conference: 41-51.



CAPITULO 2

Material y métodos

2.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Para el estudio de la revegetación se eligieron dos zonas dentro de la provincia de León, Corcos y Camposagrado, situadas a 50 Km y a 15 Km, de la capital, respectivamente (Fig. 2.1). En Corcos, además, se llevó a cabo el análisis de la biomasa aérea.

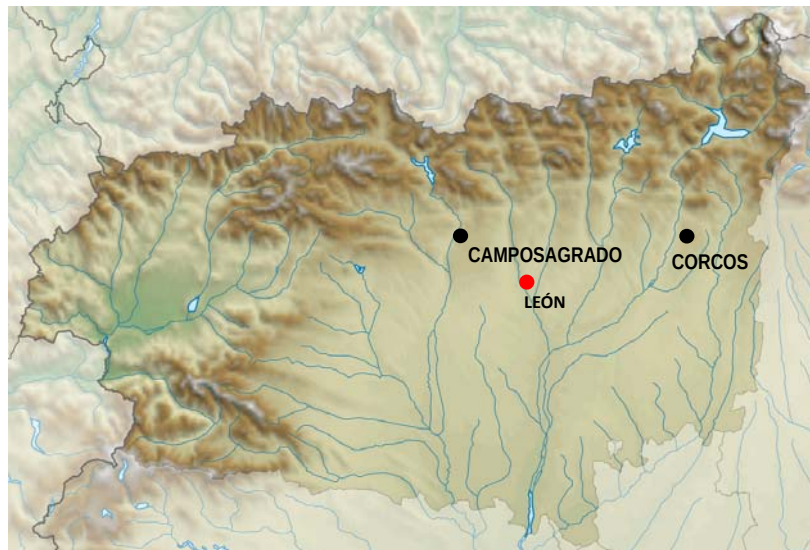


Fig. 2.1. Localización de las zonas de estudio en el mapa de la provincia de León.

2.1.1. CORCOS

En un área cercana a la localidad de Corcos, perteneciente al termino municipal de Cebanico, en la provincia de León, y de coordenadas U.T.M: 30TUN282277, se seleccionó una zona de matorral que estaba destinada a convertirse en pastizal con ayuda del fuego. Esta circunstancia facilitó el emplazamiento de las parcelas experimentales para el estudio de la revegetación. Se situaban en un sector del terreno con pendiente del 10%, orientación N-NE y una altitud de 1063 m sobre el nivel del mar.

El clima es supramediterráneo medio, subhúmedo medio (Penas et al. 1995). Para la caracterización climatológica de la zona se recogieron los datos correspondientes al registro de 27 años (Ministerio de Agricultura, 1980), de la estación meteorológica más próxima, situada en Cistierna (León), y se representan en el diagrama de Walter y Lieth (1960) (Fig. 2.2). Se aprecia que la precipitación anual

es de 926 mm, con valores superiores a los 100 mm durante los meses de Noviembre, Diciembre y Enero, alcanzándose también, en este periodo, las temperaturas medias más bajas. El mínimo de lluvias ocurre en Julio y Agosto con menos de 30 mm. Las temperaturas medias más altas también se dan en estos meses, produciéndose un periodo de sequía. Las heladas se reparten desde Noviembre hasta Abril con helada segura desde Diciembre hasta Febrero. El periodo de actividad vegetal se extiende durante siete meses desde Abril a Octubre. El índice de termicidad es de 159 y el índice de mediterraneidad, Im_3 , es de 2,96 (Rivas-Martínez et al.1987).

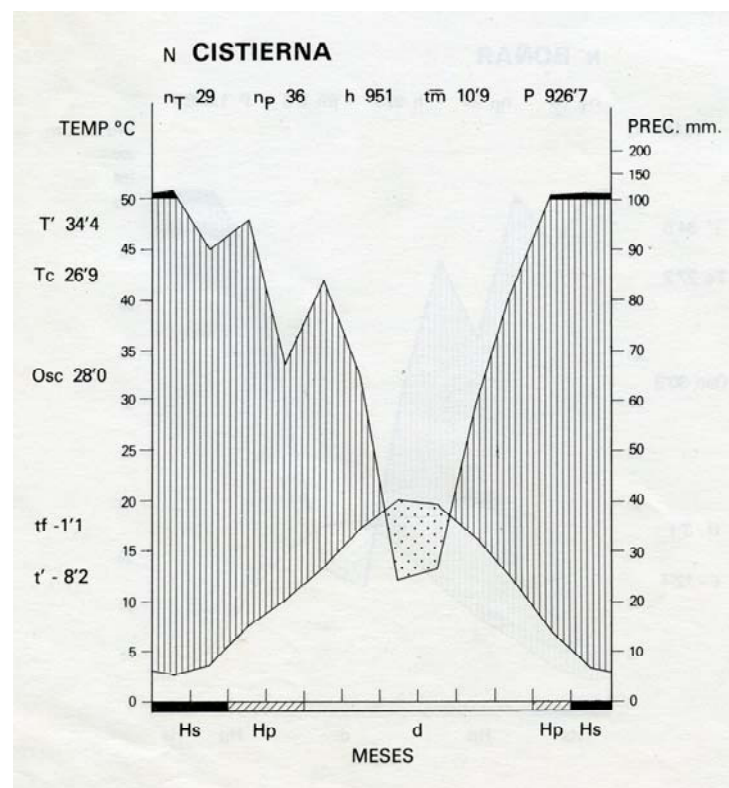


Fig. 2.2. Diagrama de Walter y Lieth correspondiente a la zona de Corcos.

Si se comparan los datos promedio con los registrados en los años de estudio, recogidos en la misma estación meteorológica (datos del Instituto Nacional de Meteorología), se observa, que en el mes de la siembra y el siguiente, Marzo y Abril del 1994, las precipitaciones fueron más bajas que la media, y sin embargo, el mes de Mayo supera estos valores ampliamente. Un periodo hiperhúmedo se produce en el otoño de 1995, que se continúa con un mes de Enero excepcional, donde se alcanzan

346 mm. En temperaturas se observa que el mes de la siembra, Marzo fue cálido y al contrario ocurrió al siguiente mes en Abril.

El suelo de la zona es un Cambisol húmico (Junta de Castilla y León, 1987), situado sobre un sustrato rocoso de limos, arcillas y capas no cartografiables de conglomerados silíceos del Terciario, Mioceno Superior, Vallesiense (IGME, 1982). Los Cambisoles son suelos que se caracterizan por tener un horizonte B cámbico y ningún otro horizonte de diagnostico más que un horizonte A úmbrico, y un horizonte cálcico o uno gípsico. Se forman o pueden formarse sobre todas las rocas, tanto silíceas como calizas, por lo que están representados en la mayoría de las comarcas, pero especialmente en las montañosas y colinadas (Junta de Castilla y León, 1987). Los Cambisoles húmicos son prácticamente todos los Cambisoles no labrados, forestales o cubiertos de pastos, del reborde montañoso y en menor proporción de las penillanuras, por ello cubren una gran superficie. En general, son ácidos, regularmente saturados. Se caracterizan por tener una textura bastante equilibrada. La fracción arenosa frena el drenaje y la ascensión de agua hasta la superficie, lo que disminuye la cantidad evaporada por el suelo, y unido a que, como son suelos de capacidad de retención media, mantienen mejor la reserva de agua y en consecuencia la evapotranspiración puede ser mayor (Marcos, 1997).

La zona corresponde al esquema fitogeográfico siguiente (Rivas- Martínez, 1987):

- Reino Holártico
- Región Mediterránea
- Subregión Mediterránea occidental
- Superprovincia Mediterráneo-Iberoatlántica
- Provincia Carpetano -Ibérico- Leonesa
- Sector Leonés

Pertenecen a la serie de vegetación supramediterránea ibérico-soriana ayllonense y leonesa silicícola del roble melojo o *Quercus pyrenaica* (*Festuco heterophyllae-Querceto pyrenaicae* sigmetum) (Penas et al. 1995).

La etapa madura de esta serie corresponde a un bosque incluíble en la asociación *Festuco heterophyllae-Quercetum pyrenaicae*. Como primera etapa de sustitución lleva un piornal con predominio de plantas como *Genista florida* subsp. *polygaliphylla*, *Adenocarpus complicatus* y *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata*, conformando las comunidades del *Cytiso scoparii-Genistetum polygaliphyllae lavanduletosum pedunculatae*.

Las etapas regresivas de estos melojares, aparte del piornal ya comentado, responden a comunidades higrófilas, debido a que se asientan, generalmente, sobre territorios de carácter endorreico. En las estaciones con menos hidromorfía aparecen brezales del *Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis cistetosum laurifolii*, que en sí mismos son la respuesta más amplia al proceso regresivo de estos bosques (Penas et al. 1995). Corresponde a esta etapa la vegetación de este estudio, donde destacan *Erica australis* subsp. *aragonensis*, *Calluna vulgaris*, *Halimium halysoides* y *Artostaphylos uva-ursi* como leñosas. *Luzula lactea*, *Festuca rubra* y *Avenula marginata* subsp. *sulcata* como herbáceas.

El término municipal está ocupado en su mayor superficie por pastizal-matorral sólo, o asociado con robledal de *Quercus pyrenaica*. Son zonas ocupadas antiguamente por tierras de labor y que al abandonarse, han sido invadidas por especies arbustivas. Su aprovechamiento es realizado mediante pastoreo por ganado ovino durante todo el año (Ministerio de Agricultura, 1975). Otro uso que le sigue en importancia, son las superficies arboladas por repoblaciones forestales con distintas especies de pinos. En menor cantidad se extienden los terrenos dedicados a cultivos herbáceos de secano, en los que se produce trigo, centeno, cebada, avena, etc. Las praderas naturales de secano, susceptibles de aprovechamiento mediante siega, constituyen la superficie más pequeña del término.

La población en el municipio, desde principios del siglo XX hasta mediados, sufrió pequeños altibajos. A partir de esta fecha, se produjo un gran descenso en el número de habitantes, muy patente en la década de los años 60 y similar al que sufre la provincia de León. El proceso continúa, pero más lentamente, hasta la actualidad (Ministerio de Agricultura, 1975).

2.1.2. CAMPOSAGRADO

El estudio se realizó sobre un matorral de *Erica australis* situado en los Llanos de Camposagrado, que pertenece al término municipal de Río seco de Tapia (León) con coordenadas UTM 30TTN7631. La altura sobre el nivel del mar es de 1100 m, sin apenas pendiente.

El clima de esta zona se define, como supramediterráneo superior, subhúmedo inferior (Penas et al. 1995). El gráfico de Walter y Lieth correspondiente a la estación meteorológica más cercana, en La Magdalena (Ministerio de Agricultura, 1980), se observa en la figura 2.3. Se encuentra una precipitación de 680 mm al año, y una temperatura media anual de 9,9°C. Las precipitaciones más abundantes se ocasionan durante los meses de Noviembre, Diciembre y Enero correspondiendo con las temperaturas más bajas del año. El periodo de helada se extiende desde Octubre hasta Mayo, con helada segura desde Diciembre hasta Febrero. La menor cantidad de precipitación se registra durante los meses de Julio y Agosto coincidiendo con las temperaturas más altas del año y como consecuencia origina un periodo de sequía.

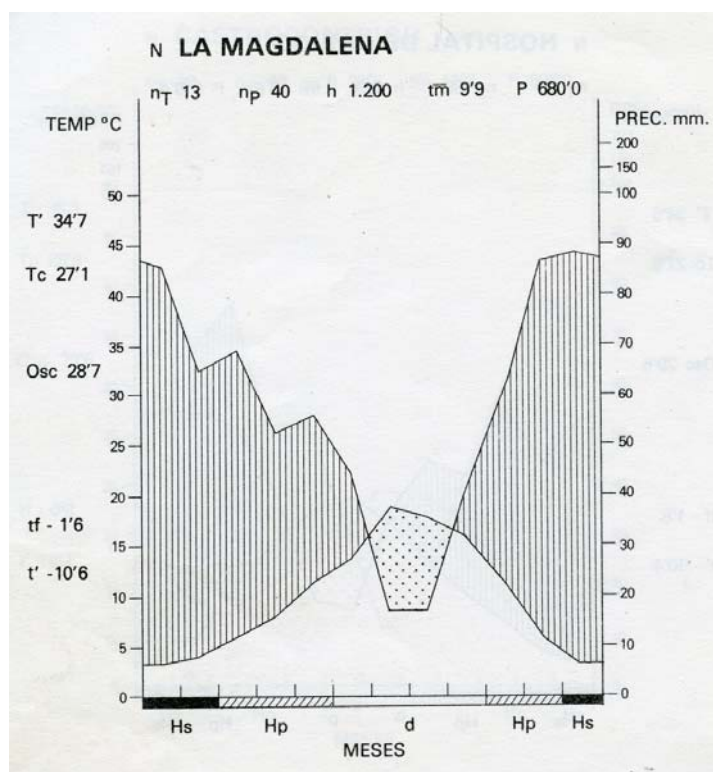


Fig. 2.3 Diagrama de Walter y Lieth correspondiente a la zona de Camposagrado

Comparando con los datos correspondientes al periodo de estudio (datos del Instituto Nacional de Meteorología), años 1995-1999, y obtenidos de la misma estación, se aprecia que el invierno y la primavera del año en que se produjo el incendio, 1995, fueron más secos de lo normal, así como Agosto, el mes anterior al incendio. Al contrario ocurrió en el otoño de ese año, donde se alcanzaron precipitaciones más elevadas que la media. Pero la excepción la constituye el mes de Enero siguiente, en el que se recogieron 373 mm, repartidos en 23 días de lluvia o nieve, y que supone la máxima recogida en esa estación. Ese año, 1996, y el siguiente, 1997, continuaron con valores de precipitación por encima de la media, con 985 mm y 811 mm anuales. Respecto a las temperaturas, no hay grandes diferencias respecto a la media en esos años. Tan solo algunos meses se desvían como Septiembre de 1995, mes en el que se produjo el incendio, con cifras más bajas de lo habitual, así como Febrero del año 96, Abril del 98, y Enero del 97 y 99. Con temperaturas superiores se aprecian Mayo del año 96 y Agosto del 99.

Las características edáficas y geológicas de esta zona son similares a las descritas para el brezal de Corcos, y lo mismo ocurre con la vegetación.

Los usos a que se dedican los suelos de la zona son variados. La mayor extensión del término municipal lo constituyen las zonas de pastizal-matorral sin arbolado o con arbolado de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) y encina (*Quercus ilex*). Algunas de las áreas de matorral proceden de tierras de labor abandonadas. El aprovechamiento de unas y otras es por ganado ovino, y caprino (Ministerio de Agricultura 1975). Le siguen en extensión los terrenos de labor, principalmente centeno y trigo, cultivándose también otros cereales y alfalfa. Un área más pequeña está ocupada por las masas arboladas de pino y en menor superficie las praderas naturales para ganado mayor y los regadíos de alfalfa, patata, forrajes, cebada, etc. La evolución de la población ha ido en ligero aumento desde principios del siglo XX hasta el año 1950, y a partir de esta fecha comienza a descender hasta la actualidad (Ministerio de Agricultura 1975).

2.2. DISEÑO EXPERIMENTAL EN EL BREZAL DE CORCOS

En una zona de matorral ocupada por brezal de *Erica australis*, se delimitaron 4 parcelas de 18 x 10 m, que fueron señalizadas con estacas grandes en las esquinas. En 4 m del contorno de las parcelas se suprimió la vegetación. Para eliminarla, se cortó y a continuación se pasó el arado. Las parcelas se situaban alineadas en una ladera, y separadas de la siguiente por un pasillo de 6 m de ancho. De las cuatro parcelas, tres de ellas se destinaban para el experimento de revegetación y la cuarta se dejó como control. La revegetación consistía en una serie de tratamientos idénticos, pero cada una de las parcelas se destinaba al estudio de determinadas características, que se detallan a continuación:

Parcela 1: seguimiento de las pérdidas de suelo por erosión hídrica

Parcela 2: seguimiento de las características edáficas en los distintos tipos de revegetación

Parcela 3: seguimiento de la evolución de la vegetación

Parcela 4: control

Las dos parcelas revegetadas utilizadas para el estudio de la erosión y cambios edáficos corresponden a otro estudio (Marcos 1997). La tercera se dedica al seguimiento detallado de la vegetación, tanto sembrada como natural, y los resultados obtenidos a partir de ella son los mostrados en este trabajo (Capítulo 3).

Las cuatro parcelas fueron sometidas a una quema experimental el 22 de Julio de 1993. Previamente se habían tomado datos de la humedad, temperatura y de las características del viento, dirección y velocidad media. Además, se tomaron muestras del suelo y de combustible para ver el contenido de humedad. Con el fin de determinar la velocidad de avance del fuego y la altura alcanzada por las llamas, se colocaron unas estacas de madera cada 2 m, a lo largo de la parcela. Para conocer las temperaturas alcanzadas en la quema, se instalaron tres termopares. Un termopar consiste en un sensor que mide la temperatura cada 15 segundos, conectado a un ordenador que registra los datos de temperatura en dos puntos de las parcelas. Un

termopar se situó a 3 cm por debajo de la superficie del suelo, otro a 65 cm de la superficie y el tercero a 150 cm.

Después de la quema, el recinto de las cuatro parcelas fue rodeado con una malla cinegética para evitar la entrada de grandes depredadores.

Realizada la quema, se dispuso dentro de las tres primeras parcelas, la delimitación de quince parcelas más pequeñas o subparcelas de 4 m², que fueron señalizadas con estacas pequeñas unidas por cuerdas. A cada una de estas 15 parcelas se le asignó aleatoriamente un tratamiento de revegetación, pero con la condición de que cada fila incluyese todos los tratamientos y que éstos no se repitieran en una misma columna. De cada tratamiento se establecieron tres réplicas. En la cuarta parcela, por estar destinada a control, solo se establecieron tres subparcelas.

Las alternativas o tratamientos de revegetación que se ensayaron son los siguientes:

Tratamiento H: revegetación con especies herbáceas

Tratamiento H+M: revegetación con herbáceas y matorral

Tratamiento H+R: revegetación con herbáceas y plantación de robles

Tratamiento H+M+R: revegetación con herbáceas, matorral y plantación de robles

C: subparcelas control, en las que se sigue la regeneración natural post-fuego

El conjunto de las parcelas con los tratamientos de revegetación asignados quedó establecido según el esquema de la Fig. 2.4.

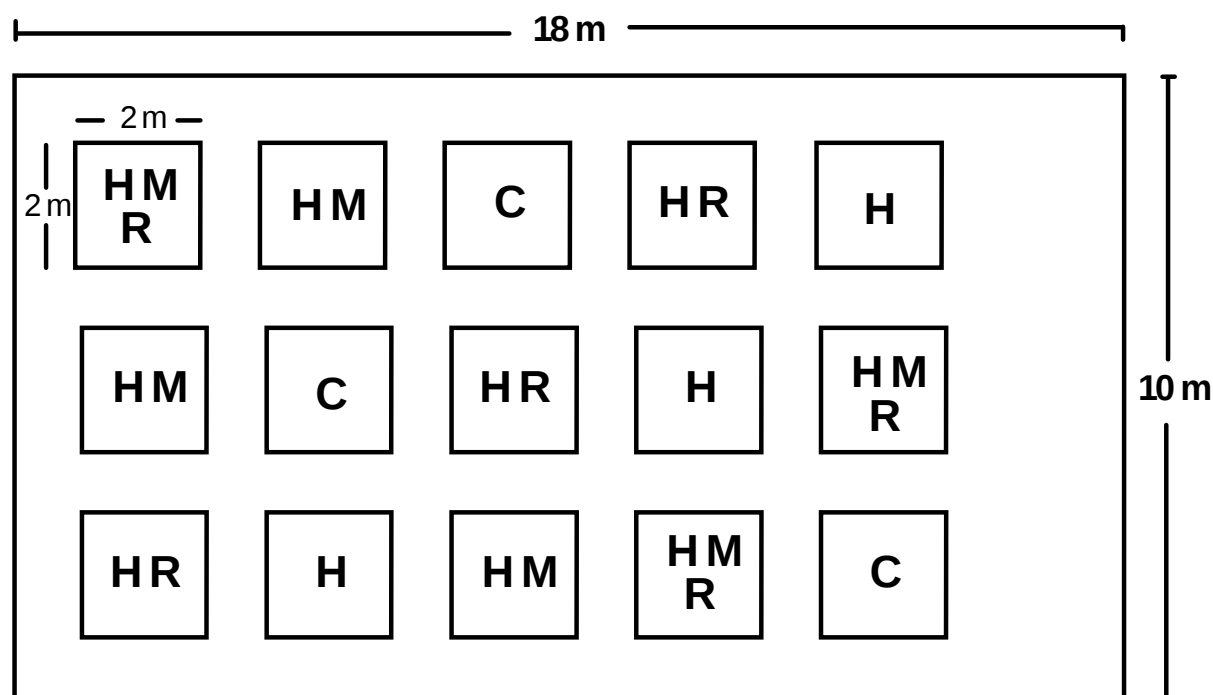


Fig. 2.4. Distribución de las parcelas pequeñas de 4 m² en la parcela de estudio. (C = Control, H = especies herbáceas, M = especies arbustivas, R = plantones de roble)

Para la revegetación se utilizaron diferentes combinaciones de especies que fueron seleccionadas conforme a unos criterios determinados:

1. Las especies debían ser autóctonas y representativas del ecosistema más castigado actualmente por los incendios, el matorral.
2. Se valoró que las especies tuvieran buena capacidad de germinación, enraizamiento, y protección contra la erosión.

Con estos requerimientos se escogieron varias especies de cada uno de los principales biotipos del ecosistema: herbáceas perennes, arbustos y arbóreas. Las herbáceas utilizadas fueron las siguientes:

- *Lotus corniculatus*
- *Agrostis capillaris*
- *Festuca rubra*.

Las semillas de estas especies eran variedades comerciales con un alto índice de germinación, por lo que no se las sometió a ningún tratamiento previo.

En la siembra de especies arbustivas se utilizaron semillas adquiridas al I.C.O.N.A. (Instituto para la Conservación de la Naturaleza). Para estimular su germinación fueron sometidas a tratamiento térmico antes de la siembra, manteniendo las semillas a 100°C durante 10 minutos en una estufa de aire forzado, según estudios realizados por Tárrega et al. (1992). Las especies seleccionadas fueron:

- *Cytisus scoparius*
- *Calluna vulgaris*
- *Erica australis* sbsp. *aragonensis*

Las especies arbóreas utilizadas eran plantones de robles (*Quercus pyrenaica*) procedentes de bellotas recogidas en las proximidades de las parcelas, durante el otoño anterior a la siembra, y mantenidas durante el invierno en cámara frigorífica. En Enero del año 1994, se sembraron las bellotas en macetas de plástico de 14 cm de ancho y 17 cm de alto. Se mantuvieron con humedad constante y luz natural, durante dos meses, en el laboratorio, hasta su trasplante en las parcelas experimentales. A todas aquellas parcelas que el tratamiento de revegetación lo requería, se le asignaron 4 plantones de robles con una disposición fija en todas ellas.

La cantidad sembrada de cada especie en cada tratamiento, así como el método de muestreo y el posterior tratamiento de datos se especifican en el capítulo 3.

2.3. DISEÑO EXPERIMENTAL EN EL BREZAL DE CAMPOSAGRADO

Esta zona sufrió un incendio que afectó a distintos tipos de vegetación. Entre estos, se encontraba una extensión de matorral, con características semejantes a las parcelas quemadas experimentalmente en Corcos. Por este motivo, se seleccionó para llevar a cabo otro experimento de revegetación similar al de Corcos, pero a diferencia de éste, la siembra se realizaría en el otoño siguiente al incendio, ya que esto no había sido posible en Corcos, debido a las condiciones meteorológicas adversas durante ese periodo.

El incendio, al parecer intencionado, se produjo el 2 de Septiembre de 1995. En total ardieron 670 ha repartidas entre 234 de arbolado de pino laricio (*Pinus nigra*), 429 ha de matorral de brezo y 7 ha de pasto.

Dentro del área quemada se escogió una zona de brezal, similar al de las parcelas experimentales de Corcos, para llevar a cabo el experimento de revegetación. En Octubre de 1995, al mes de la quema, se establecieron quince parcelas de 4 m² que fueron señalizadas con estacas. A cada una de estas parcelas se le asignó, al azar, un tratamiento de revegetación, pero con la condición de que cada fila incluyese todos los tratamientos y que éstos no se repitieran en una misma columna. De cada tratamiento se establecieron tres réplicas.

Los tratamientos consistían en la siembra de las mismas especies de herbáceas utilizadas en el experimento de Corcos. Se eligieron sólo herbáceas por no haber obtenido apenas resultados para estas especies en el primer experimento, probablemente debido a las malas condiciones meteorológicas posteriores a la siembra. Además, con el fin de comparar la respuesta individual de cada especie, se siembran las dos gramíneas por separado, solas y en combinación con la leguminosa:

- Parcelas revegetadas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*
- Parcelas revegetadas con *Festuca rubra*
- Parcelas revegetadas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*
- Parcelas revegetadas con *Agrostis capillaris*
- Parcelas control

El conjunto de las parcelas con los tratamientos de revegetación asignados quedó establecido según el esquema de la Fig. 2.5. La siembra se llevó a cabo el día 25 de Octubre de 1995.

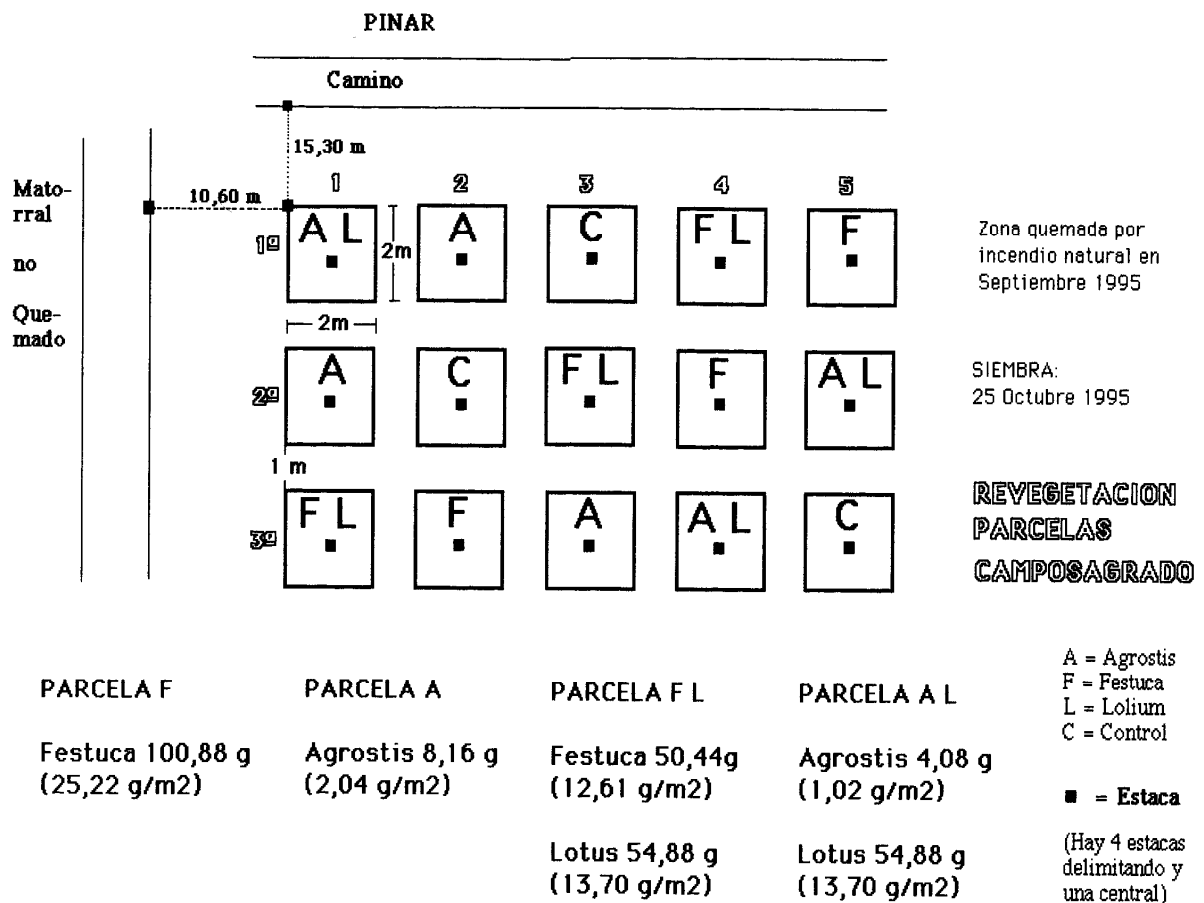


Fig. 2.5. Distribución de las parcelas pequeñas de 4 m² en la parcela de estudio en la zona de Camposagrado (C = Control, A L = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*, A = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*, F L = parcelas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*, F = parcelas sembradas con *Festuca rubra*)

La cantidad sembrada de cada especie en cada tratamiento, así como el método de muestreo y el posterior análisis de datos se especifican en el capítulo 4.

2.4. SIEMBRA EN EL LABORATORIO

Con el fin de comparar la respuesta de las especies herbáceas sembradas y su influencia en la recuperación natural a muy corto plazo, sin la interferencia del efecto de la meteorología en condiciones de campo, se llevó a cabo en el laboratorio el mismo esquema de siembra realizado en Camposagrado, en soporte de macetas, a los seis meses de la quema, en Marzo de 1996.

Para el llenado de las macetas, se recogieron 15 cilindros de tierra de la misma zona de matorral quemado de Camposagrado, próxima a las parcelas experimentales de revegetación. A continuación se llevaron al laboratorio y se introdujo cada cilindro de tierra en las macetas, con la misma disposición en que se encontraban en el campo, sin voltearla ni manipularla. Las macetas eran de 14 cm de ancho por 17 cm de alto. Las quince macetas se sometieron a los mismos tratamientos de revegetación que el experimento de campo, estimando la cantidad de semillas proporcional a la nueva superficie. De cada uno de los tratamientos se establecieron tres replicas. La descripción detallada del experimento y del tratamiento de datos de los resultados obtenidos se incluye en el capítulo 5.

2.5.- DESCRIPCIÓN DEL ESTUDIO DE LA BIOMASA AÉREA

Para el estudio de la biomasa vegetal se seleccionaron en Septiembre de 1994, tres manchas de brezal de *Erica australis* situadas en la misma zona de matorral del experimento de Corcos y que se encontraban adyacentes. Se diferenciaban por el periodo transcurrido desde que habían sufrido el incendio. En la primera, que se denomina Q 93, había transcurrido un año desde la quema, en la segunda Q 91, el incendio había ocurrido tres años antes y en la tercera, denominada NQ, no se conocía ninguno desde hacía 25 años, por lo que se tomó como Control no quemada. Para la Q 93 se utilizó una de las parcelas del experimento de revegetación, la número 4, que no había sufrido ningún tratamiento por servir de control. Las parcelas Q 91 y NQ limitaban con ella.

En cada uno de los tres tipos de parcela, se escogieron al azar tres unidades de muestreo de 1m² que se consideraron como réplicas, en 1994 y otras tres en 1998. Se delimitaron con cintas métricas y a continuación se procedió a la corta de la vegetación, con tijeras de podar, de todas las especies vegetales que nacían dentro del cuadrado de 1m², aunque se extendieran más allá de la superficie seleccionada. El material se guardó en bolsas de plástico cerradas y etiquetadas, separadas por especie, tipo de parcela y número de réplica. De este modo, se trasladaron al laboratorio. Una vez allí, se separaron manualmente la fracción fotosintética y la no fotosintética de las especies leñosas. Para eliminar la humedad de las plantas y obtener su peso seco, las herbáceas y las dos fracciones, fotosintética y no fotosintética, de cada especie leñosa,

se sometieron a un secado en estufa durante 12 horas a 105° C. Inmediatamente después, se pesaron en una balanza de precisión. El posterior análisis de datos se especifica en el capítulo 6.

2.6. BIBLIOGRAFIA

IGME, 1982. Mapa Geológico de España. Instituto Geológico y Minero. Ministerio de Industria y Energía, Madrid.

Junta de Castilla y León 1987. Mapa de suelos de Castilla y León. Consejería de Fomento. Junta de Castilla y León.

Marcos, E. 1997. Procesos edáficos en comunidades vegetales alteradas por el fuego. Tesis doctoral. Universidad de León.

Ministerio de Agricultura 1975. Mapa de cultivos y aprovechamientos de la provincia de León. Dirección General de Producción Agraria. Madrid.

Ministerio de Agricultura 1980. Caracterización agroclimática de la provincia de León. Dirección General de Producción Agraria. Madrid.

Penas, A.; Garcia, M.; Herrero, L.; Puente, E.; Godos, M. 1995. Atlas del Medio Natural de la provincia de León. Instituto Tecnológico Geominero de España; Diputación de León. León. 104 pp.

Rivas Martínez, S.; Gandullo, J. M.; Allue, J. L.; Montero, J. L. y González, J. L. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. 268 pp.

Tárrega, R., Calvo, L. & Trabaud, L. 1992 Effect of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. Vegetatio 102, pp. 139-147

Walter, H.; Lieth, H. 1960. Klimadiagram-Weltatlas. G. Fischer, Jena



CAPITULO 3

Diez años de recuperación después de quema experimental en un brezal: efectos de la siembra de especies nativas

Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., 2004. Ten years or recovery after experimental fire in a heathland: effects of sowing native species. Forest Ecology and Management 203, 147-156.

RESUMEN

Se estudia la dinámica de recuperación de un brezal dominado por *Erica australis*, sometido a quema experimental y el efecto que suponen diversos tratamientos de revegetación con diferentes combinaciones de especies nativas. Las herbáceas sembradas tuvieron muy baja cobertura a lo largo del periodo de estudio. De las especies arbustivas, *Cytisus* spp. desarrolla una cobertura de más del 50% al cuarto año después de la siembra en las parcelas donde se sembró y al cabo de nueve años se observa que coloniza algunas parcelas donde no fue sembrada. Los plantones de *Quercus pyrenaica* tuvieron una tasa de supervivencia del 50%, pero su altura media no alcanzaba 40 cm después de nueve años. Las herbáceas y arbustos existentes en la zona antes de la quema experimental se caracterizaban por su gran resiliencia, rebrotando vegetativamente o regenerándose de semilla. Por consiguiente, no es posible detectar diferencias significativas entre las parcelas sometidas a los diferentes tratamientos de revegetación y las parcelas control respecto a la cobertura de herbáceas, leñosas o la cobertura total, ni tampoco en la diversidad expresada como número de especies (riqueza). El buen desarrollo de *Cytisus* spp. supone un cambio importante en la fisionomía y esto, junto con la alta tasa de supervivencia de *Quercus pyrenaica*, aunque con escaso crecimiento, puede influenciar la dinámica de la comunidad a largo plazo.

Palabras clave: Brezal de *Erica australis*; Quema experimental; Revegetación; Sucesión

3.1. INTRODUCCION

El fuego ha sido considerado como un factor clave en el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos (Naveh, 1974) y ha sido usado como herramienta de manejo tradicional por los agricultores y ganaderos. Tradicionalmente los pastores quemaban pequeñas zonas y eran fuegos de baja intensidad. La mayoría de la biomasa vegetal eran especies herbáceas porque el ganado limitaba la expansión de los arbustos. Sin embargo, los cambios socioeconómicos de las últimas décadas han provocado la emigración de las zonas rurales a las ciudades y como consecuencia el abandono masivo de pastos y cultivos. Esto ha provocado una extensión considerable de las comunidades de brezales (Luis Calabuig et al., 2000; Pérez et al., 2003), que ocupan un 33% de la superficie de la provincia de León (NW de España). La expansión de los matorrales ha ido asociada a un considerable incremento en el número de fuegos y superficie quemada en toda la Europa Mediterránea (Moreno et al., 1998; Pausas and Vallejo, 1999), a causa de una mayor continuidad del combustible vegetal, con un incremento progresivo en la inflamabilidad y combustibilidad, al disminuir el contenido de agua en la vegetación con el paso del tiempo (Fernández- Abascal et al., 2002). Los incendios forestales son en la actualidad una de las amenazas más serias de la conservación de los ecosistemas, no solo por la destrucción de la vegetación, si no también por la pérdida de suelo que amenaza seriamente su recuperación (Vallejo and Alloza, 1998). Las especies de la mayoría de los brezales mediterráneos, como los dominados por *Erica australis*, pueden rebrotar vegetativamente después del fuego, por lo que la recuperación se produce por autosucesión y es bastante rápida (Naveh, 1974; Trabaud, 1987; Reyes et al., 2000; Calvo et al., 2002). El principal riesgo de erosión es por lo tanto solo en las primeras etapas (Díaz-Fierros et al., 1990; Marcos et al., 2000)

Uno de los métodos más utilizados para reducir las pérdidas por erosión consiste en la siembra de especies herbáceas para proteger el suelo, especialmente durante el primer año (Ruby, 1989). Se ha utilizado mucho *Lolium multiflorum*, o bien mezclas de gramíneas y leguminosas; la efectividad de este tratamiento es entre moderada y baja, según las condiciones ambientales del área incendiada y sembrada, y muy especialmente según las condiciones meteorológicas que se producen después de la siembra (Miles et al., 1989; Fernández-Abascal et al., 1998, 2003). Aquellos que no están de acuerdo con esta técnica argumentan que la siembra de vegetación interfiere con la recolonización natural y puede

tener efectos a largo plazo en la composición y estructura de la vegetación post-fuego (Conard et al., 1995). No obstante, otros autores (Vallejo and Alloza, 1998; Alberdi and Caveró, 2001) han demostrado que la siembra de especies herbáceas produce un incremento inicial de la cobertura, que no interfiere con la recuperación natural.

Por otra parte, la mayoría de las comunidades arbustivas en la cuenca Mediterránea se consideran etapas secundarias muy persistentes, sin que se aprecie un avance sucesional hacia bosque maduro. En algunos casos, es debido a la degradación del suelo pero en otros se debe a la dificultad de las semillas de los árboles para llegar y establecerse en esas zonas (Luis Calabuig et al., 2000; Vallejo et al., 2000; Reyes and Casal, 2002; Espelta et al., 2003). Es necesario, por tanto, la introducción de especies arbóreas para acelerar la recuperación hacia la clímax del bosque. Se ha discutido mucho la ventaja de introducir especies de arbustos resilientes al fuego con el fin de favorecer la regeneración natural en caso de que ocurra otro incendio (Vallejo and Alloza, 1998; Vallejo et al., 2000). En este sentido, *Cytisus* spp. Tiene una gran capacidad para recuperarse tanto de semilla como de rebrote (Tárrega et al., 1992; Fernández-Santos and Gómez-Gutierrez, 1994; Fernández-Santos et al., 1999; Pérez et al., 2003) y tiene la ventaja añadida de poseer simbioses fijadores de nitrógeno, que pueden favorecer el crecimiento de otras especies, aunque también competir contra ellas (Watt et al., 2003).

Este trabajo es parte de un estudio más amplio en el que se probaron diferentes combinaciones de especies herbáceas y leñosas para la revegetación de un brezal quemado experimentalmente. El objetivo era encontrar la combinación de especies más adecuada para reducir la erosión a corto plazo y favorecer la sucesión hacia la clímax a largo plazo. En anteriores estudios se han analizado los efectos en el suelo (Marcos et al., 2000), así como la recuperación en las primeras fases después de la quema y siembra (Fernández-Abascal et al., 1998). En esos estudios, se puede observar que las especies sembradas no fueron muy abundantes. Este trabajo intenta determinar si a largo plazo (diez años después de la quema y nueve después de la siembra) las herbáceas sembradas tienen alguna influencia en la regeneración de la comunidad vegetal. Por otra parte, de las especies leñosas sembradas, *Cytisus* spp. se estableció muy bien. *Quercus pyrenaica* también tuvo una buena tasa de supervivencia, aunque no un buen crecimiento. Marcos et al. (2004) señalaron la posible interacción entre *Cytisus* spp. y la especie dominante en la zona (*Erica australis*). En este estudio se intenta poner de manifiesto su posible efecto en la dinámica de la comunidad. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es determinar los efectos de las

diferentes especies usadas para la revegetación en la recuperación post-fuego del brezal en un periodo de 10 años. Para ello, se comparan los cambios en la cobertura y diversidad de especies en función del tipo de siembra.

3. 2. MATERIAL Y METODO

El estudio fue realizado en una zona de matorral de *Erica australis* subsp. *aragonensis*, situada en la provincia de León (NW España), con coordenadas U.T.M.: 30TUN282277. Presenta una pendiente de un 10%, orientación N-NE y una altitud de 1063 m sobre el nivel del mar. El clima es mediterráneo subhúmedo, con un periodo seco en verano, aunque la primavera en 1994 y 1995 fue anormalmente seca. La etapa madura de la sucesión vegetal es el bosque de *Quercus pyrenaica*, pero la mayor parte de la zona es un brezal, como resultado del abandono de pastos en los años 60 del pasado siglo, asociado a la emigración a las ciudades desde las zonas rurales. La biomasa aérea era de unos 1700 g/m², aportando *Erica australis* la mayoría de esta biomasa, unos 1000 g/m² (Fernández-Abascal et al., 2002), con cobertura media del 50% y una altura máxima de 1 m. Otros matorrales abundantes en la zona eran *Calluna vulgaris* (cobertura media de un 25%, biomasa media 600 g/m²) y *Arctostaphylos uva-ursi* (cobertura media de un 60%, biomasa media 200 g/m²). También aparecían *Chamaespartium tridentatum*, *Halimium alyssoides* y *Halimium umbellatum*.

En Julio de 1993 se quemaron tres parcelas de 18 m x 10 m. Durante la quema experimental, el Servicio Forestal (Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán, Ministerio de Medio Ambiente) midió los datos ambientales (humedad relativa = 38,8%, temperatura ambiente = 33 °C) y confirmó que el comportamiento del fuego (altura de la llama = 10 m, velocidad de avance = 2 m min⁻¹, temperatura máxima promedio en la hojarasca = 563 °C) fuera similar a los fuegos típicos en estas comunidades (Marcos et al., 2000). Las parcelas fueron revegetadas en Marzo de 1994, usando diferentes combinaciones de especies, todas ellas naturales de la zona. Toda el área de las parcelas fue rodeada por una red metálica de 2 m de altura para impedir la entrada de ganado (ovejas). Dos de las parcelas revegetadas fueron usadas para el estudio del suelo y cambios erosivos (Marcos et al., 2000) y la tercera para el estudio detallado de la vegetación. Este trabajo muestra los resultados obtenidos en la tercera parcela.

Se establecieron quince pequeñas parcelas permanentes de 4 m² en cada una de las tres parcelas citadas anteriormente (cuatro tratamientos y un control, con tres réplicas de cada), de acuerdo con el esquema de la Figura 3.1.

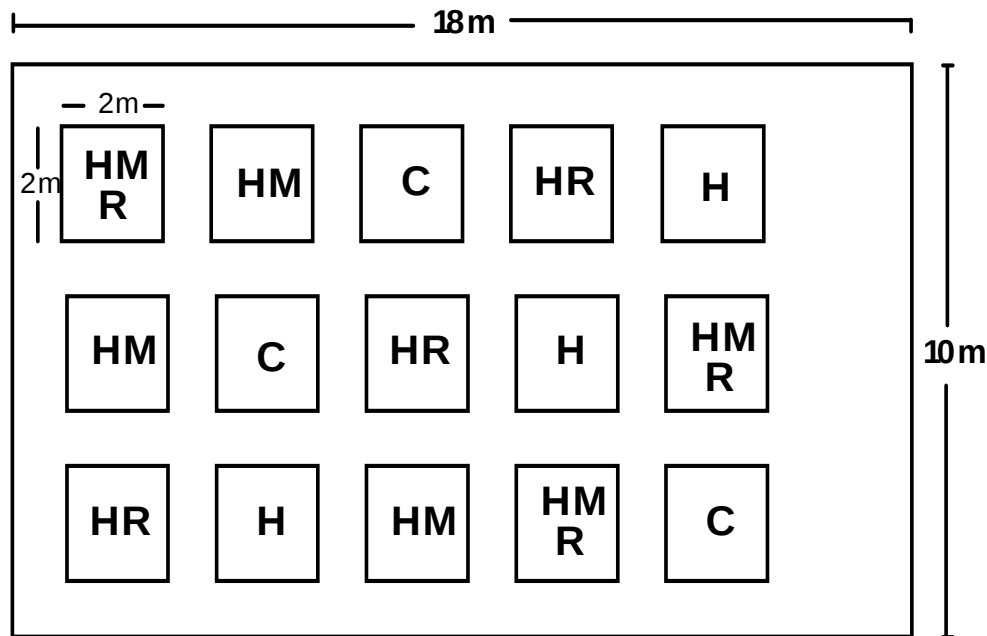


Fig. 3.1. Distribución de las parcelas pequeñas (4 m²) en la parcela de estudio (C = control, H = especies herbáceas, M = especies de matorral, R = plantones de roble)

Los tratamientos se asignaron a las parcelas de forma aleatoria, pero sin repetición en la misma fila o columna. La cantidad de semillas se estimó en peso para que correspondieran unas 20.000 semillas por metro cuadrado a cada parcela sembrada, repartiéndose equitativamente entre las especies asignadas a cada tratamiento.

- a) Siembra de herbáceas (parcelas H): *Lotus corniculatus* (40 g), *Agrostis capillaris* (2,4 g) y *Festuca rubra* (34 g).
- b) Siembra de herbáceas y matorral (parcelas HM): *Lotus corniculatus* (20 g), *Agrostis capillaris* (1,2 g), *Festuca rubra* (16 g), *Cytisus* spp. (10 g), *Calluna vulgaris* (7 g) y *Erica australis* (24 g).

- c) Siembra de herbáceas y plantación de robles (parcelas HR): *Lotus corniculatus* (20 g), *Agrostis capillaris* (1,2 g) y *Festuca rubra* (16 g), y *Quercus pyrenaica* (4 plantones de 2 meses).
- d) Siembra de herbáceas y matorral y plantación de robles (parcelas HMR): *Lotus corniculatus* (20 g), *Agrostis capillaris* (1,2 g), *Festuca rubra* (16 g), *Cytisus* spp. (10 g), *Calluna vulgaris* (7 g), *Erica australis* (24 g) y *Quercus pyrenaica* (4 plantones de 2 meses).
- e) Parcelas control, no sembradas, en las que se sigue la regeneración natural post-fuego (parcelas C).

Las bellotas y semillas de las especies arbustivas fueron obtenidas del vivero del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA); las semillas de las especies de matorral fueron sometidas a tratamiento térmico (100° C durante 10 minutos) antes de la siembra para estimular su germinación (Tárrega et al., 1992). En el caso de *Cytisus*, se usó una combinación de *Cytisus scoparius* y *Cytisus striatus*. Las dos especies coexisten en estas zonas, aunque no se las encontró en el muestreo realizado en la parcela antes de la quema experimental. Las herbáceas eran variedades comerciales con un alto índice de germinación, por lo que no se las sometió a ningún tratamiento previo. Se analizó la capacidad de germinación de las especies en el laboratorio, utilizándose para ello 100 semillas de cada especie, colocadas en placas de Petri, con papel de filtro embebido en agua destilada. En el caso de las especies herbáceas y arbustivas, la siembra fue por dispersión de las semillas. Los plantones de roble fueron obtenidos por germinación de bellotas en el laboratorio.

Para conocer la composición inicial de la vegetación, se llevó a cabo un muestreo en Junio de 1993, antes de la quema experimental. Para ello se muestrearon doce unidades de 1 m², situadas aleatoriamente en la parcela de 18 x 10 m. Después de la siembra, los muestreos se realizaron anualmente en Junio durante el periodo que abarca de 1994 a 1999, y en 2003. Se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de todas las especies vegetales presentes. Para ello, se utilizó una unidad de muestreo cuadrada de 0.25 m², analizándose cuatro unidades en cada parcela de 4 m² y en cada periodo de muestreo. Para los análisis posteriores se consideró la media de los cuatro inventarios de cada parcela (1 m² de unidad

de muestreo). La nomenclatura de las especies sigue Flora Europea (Tutin et al., 1964-1980). Además se contaba el número de plantones de *Quercus pyrenaica* (con biomasa aérea viva) en todos los muestreos y se midió su altura en los años 1995 y 2003.

Se compararon mediante análisis de varianza los resultados de cobertura total, cobertura de de herbáceas y de leñosas, y la de cada una de las especies sembradas en cada tratamiento (después de una transformación arco-seno), así como la riqueza de especies. Se utilizó un análisis de varianza de medidas repetidas cuando se consideraban los cambios en el tiempo para una misma parcela. Para la comparación entre pares cuando el ANOVA era significativo ($p < 0,05$) se utilizó el test de Scheffe (Scheffe, 1959). Previamente se comprobó la normalidad de las muestras mediante el test de David (David et al., 1954) y la homogeneidad de varianzas con el test de Cochran (Cochran, 1941).

Con el fin de comparar la composición específica de la comunidad vegetal se utilizó un análisis de correspondencias (mediante el programa CANOCO, Ter Braak, 1991). En este caso, se consideró la media de los valores de las replicas (tres parcelas similares en cada periodo de muestreo y la media de las doce unidades de muestreo de 1 m^2 en el caso de la situación inicial). Las especies que aparecieron solo una vez, no se tuvieron en cuenta. Por tanto, se incluyeron en el análisis 40 especies y 36 muestras.

3.3. RESULTADOS

En los test llevados a cabo en el laboratorio para determinar las tasas de germinación de las especies usadas en la revegetación, las herbáceas obtuvieron buenos resultados, sobre todo *Festuca rubra*, y entre las leñosas *Cytisus* spp., (Tabla 3.1). Sin embargo, ni *Erica australis* ni *Calluna vulgaris* germinaron.

Tabla 3.1. Resultados de germinación en el laboratorio de las semillas de las especies sembradas

Especies	Germinación
<i>Erica australis</i>	0%
<i>Calluna vulgaris</i>	0%
<i>Cytisus</i> sp.	51%
<i>Agrostis capillaris</i>	40%
<i>Festuca rubra</i>	94%
<i>Lotus corniculatus</i>	75%

En cuanto a la cobertura de las tres herbáceas sembradas, no hay generalmente diferencias significativas entre tratamientos. *Festuca rubra* y *Agrostis capillaris* presentan normalmente una mayor cobertura media en las parcelas sembradas que en las control, mientras que *Lotus corniculatus* es significativamente más abundante en las parcelas sembradas ($p = 0,008$) solo en el primer muestreo, y en todos los casos su cobertura es muy baja (Fig. 3.2). Considerando la cobertura de las tres especies en conjunto, sólo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas control y el resto en el muestreo de 1996.

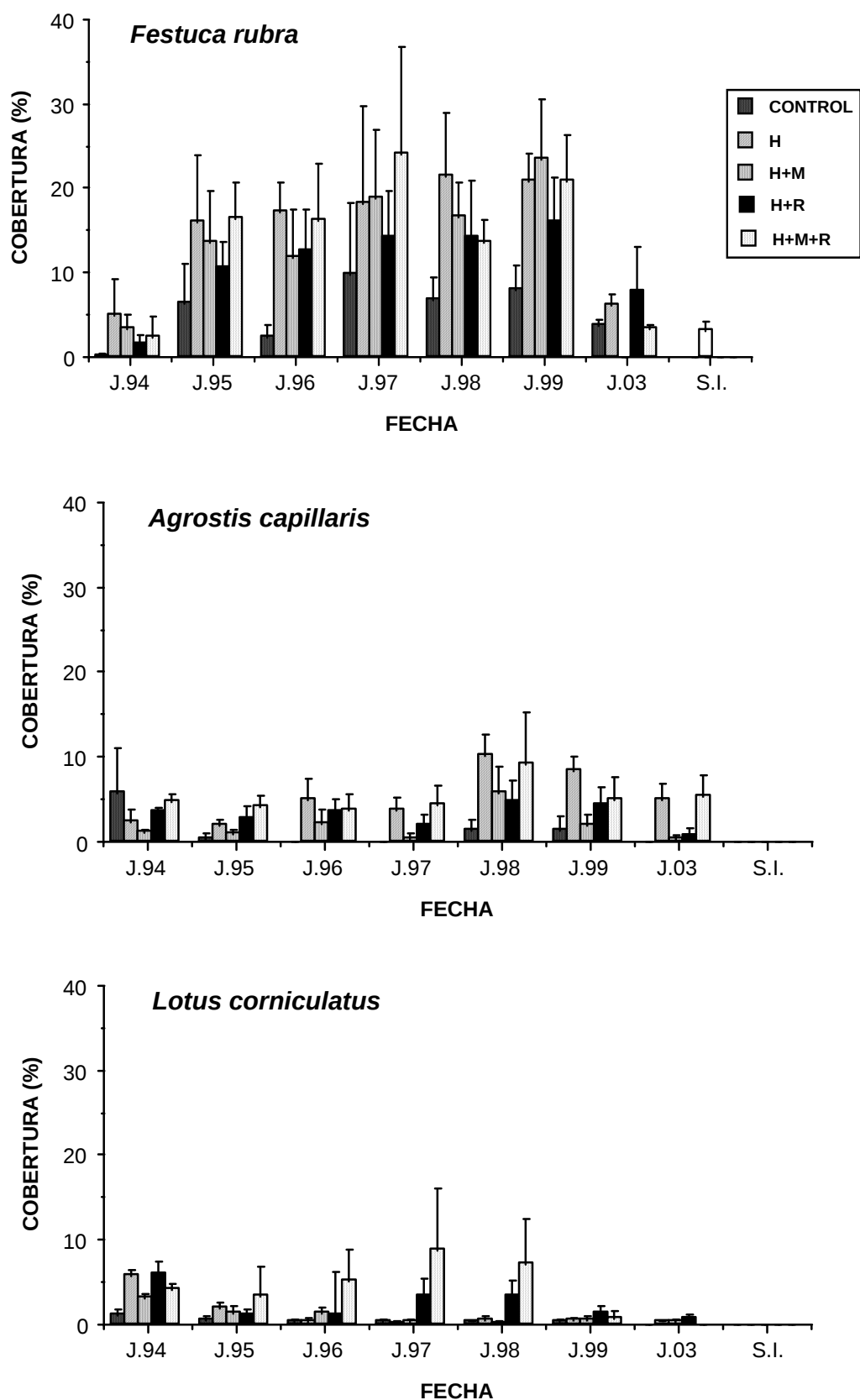


Fig. 3.2. Media y error estándar de los valores de cobertura de *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus* en las parcelas, durante el periodo de estudio.

Respecto a las especies arbustivas, *Calluna vulgaris* no comienza a aparecer hasta 1999 (Fig. 3.3) y probablemente proviene del banco semillas del suelo, ya que antes de la quema era muy abundante en la zona y la tasa de germinación en el laboratorio de las semillas sembradas fue cero; no se observan diferencias entre los diferentes tratamientos, aunque si las hay en comparación con la situación inicial. *Erica australis* es abundante desde el primer muestreo en todas las parcelas, pero su presencia es debida al rebrote vegetativo, que le permite recuperarse más rápidamente. *Cytisus* spp. aparece en las parcelas sembradas al cabo de un año (J.95), pero no se detectan diferencias significativas hasta el año siguiente, y estas diferencias se mantienen a lo largo del periodo de estudio ($p < 0,004$); no obstante, no hay diferencias entre las parcelas HM y HMR. La colonización de las parcelas no sembradas por *Cytisus* spp. se puede apreciar claramente en el último muestreo.

Los plantones de *Quercus pyrenaica* tienen una tasa de supervivencia del 50%, que prácticamente permanece constante desde el primer muestreo (Tabla 3.2). El aparente incremento de Junio 94 a Junio 95, así como otras oscilaciones en el número de plantones, son debidos a la mortalidad de la biomasa aérea en algunos periodos de muestreo, pero la supervivencia de las raíces les permite recuperarse y reaparecer más tarde en muestreos posteriores. En los últimos cinco años (desde Junio 98), estos cambios ya no se observan. A pesar de presentar una buena respuesta de supervivencia, el crecimiento es muy limitado, con cobertura media por debajo del 3% hasta el último muestreo, detectándose diferencias estadísticamente significativas solo entre el muestreo J.03 y los anteriores ($p = 0,001$). La cobertura media es siempre mayor en las parcelas HMR que en las parcelas HR y esta diferencia tiende a incrementarse en el último muestreo, aunque no es posible detectar diferencias significativas ($p = 0,19$). La altura media de los plantones fue de 11 cm un año después de plantados (J.95). Después de nueve años (J.03), tuvieron un incremento significativo ($p = 0,0004$), pero de pequeña magnitud, sólo 23 cm en las parcelas HR y 35 cm en las HMR. Además, las diferencias de altura en esos dos tipos de parcelas fueron estadísticamente significativas, aunque sólo con el 90% de seguridad ($p = 0,084$).

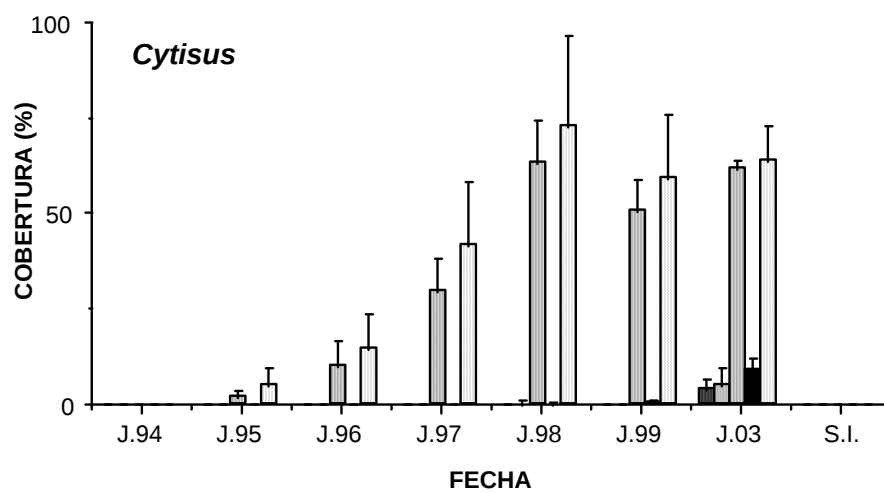
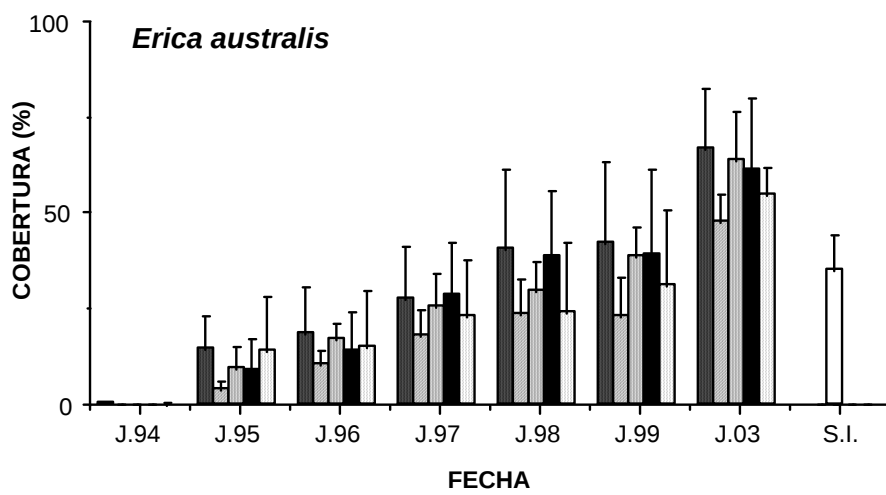
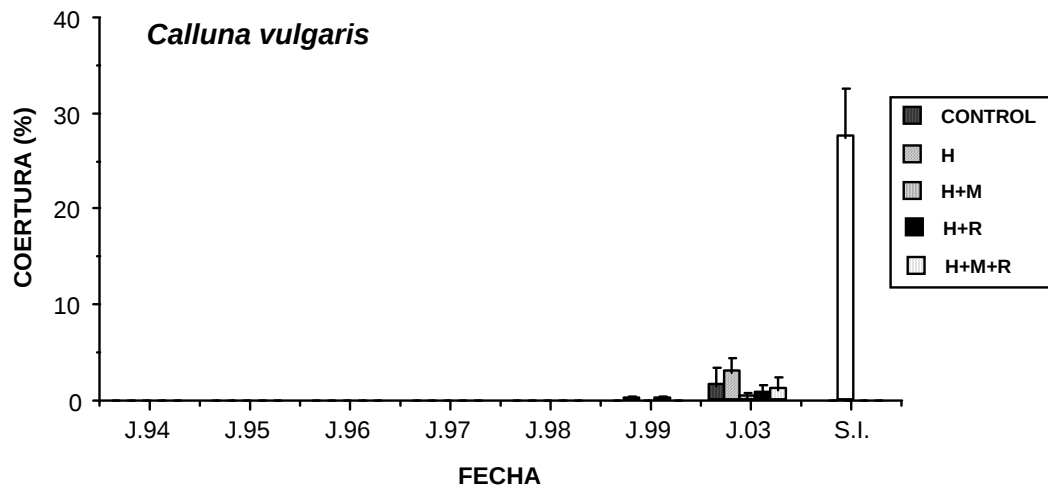


Fig. 3.3. Media y error estándar de valores de cobertura de *Calluna vulgaris*, *Erica australis* y *Cytisus* spp. en las parcelas, durante el periodo de estudio.

Tabla 3.2. Número de plántulas de *Quercus pyrenaica* en cada parcela (HR = herbáceas + roble, HMR = herbáceas + matorral + roble) y cobertura media en cada periodo de muestreo (J.94 = Junio 1994, ..., J.03 = Junio 2003).

PARCELA	J.94	J.95	J.96	J.97	J.98	J.99	J.03
HR1 (Número)	2	1	1	1	1	1	1
HR2 (Número)	1	3	3	3	3	3	3
HR3 (Número)	0	1	1	1	1	1	1
HMR1 (Número)	4	4	1	2	4	4	4
HMR2 (Número)	0	1	1	1	1	1	1
HMR3 (Número)	1	2	2	2	2	2	2
HR Cobertura media	0,08	0,01	0,08	1,42	1,25	1,67	3,33
HMR Cobertura media	0,17	0,50	0,75	2,67	2,08	2,50	11,67

La cobertura de especies leñosas (suma de la cobertura de todas las especies leñosas encontradas) tiende a incrementarse en el tiempo y excede del 100% (debido a la superposición de estratos) en las parcelas HM y HMR, desde el quinto año después de la quema (J.98), y en todas las parcelas a los 10 años (Fig. 3.4). A pesar de la mayor cobertura media de especies leñosas en las parcelas sembradas con *Cytisus*, no se detectan diferencias estadísticamente significativas, ni se observan diferencias entre la cobertura a los 10 años después de la quema y la situación inicial. Respecto a la cobertura de herbáceas (suma de la cobertura de todas las especies herbáceas encontradas, sembradas y no sembradas), no se observan diferencias entre los diferentes tratamientos en ningún periodo de muestreo, aunque sí en la comparación del último muestreo con la situación inicial, cuando las herbáceas eran mucho menos abundantes ($p = 0,003$). No se detectan diferencias en la cobertura total (suma de las dos últimas) ni entre tratamientos ni entre los valores en el último muestreo y en la situación inicial.

La diversidad (estimada como riqueza de especies por m^2) no presenta diferencias estadísticamente significativas en términos del tratamiento, ni para el número de especies leñosas, ni de herbáceas, ni total, pero sí se detectan diferencias en el tiempo. La mayor riqueza de leñosas se produce en la mayor parte de las parcelas en el último muestreo, coincidiendo con la menor riqueza de herbáceas (Fig. 3.5). A pesar de este descenso en herbáceas, su número continua siendo más alto después de 10 años que en la situación inicial ($p = 0,003$), y en consecuencia ocurre lo mismo con la riqueza total ($p = 0,001$),

pero no es posible detectar diferencias en el caso de la riqueza de especies leñosas ($p = 0,18$).

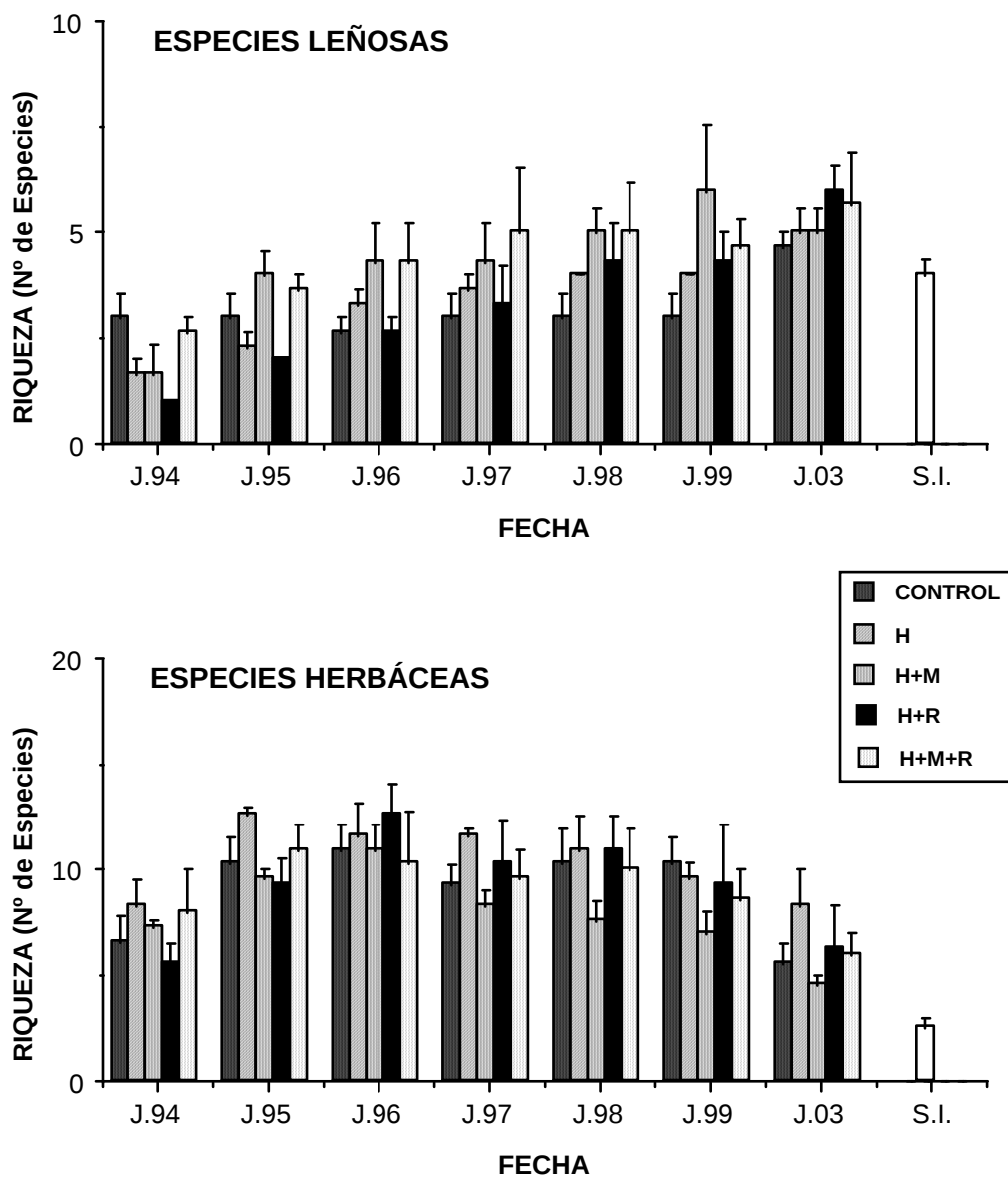


Fig. 3.4. Media y error estandar de valores de cobertura de leñosas y herbáceas en las parcelas durante el periodo de estudio

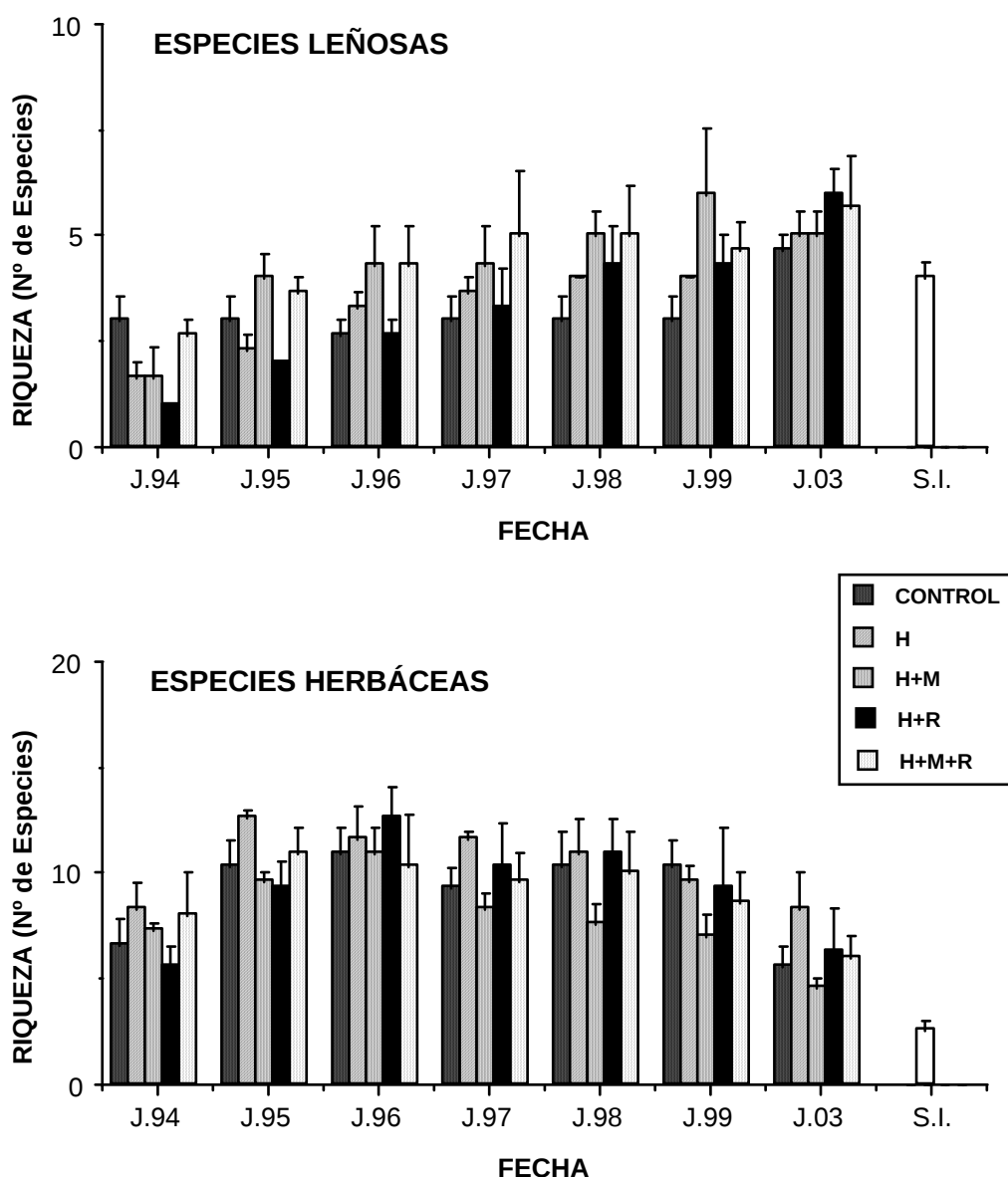


Fig. 3.5. Media y error estándar de riqueza de especies leñosas y herbáceas (número de especies/m²) en las parcelas durante el periodo de estudio.

Se realizó una comparación conjunta de los resultados obtenidos para cada tratamiento mediante un análisis de correspondencia. El porcentaje de varianza explicado por los dos primeros ejes es el 45%. Se observa una separación de los muestreos llevados a cabo un año después de la quema (y tres meses después de la siembra), asociados a especies herbáceas no sembradas, como *Luzula forsteri*, *Holcus mollis* y *Senecio sylvaticum*, que están situadas hacia el extremo negativo de ambos ejes (Fig. 3.6). El muestreo llevado a cabo antes de la quema, que se caracteriza por la mayor cobertura de *Calluna vulgaris*, se encuentra en el extremo positivo del eje II. De acuerdo con esto, se observa una ordenación

temporal de los muestreos correspondientes a cada tratamiento en función de este segundo eje. Las parcelas sembradas con *Cytisus* están situadas en el extremo positivo del eje I, observándose una separación entre las parcelas HM y HMR, debida a la presencia de *Q. pyrenaica* en estas últimas. El incremento de cobertura de *Cytisus* en esas parcelas determina una separación progresivamente mayor en comparación con la situación inicial, mientras que la tendencia temporal para las otras parcelas (Control, H y HR) es a ser cada vez más similares a la situación pre-fuego. Si se comparan para una misma fecha los muestreos de las parcelas control y las parcelas sembradas, las últimas tienen valores más negativos para el eje II, asociados con una mayor cobertura de *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*; esas diferencias tienden a disminuir en el muestreo final.

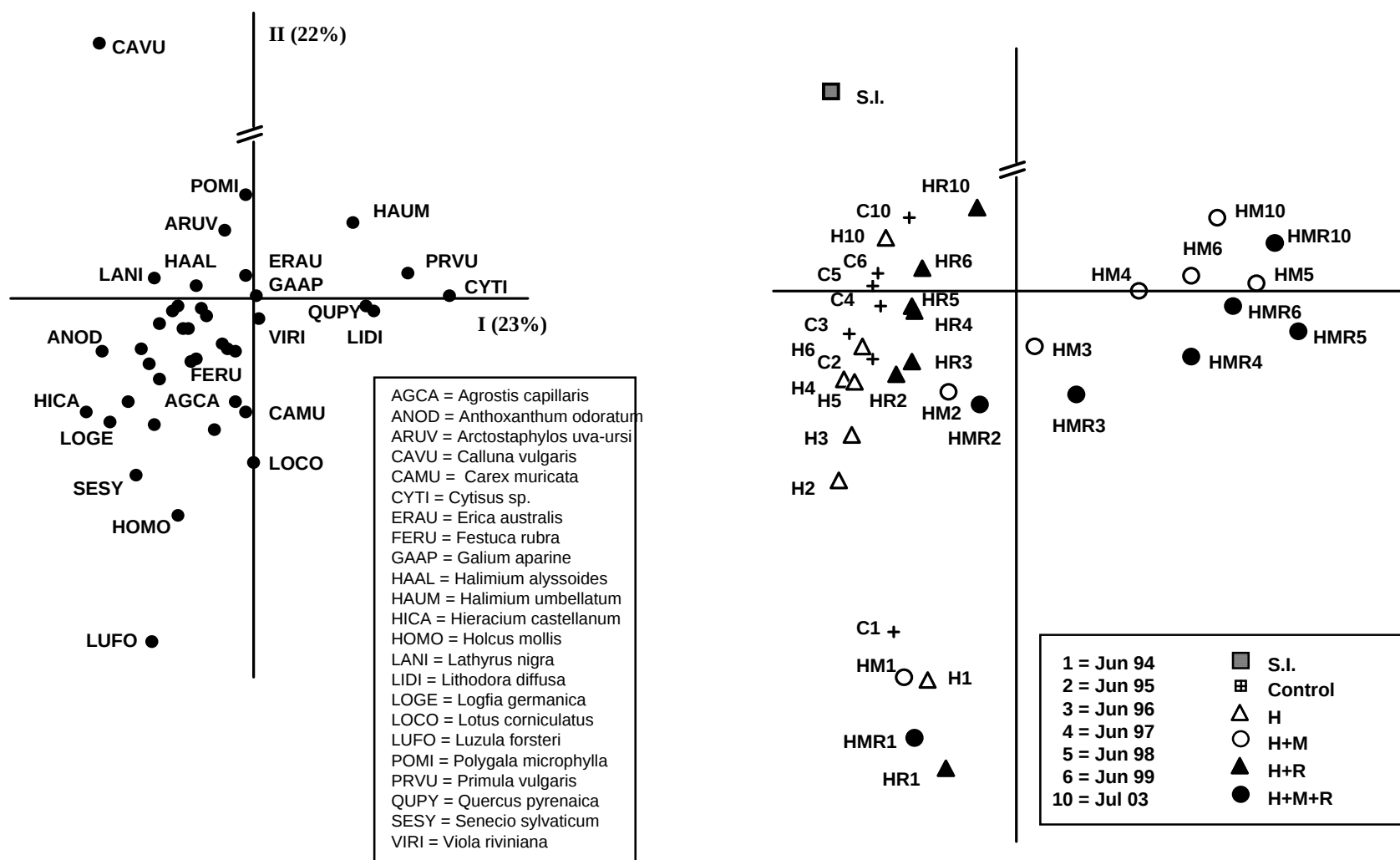


Fig. 3.6. Localización de especies y muestras en el plano definido por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias.

3.4. DISCUSION

Aunque cobertura media de las especies herbáceas sembradas es casi siempre más grande en las parcelas sembradas que en las control, las diferencias son estadísticamente significativas solo en unos pocos casos. Por otra parte, la finalidad de la siembra de herbáceas es el incremento de cobertura a corto plazo, y no se detectaron diferencias significativas en las parcelas estudiadas, comparando las sembradas y las control, ni para la cobertura de herbáceas ni para la cobertura total. Esto difiere de los resultados obtenidos en un brezal quemado en un incendio no experimental, en el que se sembraron las mismas especies herbáceas y se observó una mayor cobertura vegetal durante el primer año (Fernández-Abascal et al. 2003). En este caso, la siembra fue en otoño, un mes después del fuego, en vez de ocho meses después y en primavera, como en el presente estudio. Esto podría explicar en parte la disparidad en los resultados, además de las condiciones meteorológicas más favorables que tuvieron lugar en el otoño de la siembra, mientras que aquí los meses siguientes a la siembra (Abril y Mayo 1994) fueron muy fríos y secos. Otros autores han registrado un incremento inicial aunque poco perdurable en la cobertura de las herbáceas sembradas (Vallejo and Alloza, 1998). Por otra parte, en este estudio no es posible determinar en qué medida la presencia de *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus* es debida a la siembra o a que ya formaban parte del banco de semillas del suelo (Valbuena et al., 2000), puesto que estas especies aparecían en la zona antes de la quema experimental.

No está claro por qué *Calluna vulgaris* tarda tiempo en aparecer en la zona. Aunque las semillas sembradas no fueron viables, estaban presentes en el banco de semillas y además, tenía una alta tasa de germinación después del fuego experimental (Valbuena et al., 2000). En un brezal cercano con características similares, en el que se comparaba la respuesta a tres tipos de perturbación (quema, corta y arranque), *C. vulgaris* tampoco aparecía en los primeros años, aunque se regenera bien más tarde, siempre a partir de semillas (Calvo et al., 2002). Por el contrario, *Erica australis* se recupera por rebrote vegetativo y alcanza una cobertura similar a la situación inicial a los cinco años después de la quema (Junio 1998). Ninguna especie parece estar influenciada por los diferentes tratamientos de siembra, ya que no se observan diferencias en sus valores de cobertura en ningún caso. *Cytisus* spp., que no fue encontrada en el banco de semillas de la zona (Valbuena et al., 2000) crecía más lentamente y tenía una cobertura menor que *E.*

australis en los primeros años, ya que esta última especie es rebrotadora y cuenta con un sistema de raíces bien desarrollado. Por tanto, solo tiene que regenerar su biomasa aérea. Sin embargo, la cobertura de *Cytisus* iguala a la de la rebrotadora ya a los tres años de la siembra y cuatro después de la quema (Junio 1997), e incluso la supera considerablemente en los siguientes años. El desarrollo de *Cytisus* no parece que haga disminuir la cobertura de *E. australis*, cuyos valores medios se incrementan en el último muestreo. Sin embargo, los resultados de Marcos et al. (2004) indican cierta interferencia entre *E. australis* y *Cytisus* spp., puesto que observaron una correlación negativa entre la cobertura de ambas especies, ocho años después de la quema, cuando realizaron un análisis más detallado por metro cuadrado en esta misma zona. *Cytisus* ha sido descrita también como pionera y generalmente se considera intolerante a la sombra (Polunin, 1976; Watt et al., 2003), aunque Tutin et al. (1964-1980) incluye tanto los bosques, la orla de bosque y los brezales como hábitats de *C. scoparius* y *C. striatus*. En la zona de estudio, la elevada cobertura de herbáceas y leñosas no impide la colonización por *Cytisus*, que tiende a extenderse a las parcelas no sembradas aunque lentamente.

Se ha discutido mucho acerca de las ventajas y desventajas de la siembra de semillas o el uso de plantones (de uno o más años) para revegetar con especies arbóreas (Vallejo et al., 2000; Espelta et al., 2003). En este caso, se prefirió una opción intermedia con vistas a evitar la depredación de las bellotas (aunque las parcelas estaban valladas, es imposible impedir el consumo por pájaros, roedores, etc.) y, al mismo tiempo, el realizar un trasplante temprano de los plantones (dos meses) podría evitar hábitos no deseados en el crecimiento de las raíces. La tasa de supervivencia observada en los plantones roble es considerablemente más alta que la registrada en la siembra de bellotas de *Q. pyrenaica* en áreas quemadas del NW de España, con sólo un 2,2% de emergencia de plántulas (Reyes et al., 2000) y un 32% de supervivencia (Reyes and Casal, 2002). Es también similar o mayor que lo observado en la plantación de plantones de *Q. ilex* de un año de edad, en climas Mediterráneos semiáridos y subhúmedos (Vallejo and Alloza, 1998; Vallejo et al., 2003). En ese mismo estudio se encontró un crecimiento insignificante después de ocho años y los autores lo atribuyen a la pobreza del suelo y a la sequía (Vallejo et al., 2003). El suelo del brezal estudiado, resultado de la sucesión secundaria en campos de cultivo abandonados, está probablemente más degradado que el suelo forestal de los robledales de la zona; sin

embargo, las condiciones climatológicas son adecuadas para el desarrollo de *Q. pyrenaica*, ya que muy cerca de las parcelas experimentales hay un robledal adhesado, con grandes ejemplares de roble. El escaso crecimiento en altura de los plantones de *Q. pyrenaica* contrasta con su dinámica de crecimiento cuando proceden de rebrote vegetativo, su mecanismo normal de recuperación después del fuego, en que pueden alcanzar 2 m de altura a los dos años (Luis-Calabuig et al., 2000). No obstante, la gran capacidad de rebrote se demuestra también en este estudio, ya que el sistema de raíces, incluso en plantones de dos meses de edad, es capaz de sobrevivir y recuperar la biomasa aérea cuando ésta no es capaz de resistir las condiciones desfavorables. El limitado crecimiento de los plantones de roble puede ser debido a la competencia con las especies arbustivas rebrotadoras, que podrían tener una ventaja en el uso de los recursos. Por otra parte, las especies arbustivas pueden proteger a los robles del exceso de desecación, lo que podría explicar el hecho de que ya no se produzca mortalidad en la biomasa aérea en los últimos años, cuando hay abundante cobertura arbustiva. *Cytisus* spp. no influye en la tasa de supervivencia ni en la mortalidad de los plantones de *Q. pyrenaica*, que se produce en los primeros meses después de la plantación, cuando la cobertura de esta leguminosa era insignificante. No obstante, después parece tener un cierto efecto positivo en el crecimiento, pero, dado el pequeño tamaño de los robles, es demasiado pronto para asegurar si tendrá alguna repercusión en la dinámica de crecimiento a más largo plazo.

La cobertura de *Cytisus* determina valores medios más altos en la cobertura de leñosas, aunque no se detectan diferencias significativas. Sin embargo, este efecto, que es muy evidente cinco años después de la quema (J.98), tiende a disminuir con el tiempo. En cualquier caso, destaca la elevada cobertura de especies leñosas, que supera considerablemente el 100%, incluso en la situación inicial. Esto se ha atribuido a la superposición entre especies rastreras, como *Arctostaphylos uva-ursi*, otras de gran talla, como *E. australis* o *Cytisus* spp., y otras intermedias, como *Halimium alyssoides* y *H. umbellatum*. Sin embargo, todos estos matorrales tienden a ramificarse desde la base, apareciendo, profusamente entremezclados y con un considerable solapamiento. Por tanto, parece probable que exista competencia entre ellos, al menos por el espacio (Marcos et al., 2004). Otro aspecto digno de mención es que, a pesar de la gran abundancia de especies leñosas, la cobertura de herbáceas, así como la diversidad (número de especies) es significativamente mayor que en la situación inicial, incluso 10

años después de la quema. El incremento en herbáceas en las primeras etapas de la recuperación post-fuego ha sido mencionado por varios autores (Naveh, 1974; Traubad and Lepart, 1980; Bond and Wilgen, 1996; Luis-Calabuig et al., 2000; Reyes et al., 2000) pero está restringido normalmente a los primeros dos o tres años después del fuego, disminuyendo hasta los valores iniciales en cuanto las especies leñosas recuperan sus niveles de cobertura. Los resultados obtenidos en este estudio no pueden ser atribuidos solo a la siembra, ya que también se observaron en las parcelas control.

Aunque no se pueden detectar diferencias significativas en función del tratamiento en la cobertura vegetal o en la diversidad de especies, está claro que el tipo de revegetación ha determinado cambios en las parcelas. Esto se demuestra al compararlas globalmente mediante el análisis de correspondencias, en el que las parcelas sembradas con *Cytisus* se separan progresivamente del resto, a lo largo del tiempo. Sin embargo, aunque esto puede ser lo más evidente (en este análisis, pero también en el campo, debido a que la gran cobertura alcanzada por este arbusto determina cambios importantes en el aspecto fisionómico del brezal), no impide apreciar una cierta separación entre las parcelas HM y HMR, debido a la presencia de *Q. pyrenaica*, y lo mismo puede decirse para cada tipo de parcela, excepto en el primer muestreo de todas ellas (Junio 94), que es muy similar. En el experimento de revegetación usando herbáceas en un brezal quemado por un fuego no experimental (Fernández-Abascal et al., 2003), se observaba una tendencia temporal a volver a la composición florística inicial. Esto puede apreciarse también en el presente estudio en las parcelas control y en aquellas sembradas sólo con herbáceas (H) o herbáceas y robles (HR). Sin embargo, en las últimas, los robles tienden a incrementar significativamente su cobertura y altura en el último muestreo, y aunque estos valores son todavía muy bajos, pueden ocurrir cambios importantes si esta tendencia de crecimiento se mantiene.

Por lo tanto, se puede concluir de los resultados obtenidos hasta aquí que, aunque los tratamientos de revegetación llevados a cabo no fueron efectivos en el recubrimiento del suelo a corto plazo, debido a la falta de éxito de las herbáceas sembradas en comparación con la regeneración natural, podrían tener importantes implicaciones en la dinámica sucesional de la comunidad a medio o largo plazo.

3.5. BIBLIOGRAFIA

- Alberdi, L., Cavero, R.Y., 2001. Desarrollo de técnicas que aceleren el proceso de recuperación de la flora vascular tras un incendio en un carrascal de Navarra. Actas del III Congreso Forestal Español. Granada, pp. 521-526.
- Bond, W.J., van Wilgen, B.W., 1996. Fire and Plants. Chapman and Hall, New York.
- Calvo, L., Tárrega, R., Luis, L., 2002. The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years followong perturbations. Plant Ecology 160, 25-42.
- Cochran, W.G., 1941. The distribution of the largest of a set estimated variances as a fraction of their total. Annals of Eugenics 11, 47-61.
- Conard, S.G., Beyers, J.L., Wohlgemuth, P.M., 1995. Impacts of postfire grass seeding on chaparral systems - what we know and where do we go from here. In: Keeley, J.E., Scott, T. (Eds.), Brushfires in California Wildlands: Ecology and Resource Management. Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington, pp. 149-161.
- David, H.A., Hartley, M.O., Pearson, E.S., 1954. The distribution of the ratio, in a single normal sample of range to standard deviation. Biometrika 41, 482-493.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Pérez-Moreira, R., Taboada, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). In: Goldammer, J.G., Jenkins, M.J. (Eds.), Fire in Ecosystem Dynamics. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 103-116.
- Espelta, J.M., Retana, J., Habrouk, A., 2003. An economic and ecological multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned *Pinus nigra* forest in NE Spain. Forest Ecology and Management 180, 185-198.
- Fernández-Abascal, I., Luis, E., Tárrega, R., Valbuena, L., 1998. Five years of recovery after experimental fire in a heathland. Effects of sowing native species. In: Viegas, E.X. (Ed.), Proc. 3rd International Conference on Forest Fire Research. Coimbra, pp. 1889-1899.
- Fernández-Abascal, I., Luis E., Tárrega R., Marcos E., 2002. Trends in post-fire biomass recovery in an *Erica australis* heathland. In: Trabaud L., Prodon P. (Eds.), Fire and Biological Processes. Bachuys Publishers, Leiden, pp. 33-42.

- Fernández-Abascal, I., Tárrega, R., Luis E., Marcos E., 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. *Acta Oecologica* 24, 131-138.
- Fernández-Santos, B., Gómez-Gutierrez, J.M., 1994. Changes in *Cytisus balansae* populations after fire. *Journal of Vegetation Science*, 5, 463-472.
- Fernández-Santos, B., Gómez-Gutierrez, J.M., Moreno-Marcos, G., 1999. Effects of disturbance caused by traditional Spanish rural land use on the regeneration of *Cytisus multiflorus*. *Applied Vegetation Science* 2, 239-250.
- Luis-Calabuig E., Tárrega R., Calvo L., Marcos E., Valbuena L., 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In: Trabaud, L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit press, Southampton, pp. 43-86.
- Marcos, E., Tárrega, R., Luis, E., 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14, 293-307.
- Marcos, E., Tárrega, R., Luis, E., 2004. Interactions between mediterranean shrub species eight years after experimental fire. *Plant Ecology* 170, 235-241.
- Miles, S.R., Haskins, D.M., Ranken, D.W., 1989. Emergency burn rehabilitation: cost, risk and effectiveness. *Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. pp. 97-102.
- Moreno J.M., Vazquez A., Velez R., 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: Moreno J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 159-185.
- Naveh, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean Region. In: Kozlowski, T.T., Ahlgren, C.E. (Eds.), *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401-434.
- Pausas, J.G., Vallejo, R., 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In: Chuvieco, E. (Ed.), *Remote Sensing of Large Forest Fires in the European Mediterranean Basin*. Springer, pp. 3-16.

- Pérez B., Cruz A., Fernández-González F., Moreno J.M., 2003. Effects of the recent land-use history on the post-fire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management* (in press).
- Polunin, O., 1976. *Trees and bushes of Europe*. Oxford University Press, London.
- Reyes O., Basanta M., Casal M., Diaz-Vizcaino E., 2000. Functioning and dynamics of woody plant ecosystems in Galicia (NW Spain). In: Trabaud, L. (Ed.) *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit press, Southampton, pp. 1-39.
- Reyes, O., Casal, M., 2002. Experimental field emergence and early survival of six tree species in relation to forest fires. In: Trabaud L., Prodon P. (Eds.), *Fire and Biological Processes*. Bachuys Publishers, Leiden, pp. 277-290.
- Ruby, E.C., 1989. Rationale for seeding grass on the Stanislaus Complex burn. *Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. pp. 125-130.
- Scheffe, H., 1959. *The Analysis of Variance*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Tárrega R., Calvo L., Trabaud L., 1992. Effects of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. *Vegetatio* 102, 139-147.
- Ter Braak, C.J.F., 1991. CANOCO (version 3.12). A FORTRAN program for canonical community ordination by / partial / detrended / canonical / correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis. TNO, Wageningen.
- Trabaud, L. (Ed.), 1987. *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Trabaud, L., Lepart, J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43, 49-57.
- Tutin, T.G., Heywood, U.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964-1980. *Flora Europaea*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Valbuena, L., Tárrega, R., Luis, E., 2000. Seed bank of *Erica australis* and *Calluna vulgaris* in a heathland subjected to experimental fire. *Journal of Vegetation Science* 11, 161-166.
- Vallejo, R., Alloza, J.A., 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. In: Moreno, J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands, pp. 91-108.
- Vallejo, R., Bautista, S., Cortina, J., 2000. Restoration for soil protection after disturbances. In: Trabaud, L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. WIT Press, Boston, pp. 301-343.
- Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J.P., Alloza, J.A., 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. In: Rey Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T., Nicolau Ibarra, J.M. (Eds.), *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos*. Universidad de Alcalá, Servicio de Publicaciones, Alcalá de Henares, pp. 11-42.
- Watt, M.S., Clinton, P.W., Whitehead, D., Richardson, B., Mason, E.G., Leckie, A.C., 2003. Above-ground biomass accumulation and nitrogen fixation of broom (*Cytisus scoparius* L.) growing with juvenile *Pinus radiata* on a dryland site. *Forest Ecology and Management*. 184, 93-103.



CAPITULO 4

Efectos de la siembra de especies herbáceas nativas en la recuperación post-fuego de un brezal

Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., Marcos E., 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. Acta Oecologica 24, 131-138.

RESUMEN

Los brezales de *Erica australis* en la provincia de león (NW España) tienen una alta resiliencia a las perturbaciones y su recuperación posterior es muy rápida. El riesgo de erosión del suelo es alto en los primeros meses después del fuego. El objetivo de este estudio es investigar los efectos en la sucesión post-fuego de la siembra con semillas de dos gramíneas (*Agrostis capillaris* y *Festuca rubra*) y una leguminosa (*Lotus corniculatus*) en un brezal quemado en verano por un incendio natural, con el fin de determinar la combinación de especies herbáceas nativas más adecuada para proteger el suelo en las primeras fases de la recuperación. Se establecieron quince parcelas permanentes de 4 m² se en la zona quemada: cuatro tratamientos y un control (no sembrada), cada uno con tres replicas. También se consideraron tres parcelas similares no quemadas (control no quemado). La cobertura total es significativamente más alta en las parcelas sembradas en los primeros meses después de la siembra, pero no hay diferencias después de dieciocho meses. *Lotus corniculatus* aparece sólo en el primer año y no tiene efecto en la cobertura total. *Festuca rubra* aparece antes que *Agrostis capillaris*, pero decrece significativamente su cobertura a los dieciocho meses. Las especies arbustivas alcanzan su mayor cobertura en las parcelas control y la menor en las parcelas con *Agrostis capillaris*. El análisis de correspondencias muestra que todas las parcelas tienden a parecerse más entre sí en su composición específica hacia los muestreos finales. El último muestreo de las parcelas sembradas revela mayor similitud con las parcelas control que el muestreo de esas parcelas en el primer año. El rápido crecimiento inicial de *Festuca rubra*, junto con su descenso y baja cobertura a partir del segundo año, la hace más apropiada que *Agrostis capillaris* cuando el objetivo sea la protección de suelo frente a la erosión. Sin embargo, es necesario realizar más investigaciones específicas, tanto para las especies a sembrar como para cada zona concreta, debido a que las diferentes condiciones post-fuego y la diferente composición de especies antes del fuego pueden tener importantes implicaciones en la dinámica de la comunidad.

Palabras clave: *Agrostis capillaris*; *Festuca rubra*; Brezal; Siembra post-fuego; Revegetación; Sucesión; Incendio.

4.1. INTRODUCCIÓN

Durante miles de años, el fuego ha sido un factor ecológico que ha modelado el paisaje en muchas zonas de la tierra, y particularmente en aquellas con clima mediterráneo (Naveh, 1974, 1999). No obstante, en las últimas décadas, el número de fuegos y el total de superficie quemada en la Europa mediterránea se han incrementado considerablemente (Moreno and Vallejo, 1999; Pausas and Vallejo, 1999). Los incendios forestales son actualmente una de las amenazas más serias en la conservación de los ecosistemas, no sólo por la destrucción de la vegetación si no también por la pérdida de suelo, que amenazan seriamente su posibilidad de recuperación. Las especies dominantes en la mayoría de las formaciones arbustivas de la cuenca mediterránea, como los brezales de *Erica australis*, pueden rebrotar vegetativamente después del fuego; por tanto, la recuperación se produce por autosucesión y es bastante rápida (Naveh, 1974; Luis et al., 1987; Trabaud, 1987; Calvo et al., 1998; Vallejo and Alloza, 1998). El principal riesgo de erosión es, por tanto, sólo en las primeras etapas después del fuego (Díaz-Fierros, 1990; Marcos et al., 2000).

Uno de los métodos más comúnmente usado para reducir las pérdidas por erosión es la siembra de especies herbáceas para proteger el suelo, especialmente durante el primer año después del fuego (Ruby, 1989). Es habitual la utilización de *Lolium multiflorum* o una mezcla de gramíneas y leguminosas; la efectividad de estos tratamientos es de baja a moderada, en función de las condiciones ambientales de las zonas quemadas y sembradas, y es especialmente dependiente de las condiciones meteorológicas que se produzcan después de la siembra (Miles et al., 1989). Además, Taskey et al. (1989) señalan que el uso de *Lolium* no es efectivo porque, aunque incrementa la cobertura total, reduce la recuperación natural de la vegetación e incrementa la erosión. Aquellos que no están de acuerdo con esta técnica, argumentan que las especies sembradas interfieren con la recolonización natural y pueden tener efectos a largo plazo en la composición y estructura de la vegetación que se desarrolla después del fuego (Conard et al., 1995). Keeley (1998) encontró que la cobertura de las especies sembradas era insignificante en comparación con aquellas que se recuperaban de forma natural en zonas quemadas de California. No obstante, otros estudios (Bautista et al., 1997; Vallejo and Alloza, 1998) demostraron que la siembra de especies herbáceas provoca un incremento inicial en la cobertura y no modifica la regeneración natural de la comunidad vegetal.

El objetivo de este trabajo es determinar si la siembra de especies nativas de la zona produce un incremento en la cobertura vegetal, en las primeras etapas de regeneración después del fuego. Se analiza también la dinámica de recuperación natural de la vegetación, ya que el crecimiento de las especies sembradas podría, según algunas hipótesis, reducir el desarrollo de las especies que se recuperan de forma natural. Para ello, se comparan las respuestas de dos gramíneas perennes, *Agrostis capillaris* y *Festuca rubra*. Además, se pretende determinar si la presencia de una leguminosa, *Lotus corniculatus*, produce algún cambio en la dinámica de recuperación. Se intenta establecer si esta especie favorece el crecimiento de otras plantas al incrementar el contenido en nitrógeno del suelo.

4.2. MATERIAL Y MÉTODO

El estudio fue llevado a cabo en un brezal dominado por *Erica australis* y *Erica umbellata* localizado en la provincia de León (NW España). Coordenadas U.T.M. 30TTN7631. Era una zona llana, sin pendiente apreciable y con una altitud de 1100 s.n.m. El suelo era de tipo cambisol con materiales silíceos, con elevada tendencia a la erosión (del Val, 1995). El clima es mediterráneo templado frío; la temperatura media del mes más frío (Enero) es de 2,5°C y la del mes más calido (Julio) de 18,7°C; la precipitación anual es de 736 mm, con un periodo seco sólo en verano (Ministerio de Agricultura, 1980). La vegetación clímax corresponde a bosques de *Quercus pyrenaica* (*Luzulo forsteri-Querceto pyrenaicae sigmetum*, Rivas Martinez, 1987).

La zona se quemó por un incendio natural el 16 de Septiembre de 1995, y la siembra se llevó a cabo el 25 de Octubre de 1995. Se establecieron quince parcelas permanentes en la zona quemada: cuatro tratamientos y un control no sembrado, con tres réplicas de cada uno. Los tratamientos fueron asignados a las parcelas aleatoriamente, pero sin repeticiones en la misma fila o columna. La cantidad de semillas se estimó en peso, calculando unas 20.000 semillas por metro cuadrado en cada parcela, repartidas equitativamente entre las especies asignadas a cada tratamiento. Los cuatro tratamientos fueron los siguientes: siembra de parcelas con (a) *Festuca rubra* (25,22 g/ m²); (b) *Festuca rubra* (12,61 g/ m²) y *Lotus corniculatus* (13,70 g/ m²); (c) *Agrostis capillaris* (2,04 g/m²); y (d) *Agrostis capillaris* (1,02 g/ m²) y *Lotus*

corniculatus (13,70 g/ m²). Las herbáceas sembradas eran variedades comerciales con un alto índice de germinación.

Los muestreos se llevaron a cabo en los siguientes periodos: 1, 3, 6, 8, 11, 14, 16, 18, 20, 23, 32 y 44 meses después de la siembra. En cada periodo de muestreo, se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de todas las especies vegetales presentes. Para ello se utilizó una unidad de muestreo cuadrada de 0,5 m de lado. Se analizaron cuatro de estas unidades, localizadas en el metro cuadrado central de cada parcela de 4 m². Para los análisis posteriores se utilizó la media de las cuatro unidades de cada parcela en cada periodo de muestreo. Además, en Junio de 1997, en una zona próxima no quemada se muestrearon tres parcelas de 4 m², seleccionadas al azar, con el fin de conocer las condiciones anteriores al fuego (control no quemado).

Los resultados de cobertura total de las especies sembradas, cobertura de cada una de las especies sembradas, y cobertura de leñosas y especies herbáceas (tanto sembradas como de regeneración natural) se compararon mediante análisis de varianza (después de una transformación arco-seno). Cuando se analizaban los cambios en el tiempo para una misma parcela, se utilizó análisis de la varianza de medidas repetidas. Se aplicó el test de Scheffe (Scheffe, 1995) para la comparación entre pares de tratamientos cuando el ANOVA detectaba diferencias significativas ($p < 0,05$). Se comprobó la normalidad de las muestras usando el test de David (David et al., 1954) y la homogeneidad de las varianzas con el test de Cochran (Cochran, 1941).

Para la comparación de la composición florística de las parcelas en cada uno de los muestreos se utilizó un análisis de correspondencias (Programa CANOCO, Ter Braak, 1991). En este caso, sólo se incluyeron los muestreos del mes de Junio (para eliminar la variabilidad fenológica), considerando los valores medios de las tres réplicas de cada tratamiento. Las especies que aparecieron solo una vez no se tuvieron en cuenta.

4. 3. RESULTADOS

Cuando se comparan los valores de cobertura total, se observan diferencias significativas ($F_{4, 10} = 61,43$, $p < 0,005$) entre parcelas sembradas y no sembradas, desde el primer muestreo (Noviembre 1995, 1 mes después de la siembra) y estas diferencias se mantienen hasta Junio de 1996 (Fig. 4.1) Durante este periodo, la cobertura fue

mayor en las parcelas donde se sembró *Festuca rubra* (sola o con *Lotus corniculatus*) que en aquellas donde se sembró *Agrostis capillaris*, pero estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. En los muestreos desde Septiembre a Diciembre de 1996, se seguían observando diferencias entre la cobertura total de las parcelas no sembradas y la cobertura total de las sembradas con *Festuca rubra*, pero no entre las primeras y las parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*. Desde el muestreo de Febrero 1997 ya no se encuentran diferencias significativas, y en el último muestreo (Junio 99) hubo incluso una mayor cobertura en las parcelas control que en las sembradas. En estas etapas finales, se pone de manifiesto que las especies no sembradas aportan una mayor contribución a la cobertura total en las parcelas de *Festuca rubra*, en comparación con las parcelas de *Agrostis capillaris*. No se observaron diferencias en las parcelas sembradas con *Lotus corniculatus*, excepto en el primer muestreo en que se encontró una mayor cobertura en las parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus* en relación a las sembradas solo con *Agrostis capillaris*.

La escasa contribución de *Lotus corniculatus*, que solo aparece en las etapas iniciales y nunca con valores por encima del 10%, se observa en la Fig. 4.2. Esta leguminosa no determina diferencias significativas en la cobertura de las gramíneas, que presentan valores semejantes tanto si fueron sembradas solas o acompañadas de esta especie, a pesar de las diferencias en densidades de siembra. La cobertura de *Festuca rubra* era significativamente mayor ($F_{3,8} = 4,55$, $p < 0,05$) que la de *Agrostis capillaris* hasta Abril 1996 (6 meses después de la siembra).

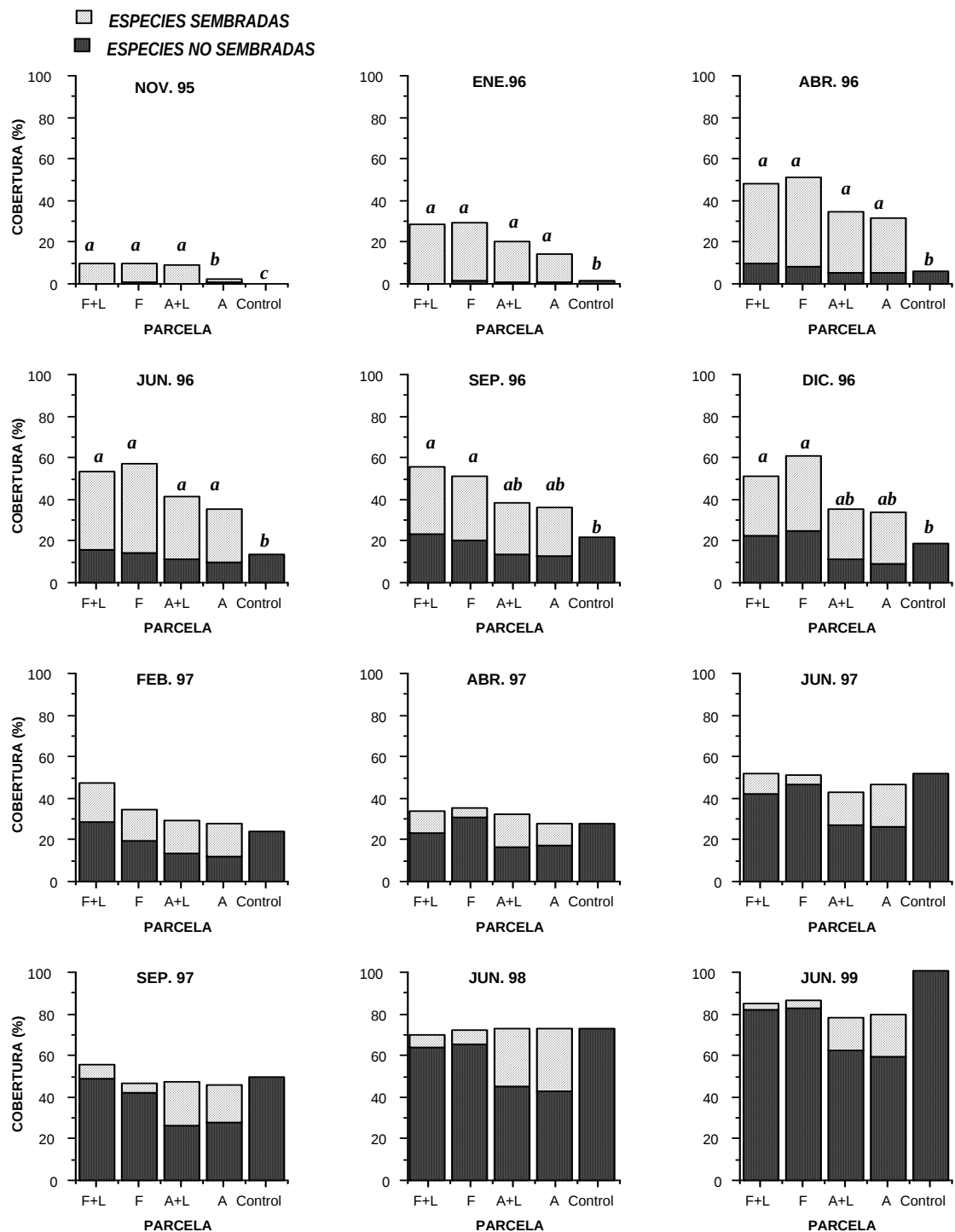


Fig 4.1. Cobertura media de especies sembradas y no sembradas en las parcelas quemadas durante el periodo de estudio (F + L, parcelas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*; F, parcelas sembradas con *Festuca rubra*; A+L, parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*; A, parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*; Control, parcelas no sembradas. Letras diferentes encima de las barras de la misma gráfica indican diferencias significativas de cobertura total por el test de Scheffe).

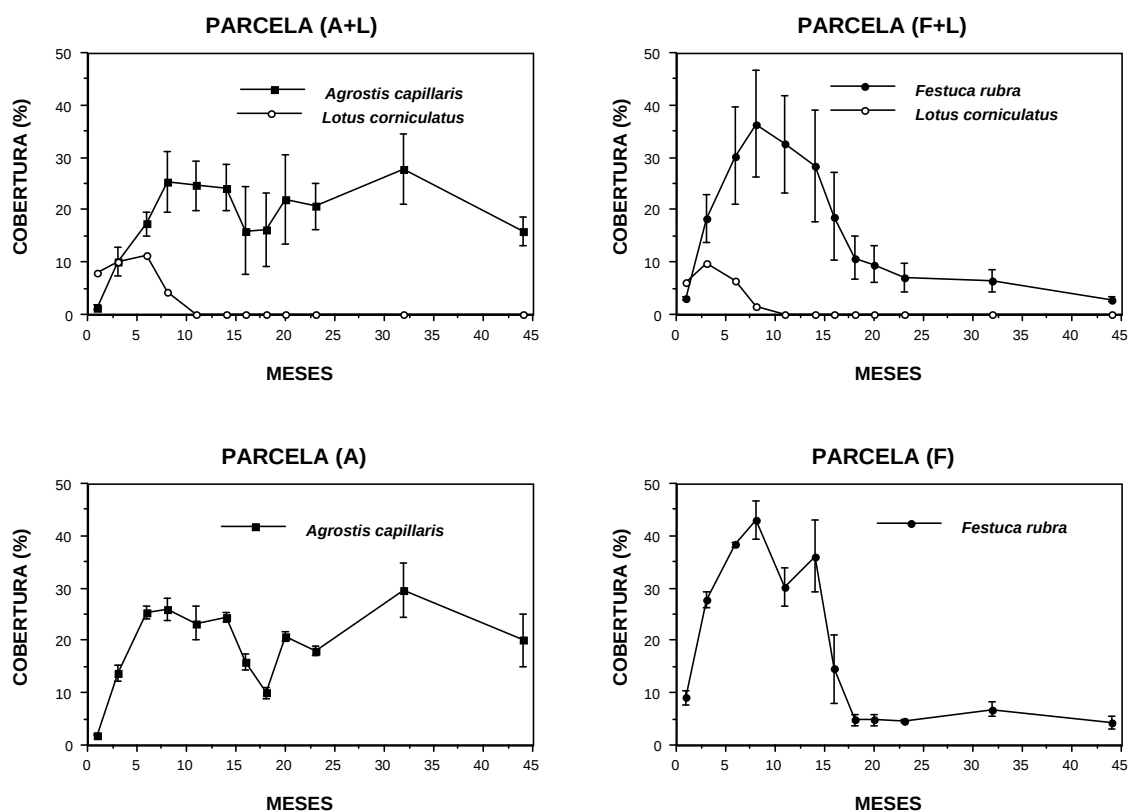


Fig. 4.2. Cobertura media (y error estándar) de las especies sembradas en las parcelas durante el periodo de estudio (A + L = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*; F + L = parcelas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*; A = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*; F = parcelas sembradas con *Festuca rubra*)

Desde Junio de 1997, el valor medio de cobertura de *Agrostis capillaris* era mayor que el de *Festuca rubra*, pero esta diferencia solo fue estadísticamente significativa en los dos últimos muestreos (Junio 1998, $F_{3,8} = 9,46$, $p < 0,01$, y Junio 1999, $F_{3,8} = 18,61$, $p < 0,01$). Cuando se comparaba la cobertura de cada una de las gramíneas en el transcurso del tiempo para una misma parcela (usando análisis de varianza de medidas repetidas, pero considerando sólo los muestreos de Junio para eliminar cualquier variabilidad fenológica) se detectaron diferencias en los valores de *Festuca rubra* (significativamente más altos a los 8 meses, en Junio 1996, que en los últimos años, $F_{2,9} = 44,08$, $p < 0,001$) pero no en los de *Agrostis capillaris* ($F_{2,9} = 2,27$, $p = 0,18$).

La siembra no determinaba diferencias en la recuperación natural de las especies leñosas en las primeras etapas. Sin embargo, desde Junio 1997 (20 meses después de la siembra) la cobertura de leñosas fue significativamente más baja en las parcelas

sembradas con *Agrostis capillaris* que en las no sembradas ($F_{4, 10} = 6,40$, $p < 0,01$), y las diferencias se mantienen en el último muestreo (Tabla 4.1, Fig. 4.3). La cobertura por especies herbáceas (considerando ambas, las especies sembradas y las que aparecen de forma natural) era significativamente más alta en las parcelas sembradas que en las control ($F_{4, 10} = 11,68$, $p < 0,01$), hasta Diciembre 1996 (14 meses después de la siembra). Más tarde, la cobertura de herbáceas continuaba siendo más baja en las parcelas control, pero las diferencias solo eran estadísticamente significativas en Junio de 1998 ($F_{4, 10} = 11,11$, $p < 0,001$). Las especies herbáceas no sembradas presentaban escasa cobertura, similar en todas las parcelas (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Media de cobertura (%) de las especies más frecuentes (sembradas y no sembradas) en los muestreos de Junio (C = parcelas control no sembradas; AL = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*; FL = parcelas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*; A = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*; F = parcelas sembradas con *Festuca rubra*; NQ = no quemadas).

	Junio 1996					Junio 1997					Junio 1998					Junio 1999					NQ
	C	AL	A	FL	F	C	AL	A	FL	F	C	AL	A	FL	F	C	AL	A	FL	F	NQ
Especies arbustivas:																					
<i>Erica australis</i>	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	3.5	0.3	0.1	0.9	0.1	6.3	0.7	1.5	3.7	---	8.8	1.3	2.5	8.8	0.3	53.3
<i>Erica umbellata</i>	0.7	0.6	0.2	0.6	0.5	7.4	0.7	0.3	2.2	1.0	19.0	2.5	0.7	3.2	2.1	37.5	3.4	2.8	8.2	5.8	47.9
<i>Genistella tridentata</i>	5.3	3.2	3.8	3.6	4.8	22.7	12.5	11.7	12.9	22.2	22.9	17.2	17.2	15.8	29.3	28.3	28.3	26.0	25.6	37.5	16.3
<i>Halimium alyssoides</i>	2.6	2.9	3.5	8.4	4.6	10.2	9.0	7.6	20.0	12.3	14.2	13.9	13.3	27.9	15.2	19.4	23.3	20.4	31.7	24.2	13.8
Graminoides:																					
<i>Agrostis capillaris</i>	---	25.3	30.0	---	---	0.5	21.8	20.7	---	---	1.3	27.8	29.6	1.3	1.6	0.9	15.8	20.0	0.5	0.7	---
<i>Aira caryophyllea</i>	3.2	3.7	1.4	1.0	1.4	5.2	2.7	2.9	2.0	3.0	5.5	5.5	3.2	3.3	3.8	2.0	1.6	1.8	1.2	2.3	---
<i>Avenula marginata</i>	0.1	---	0.1	0.2	0.1	0.3	0.1	0.9	0.2	0.6	1.4	0.3	3.0	0.7	2.1	0.9	0.4	3.3	1.8	3.3	0.2
<i>Festuca rubra</i>	---	2.9	---	36.4	42.9	0.6	---	---	9.6	4.8	---	---	---	6.5	6.8	1.1	---	---	2.8	4.3	---
<i>Luzula lactea</i>	---	---	0.2	---	1.7	---	---	0.4	---	2.5	---	---	0.7	---	2.2	---	---	0.4	---	2.3	---
Otras herbáceas:																					
<i>Arnoseris minima</i>	0.1	---	---	0.1	0.1	0.1	0.5	0.4	0.6	0.8	0.1	1.8	1.2	1.2	3.4	0.1	0.5	0.7	0.3	0.7	---
<i>Asphodelus albus</i>	---	0.5	0.2	0.5	0.5	0.1	0.4	0.6	0.7	1.4	0.2	2.0	0.6	1.5	1.8	0.3	2.6	0.7	0.7	2.3	0.5
<i>Tuberaria globularifolia</i>	0.1	---	---	0.3	---	0.7	0.3	0.2	1.5	0.8	1.3	0.8	0.3	2.7	2.3	1.2	0.7	0.8	3.0	2.5	---

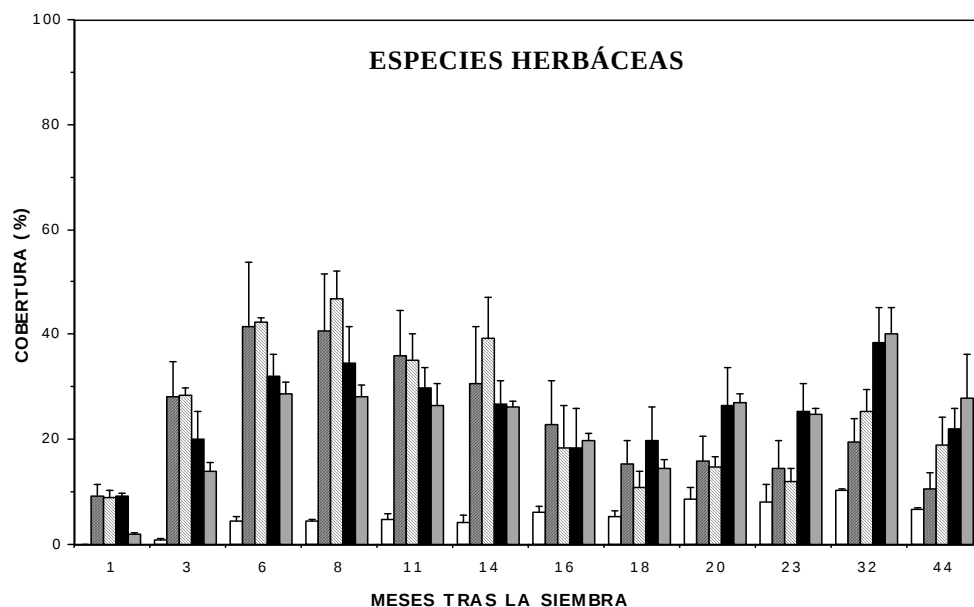
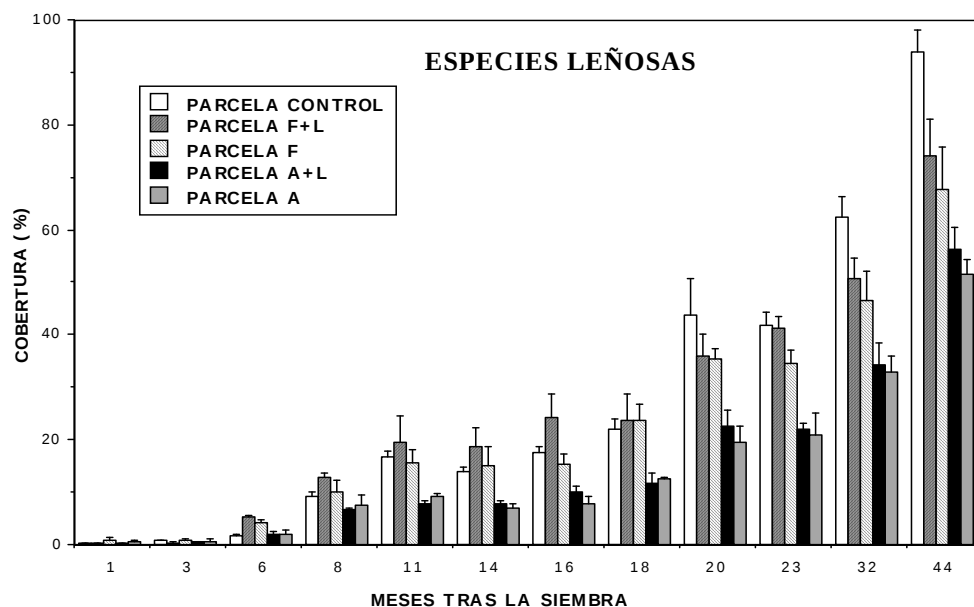


Fig. 4.3. Cobertura media (y error estándar) de especies arbustivas y herbáceas (sembradas y no sembradas) en las parcelas durante el periodo de estudio (Control = parcelas no sembradas; F+L = parcelas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*; F = parcelas sembradas con *Festuca rubra*. A+L = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*; A = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*).

En la comparación conjunta de todos los resultados mediante el análisis de correspondencias, se incluyeron 21 muestreos (cinco tipos de parcelas x 4 años, y la parcela no quemada) y 20 especies (se excluyeron del análisis las especies que aparecen sólo en un muestreo). En los dos primeros ejes del diagrama de ordenación (Fig. 4.4a) se observa la separación en función de las gramíneas sembradas, pero no se aprecia la influencia de *Lotus corniculatus*. Además, considerando cada tratamiento, también se aprecia una clara tendencia temporal (Fig. 4.4b). Casi todos los muestreos de las parcelas con *Festuca rubra* estaban situadas hacia la parte positiva del primer eje. Se observaron las mayores diferencias en los muestreos llevados a cabo al año del incendio (Junio 1996), que se separan de los demás, localizándose en el extremo positivo de este eje. El eje II separaba las parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* hacia la parte negativa, enfrentadas a la zona control no quemada, situada en el extremo positivo y asociada a *Erica australis* y *Erica umbellata*. En las parcelas control (no sembradas) también se observaba una tendencia temporal en función de este segundo eje, incrementándose progresivamente el parecido con la parcela no quemada. Sin embargo, a los 4 años del incendio, la recuperación aún no es completa. El mayor parecido entre las parcelas control no sembradas y las no quemadas se debía principalmente a la mayor la cobertura de las dos Ericáceas dominantes, que se recuperaron más lentamente en las parcelas sembradas. La recuperación de las otras especies leñosas, *Genistella tridentata* y *Halimium alyssoides*, también abundantes aunque menos en la zona, era similar en todas las parcelas. Esto se demuestra por su localización próxima al origen de coordenadas en la ordenación de las especies. Es destacable la rápida recuperación en esas parcelas de *Erica umbellata* (germinadora obligatoria) (Tabla 4.1). Al cuarto año, la cobertura de esta especie era todavía significativamente mayor en las parcelas control no sembradas (más del 35%) que en las sembradas (3-8%), aunque no alcanzaban los valores de la zona no quemada (48%). *Erica australis* se recuperó más lentamente (la cobertura era inferior al 10% en todas las parcelas quemadas después de 4 años), a pesar de tratarse de una especie rebrotadora, que tenía una cobertura superior al 50% en la zona no quemada.

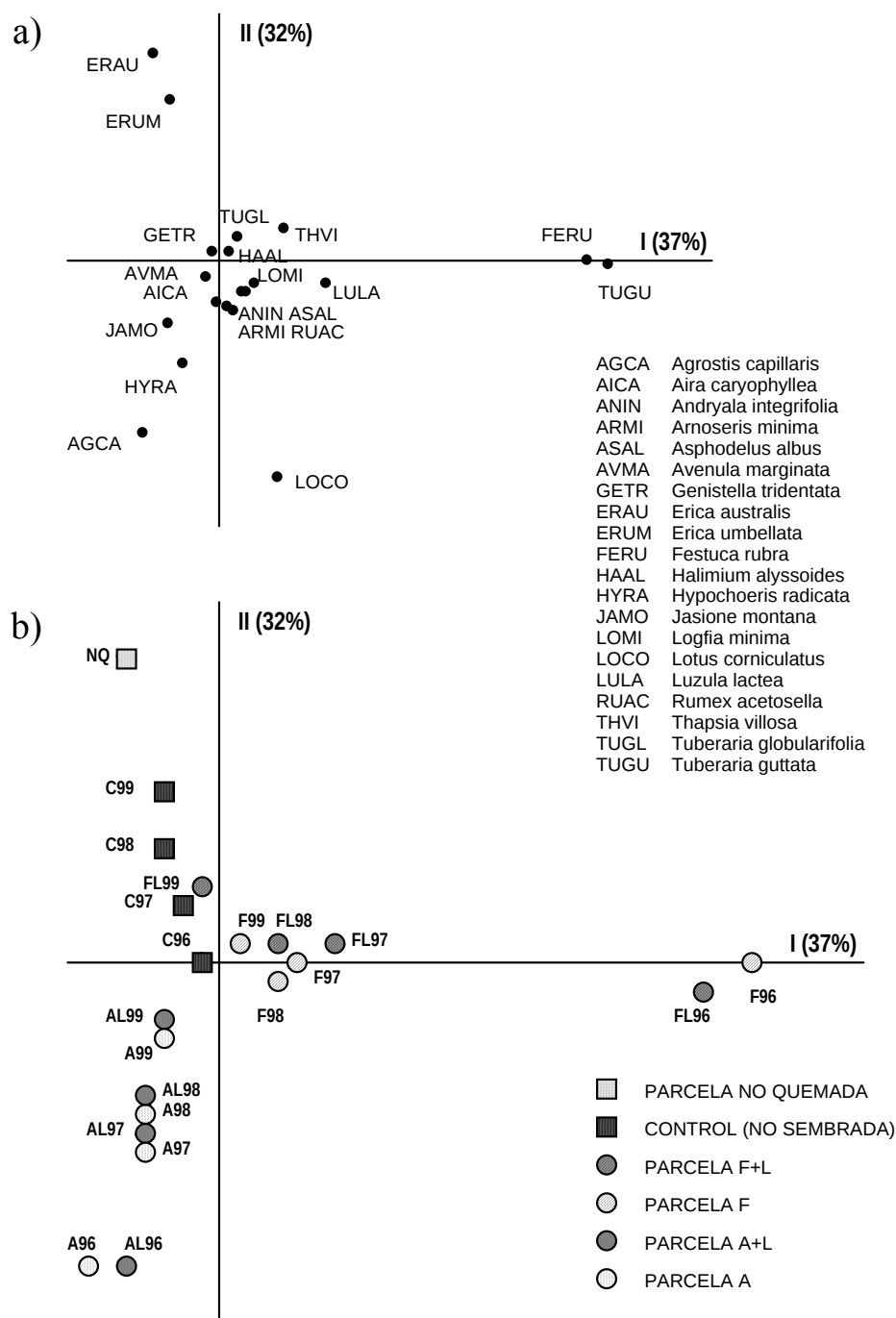


Fig. 4.4. Localización en el plano definido por los primeros ejes del análisis de correspondencias (sólo se consideraron los muestreos de Junio). a) Especies. b) Parcelas. (NQ = parcelas no quemadas; C = parcelas no sembradas; F+L = parcelas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*; F = parcelas sembradas con *Festuca rubra*; A+L = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*; A = parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*)

4.4. DISCUSIÓN

El rápido crecimiento inicial de *Festuca rubra*, junto con su disminución y consiguiente baja cobertura desde el segundo año, la hacen preferible a *Agrostis capillaris* cuando el objetivo es la protección de suelo a corto plazo. Los valores de cobertura de *Agrostis capillaris* fueron más bajos al principio del experimento y se mantuvieron durante todo el periodo de estudio. La razón de esta diferente respuesta no está clara. Ambas especies son gramíneas perennes rizomatosas y suelen aparecer en estas zonas, aunque con baja cobertura cuando los matorrales son dominantes (ambas especies se encuentran en las parcelas control no sembradas). El diferente comportamiento de las dos gramíneas también tuvo un efecto diferente en la regeneración natural. Las parcelas con *Agrostis capillaris* tuvieron una cobertura significativamente más baja de especies leñosas características de la zona, y las diferencias se mantenían en el cuarto año, mientras que *Festuca rubra* no interfiere en la misma medida con la recuperación de la vegetación natural. *Lotus corniculatus* solo aparece en los primeros meses y aparentemente no tiene influencia alguna en la respuesta de las especies sembradas o en la vegetación natural, ya que no se detectaron diferencias significativas en la cobertura total debido a la presencia de esta especie.

Sin embargo, los resultados pueden variar de acuerdo a las condiciones meteorológicas después de la siembra. Esto último se demuestra cuando se comparan los resultados de este estudio con los obtenidos en un brezal de características similares, quemado experimentalmente en verano, y sembrado con las mismas especies herbáceas en la primavera siguiente (Marzo). Las condiciones meteorológicas anormalmente adversas ese año (Marzo fue muy caluroso pero Abril y Mayo fueron muy fríos y secos) condicionaron que el éxito de la siembra de estas especies herbáceas fuera muy bajo (Fernández-Abascal et al., 1998).

En un estudio de restauración post-fuego en el este de España (Bautista et al., 1997; Vallejo and Alloza, 1998), se sembró una mezcla de especies herbáceas y se encontraron valores más altos de cobertura que en las zonas control. Las diferencias desaparecían en la primavera siguiente después de la siembra en las parcelas subhúmedas (casi un año después del fuego) y sólo seguían detectándose en las parcelas semiáridas. Se podría esperar, a partir de estos resultados, que en condiciones más húmedas, como en nuestra zona de estudio, la cobertura en las parcelas sembradas y en

las control alcanzarían valores similares más rápidamente. No obstante las diferencias eran significativas hasta 14 meses después de la siembra. Por otra parte, ambas especies sembradas se mantienen, aunque en diferentes proporciones, hasta el final del periodo de estudio, mientras que en el trabajo previamente mencionado, 4 años después del tratamiento, sólo permanecían unos pocos individuos de las especies sembradas.

Los cambios temporales en la composición florística indican una tendencia hacia la recuperación de la composición original, con *Erica australis* y *Erica umbellata* como especies dominantes. La interferencia de las especies sembradas, y particularmente de *Agrostis capillaris*, parece estar relacionada con la estrategia de regeneración de las especies leñosas, ya que las mayores diferencias de las parcelas control no sembradas correspondían a la cobertura de *Erica umbellata*, que sólo se recupera a partir de semillas en esas zonas. La razón de la respuesta de recuperación más rápida de esta especie en comparación con la rebrotadora *Erica australis* no está clara, y no coincide con lo observado en brezales quemados de características similares (Calvo et al. 1998). Comparando dos especies del mismo género del oeste de Australia, se encontró un crecimiento inicial mucho mayor en la especie germinadora que en la rebrotadora, pero sólo cuando el reclutamiento era a partir de semillas; las plantas rebrotadoras más viejas tenían una recuperación inicial más rápida probablemente debido a las mayores reservas de sus raíces (Hansen et al. 1991; Bowen and Pate, 1993). Por otra parte, Conard et al. (1995) encontraron que las gramíneas sembradas competían con las especies herbáceas autóctonas, pero no con las especies arbustivas propias del chaparral, en el Sur de California. Sin embargo, en el presente estudio, las herbáceas no sembradas tenían una baja cobertura en el zona de estudio, y no había diferencias entre las parcelas sembradas y las control (Tabla 4.1).

Otro aspecto a tener en cuenta en la gestión de zonas quemadas, es si los beneficios medioambientales justifican los costes económicos de la revegetación. En estudios llevados a cabo en California, se encontró que la contribución de las especies sembradas (por siembra aérea) era insignificante comparada con la recolonización natural (menos del 15%), y no justificaba la inversión económica (Keeley, 1998). Los resultados obtenidos en este estudio con *Festuca. rubra* muestran valores de cobertura superiores al 40% en algunos casos, y con menor interferencia con la regeneración natural. No obstante, no hay que olvidar que el éxito del establecimiento de las plántulas depende en gran medida de unas condiciones meteorológicas favorables, lo que resulta totalmente

impredecible. Como ha sido demostrado previamente por otros autores (Moreno and Vallejo, 1999; Vallejo et al., 2000), la prioridad de la restauración post-fuego debe estar concentrada en aquellas áreas con un riesgo importante de pérdida de suelo por erosión, debido a la mala recuperación natural, que no era el caso del brezal estudiado. En un brezal similar, quemado experimentalmente, Marcos et al. (2000) registraron sólo una leve escorrentía y pérdida de sedimento, principalmente debido al rápido rebrote vegetativo de la vegetación autóctona. Esto haría innecesario el coste de la revegetación en la mayoría de esos ecosistemas. Sin embargo, dado que la zona tenía un alto potencial de erosión (del Val, 1995), siempre es útil conocer el comportamiento de diferentes especies para poder plantear programas adecuados de protección del suelo a corto plazo, en aquellos casos en que la regeneración natural sea más lenta. Se necesitan ulteriores investigaciones, específicas para cada especie y para cada zona, ya que las diferentes respuestas asociadas a diferentes condiciones tras el fuego y a la composición florística inicial pueden tener importantes implicaciones en la dinámica de la comunidad después de un incendio.

4.5. BIBLIOGRAFIA

- Bautista, S., Abad, N., Llovet, J., Bladé, C., Ferran, A., Ponce, J.M., Caturla, R.N., Alloza, J.A., Bellot, J. & Vallejo, R., 1997. Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afectados por incendios forestales. In: Vallejo, R. (ed), La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. pp. 395-434.
- Bowen, B.J. & Pate, J.S., 1993. The significance of root starch in post-fire shoot recovery of the resprouter *Stirlingia latifolia* R. Br. (Proteaceae). *Annals of Botany* 72, 7-16.
- Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, L., 1998. Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting and ploughing. *Plant Ecology* 137, 1-12.
- Cochran, W.G., 1941. The distribution of the largest of a set estimated variances as a fraction of their total. *Annals of Eugenics* 11, 47-61.

- Conard, S.G., Beyers, J.L. & Wohlgemuth, P.M., 1995. Impacts of postfire grass seeding on chaparral systems - what we know and where do we go from here. In: Keeley, J.E. & Scott, T. (eds), *Brushfires in California Wildlands: Ecology and Resource Management*. Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington. pp. 149-161.
- David, H.A., Hartley, M.O. & Pearson, E.S., 1954. The distribution of the ratio, in a single normal sample of range to standard deviation. *Biometrika*, 41, 482-493.
- del Val, J., 1995. Mapa de erosión. In: *Atlas del Medio Natural de la Provincia de León*. Ed. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Pérez-Moreira, R. & Taboada, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). In: Goldammer, J.G. & Jenkins, M.J. (eds), *Fire in Ecosystem Dynamics*. SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 103-116.
- Fernández-Abascal, I., Luis, E., Tárrega, R. & Valbuena, L., 1998. Five years of recovery after experimental fire in a heathland. Effects of sowing native species. In: Viegas, E.X. (ed), *Proc. 3rd International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra (Portugal). pp. 1889-1899.
- Hansen, A., Pate, J.S. & Hansen, A.P., 1991. Growth and reproductive performance of a seeder and a resprouter species of *Bossiaea* as a function of plant age after fire. *Annals of Botany* 67, 497-509.
- Keeley, J.E., 1998. Postfire ecosystem recovery and management: The October 1993 large fire episode in California. In: Moreno, J.M. (ed), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands. pp. 69-90.
- Luis, E., Tárrega, R. & Zuazua, T., 1987. Shrub responses to experimental fire. First phases of regeneration. *Ecologia Mediterranea* XIII (4), 155-162.
- Marcos, E., Tárrega, R. & Luis, E., 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14, 293-307.

- Miles, S.R., Haskins, D.M. & Ranken, D.W., 1989. Emergency burn rehabilitation: cost, risk and effectiveness. Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. pp. 97-102.
- Ministerio de Agricultura, 1980. Caracterización agroclimática de la provincia de León. Dirección General de la Producción Agraria. Madrid.
- Moreno, J.M. & Vallejo, R., 1999. Fire impacts on the ecosystem and restoration: Summary of the main findings from the DELFI-fire database. In: Proc. of International Symposium on Forest Fires: Needs & Innovations. Athens, Greece. pp. 239-261.
- Naveh, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean Region. In: Kozlowski, T.T. & Ahlgren, C.E. (eds), Fire and Ecosystems. Academic Press. New York. pp. 401-434.
- Naveh, Z., 1999. The role of fire as an evolutionary and ecological factor on the landscapes and vegetation of Mt. Carmel. Journal of Mediterranean Ecology, 1, 11-25.
- Pausas, J.G. & Vallejo, R., 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In: Chuvieco, E. (ed), Remote Sensing of Large Forest Fires in the European Mediterranean Basin. Springer. pp. 3-16.
- Rivas-Martinez, S., 1987. Mapa de Series de Vegetación de España. ICONA. Madrid.
- Ruby, E.C., 1989. Rationale for seeding grass on the Stanislaus Complex burn. Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. pp. 125-130.
- Scheffe, H., 1959. The Analysis of Variance. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Taskey, R. D., Curtis, C.L. & Stone, J., 1989. Wildfire, ryegrass seeding, and watershed rehabilitation. Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. pp. 115-124.
- Ter Braak, C.J.F., 1991. CANOCO (version 3.12). A FORTRAN program for canonical community ordination by / partial / detrended / canonical / correspondence

analysis, principal components analysis and redundancy analysis. TNO, Wageningen.

Trabaud, L. (Ed.), 1987. The Role of Fire in Ecological Systems. SPB Academic Publishing. The Hague.

Vallejo, R. & Alloza, J.A., 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. In: Moreno, J.M. (ed), Large Forest Fires. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands. pp. 91-108.

Vallejo, R., Bautista, S. & Cortina, J., 2000. Restoration for soil protection after disturbances. In: Trabaud, L. (ed), Life and Environment in the Mediterranean. WIT Press. Boston. pp. 301-343.



CAPITULO 5

**Dinámica de emergencia de plántulas en el
laboratorio tras siembra en macetas de
especies herbáceas usadas en la revegetación
de brezales quemados**

RESUMEN

Se realizó un ensayo con el fin de comparar el comportamiento de dos gramíneas, *Festuca rubra* y *Agrostis capillaris*, y el posible efecto de una leguminosa, *Lotus corniculatus*, que habían sido utilizadas en la revegetación de un brezal quemado. Para ello, se recogió tierra de esta zona quemada y se utilizó para sembrar en macetas que se mantuvieron en condiciones controladas de laboratorio, contando semanalmente el número de plántulas presentes en cada maceta durante 10 semanas. Las combinaciones de siembra utilizadas fueron las mismas que en la revegetación en el campo: 4 tratamientos (siembra de *Agrostis capillaris*, siembra de *Festuca rubra*, siembra de *Agrostis capillaris* + *Lotus corniculatus*, y siembra de *Festuca rubra* + *Lotus corniculatus*) y un control (no sembrado), cada uno con tres replicas. La velocidad de germinación es más lenta en *Agrostis capillaris* que en *Festuca rubra*. Los tiestos con combinación de *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus* presentan mayor número total de plántulas que los que se sembraron sólo con *Agrostis capillaris*, que no se diferencian significativamente del control durante las cuatro primeras semanas. A partir de la sexta semana no se detectan diferencias ni en el número total de plántulas ni entre el número de ambas gramíneas. En las macetas control el número es significativamente inferior, pero si se compara el número de especies no sembradas que germinan procedentes del banco de semillas del suelo, éste es mayor que en las macetas sembradas. Los resultados obtenidos en el ensayo de laboratorio coinciden en parte con lo observado en el campo y permiten demostrar estadísticamente la menor abundancia de *Agrostis capillaris* cuando no se siembra con *Lotus corniculatus*.

PALABRAS CLAVE: *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Lotus corniculatus*, crecimiento en laboratorio, interacciones, brezal quemado, restauración.

5.1. INTRODUCCION

La recuperación post-fuego en la mayoría de los ecosistemas mediterráneos suele producirse por autosucesión y ser bastante rápida (Naveh, 1974; Trabaud, 1987; Luis et al., 2000; Calvo, et al., 2002). El principal riesgo de pérdida de suelo está restringido a los primeros meses después del incendio (Díaz-Fierros et al., 1990; Marcos et al., 2000). Por ello, uno de los métodos más empleados para prevenir la erosión es la siembra de especies herbáceas, utilizada con éxito por diversos autores (Ruby, 1989; Vallejo and Alloza, 1998; Alberdi and Cervero 2001). Sin embargo, otros han cuestionado la efectividad de estos tratamientos (Keeley, 1998), particularmente por la dependencia de las condiciones meteorológicas post-siembra (Miles et al., 1989; Fernández-Abascal et al., 2004), así como su posible interferencia con la recolonización natural (Taskey et al., 1989; Conard et al., 1995).

Se realizó un ensayo de campo en un brezal quemado (en un incendio no experimental) para determinar si la siembra de herbáceas producía un incremento de la cobertura vegetal en los primeros meses tras el fuego y cómo influía en la regeneración de la comunidad (Fernández-Abascal et al., 2003). Se encontró un comportamiento diferente en las dos gramíneas utilizadas, *Festuca rubra* y *Agrostis capillaris*, ya que la primera alcanzaba mayor cobertura en los primeros meses, disminuyendo después, mientras que la segunda se mantenía, condicionando una menor cobertura de especies leñosas propias de la zona; sin embargo, esto empezaba a apreciarse sólo 20 meses después de la siembra y continuaba a los 4 años. No fue posible demostrar ningún efecto de la tercera especie utilizada, *Lotus corniculatus*, que se sembró con las gramíneas para determinar si la presencia de una leguminosa favorecía su crecimiento. Debido a que la dinámica en la situación de campo depende de las condiciones meteorológicas concretas y además en la regeneración natural se combina la respuesta germinadora y la rebrotadora, se planteó un ensayo de laboratorio, con los mismos tratamientos llevados a cabo en el campo, con el fin de determinar la dinámica a corto plazo de las especies sembradas, su efecto sobre la germinación de las semillas presentes en el banco edáfico de la zona, así como las posibles interacciones entre la leguminosa y las gramíneas.

5.2. MATERIAL Y METODOS

El estudio de campo fue llevado a cabo en un brezal dominado por *Erica australis* y *Erica umbellata* en la provincia de León (NW España), quemado (por un incendio natural) en Septiembre de 1995. La altitud es de 1100 m s.n.m., con clima mediterráneo templado-frío y suelo es un cambisol sobre materiales silíceos.

En octubre de 1995, se establecieron quince parcelas permanentes en la zona quemada: cuatro tratamientos de revegetación (*Festuca rubra*, *Festuca rubra* + *Lotus corniculatus*, *Agrostis capillaris*, y *Agrostis capillaris* + *Lotus corniculatus*) y un control no sembrado, cada uno con tres réplicas. La cantidad de semillas se estimó en peso para que hubiera unas 20.000 semillas por metro cuadrado en cada parcela, repartidas equitativamente entre las especies asignadas a cada tratamiento. Las herbáceas eran variedades comerciales con un alto índice de germinación. El porcentaje de cobertura de todas las especies vegetales presentes fue estimado visualmente en los sucesivos periodos de muestreo (desde Noviembre de 1995 hasta Junio de 1999) en el metro cuadrado central de cada parcela de 4 m². Los principales resultados de este experimento se detallan en Fernández-Abascal et al. (2003) y en el presente trabajo se utilizan para comparar con los resultados en el laboratorio. Además, la dinámica de recuperación de *Erica umbellata*, *Halimium alyssoides* y las herbáceas no sembradas se estudian aquí de forma más específica.

El diseño experimental en el laboratorio fue similar al diseño del campo. En marzo de 1996, quince macetas de 10 cm de diámetro se llenaron con suelo del brezal quemado. Cada muestra fue recogida hasta una profundidad de 10 cm y se colocó en cada maceta sin alterar la estructura del suelo para poder comparar la dinámica a corto plazo de su banco de semillas. Ya en el laboratorio se efectuó la siembra, según los siguientes tratamientos, con tres réplicas cada uno: Macetas F: 158 semillas de *Festuca rubra*, Macetas FL: 79 semillas de *Festuca rubra* y 79 semillas de *Lotus corniculatus*, Macetas A: 158 semillas de *Agrostis capillaris*, Macetas AL: 79 semillas de *Agrostis capillaris* y 79 semillas de *Lotus corniculatus* y Macetas Control (no sembradas).

Las macetas se situaron entremezcladas aleatoriamente y se mantuvieron con riego diario, en condiciones de iluminación natural, a una temperatura entre 18 y 22°C. Se realizaron recuentos semanales del número de plántulas de cada especie, tanto sembradas como procedentes del banco de la zona, comenzando a la semana de la

siembra hasta la octava semana, realizando un último recuento en la décima semana (22 de Mayo 1996).

Los resultados se compararon mediante análisis de varianza de dos factores, tratamiento y tiempo (medida repetida) (después de realizar una transformación arco-seno cuando los datos estaban en porcentaje) usando. Se aplicó el test de Scheffé (Scheffe, 1995) para la comparación entre pares de tratamientos cuando el ANOVA era estadísticamente significativo ($p < 0,05$). Previamente se comprobó la normalidad de las muestras usando el test de David (David et al., 1954) y la homogeneidad de varianzas con el test de Cochran (Cochran, 1941).

5.3. RESULTADOS

Si se compara la emergencia de plántulas de las dos gramíneas, expresadas como porcentaje respecto al total sembrado (Fig. 5.1), se observa una dinámica diferente. En el análisis de varianza se detectan diferencias en función del tratamiento ($F=25,7$, $p=0,0002$) y del tiempo ($F=21,6$, $p=0,0001$), y también es significativa la interacción entre ambos factores ($F=3,4$, $p=0,0001$). En el caso de *Festuca rubra*, aunque el número medio de plántulas aumenta hasta la cuarta semana, no es posible detectar estadísticamente las diferencias en el tiempo, que sí pueden detectarse en el caso de *Agrostis capillaris*. El número de plántulas de esta última en el tratamiento AL se estabiliza en la cuarta semana, aunque las diferencias sólo son significativas para las dos primeras semanas, no para la tercera. En el tratamiento A la emergencia es más lenta y el valor medio aumenta hasta la sexta semana, con diferencias significativas entre las cuatro primeras semanas y las cuatro finales. Por otra parte, en ambas gramíneas el promedio de plántulas es siempre mayor cuando se siembran con *Lotus corniculatus*. En el caso de *Festuca rubra*, no es posible detectar diferencias significativas, pero para *Agrostis capillaris* sí se detectan en las semanas 3, 4 y 5. El porcentaje medio de plántulas de *Lotus corniculatus* es ligeramente mayor en el tratamiento FL que en AL (Fig. 5.1), pero las diferencias no son significativas ($F=0,9$, $p=0,4$), y aunque los cambios temporales sí lo son ($F=9,4$, $p=0,0001$), se observa la misma dinámica temporal, independientemente de la especie de gramínea acompañante (Interacción: $F=0,4$, $p=0,9$). A las 10 semanas, la media de plántulas emergidas superaba el 60% para las tres especies en todos los tratamientos.

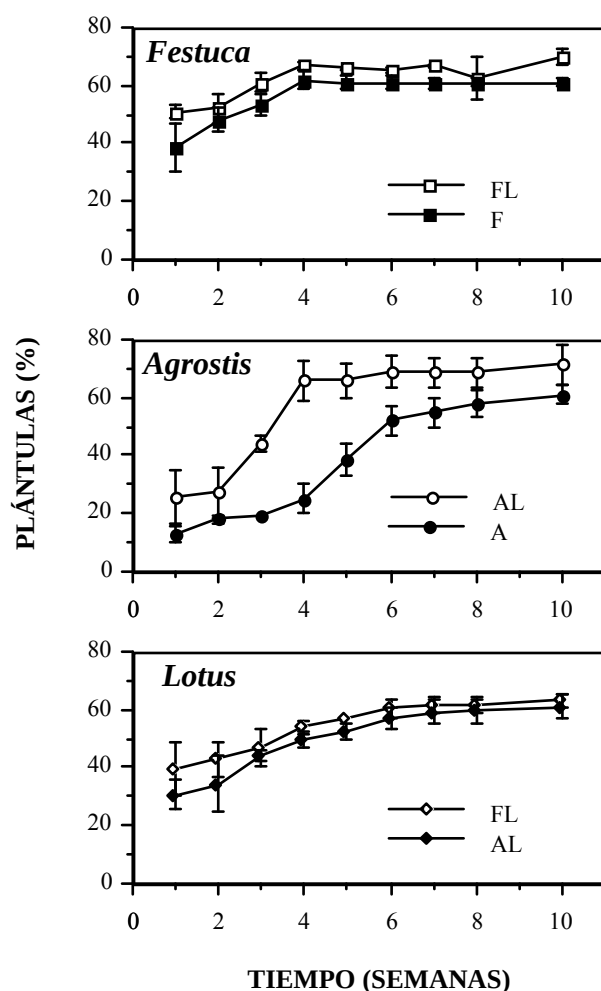


Fig. 5.1. Porcentaje del número de plántulas en relación al total sembrado (media y error estándar) para *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus* en las macetas durante el periodo de estudio. (FL = Macetas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*. F = Macetas sembradas con *Festuca rubra*. AL = Macetas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*. A = Macetas sembradas con *Agrostis capillaris*).

El número total de plántulas (Fig. 5.2a) es siempre significativamente menor en las macetas no sembradas respecto a las sembradas ($F=42,5$, $p=0,0001$), con la excepción del tratamiento A, con el que no se detectan diferencias hasta la quinta semana. Además las macetas sembradas sólo con *Agrostis capillaris* presentan un número de plántulas significativamente menor que todas las demás macetas sembradas, con diferencias significativas hasta la sexta semana. En ningún caso es posible detectar diferencias entre los tratamientos FL, F y AL.

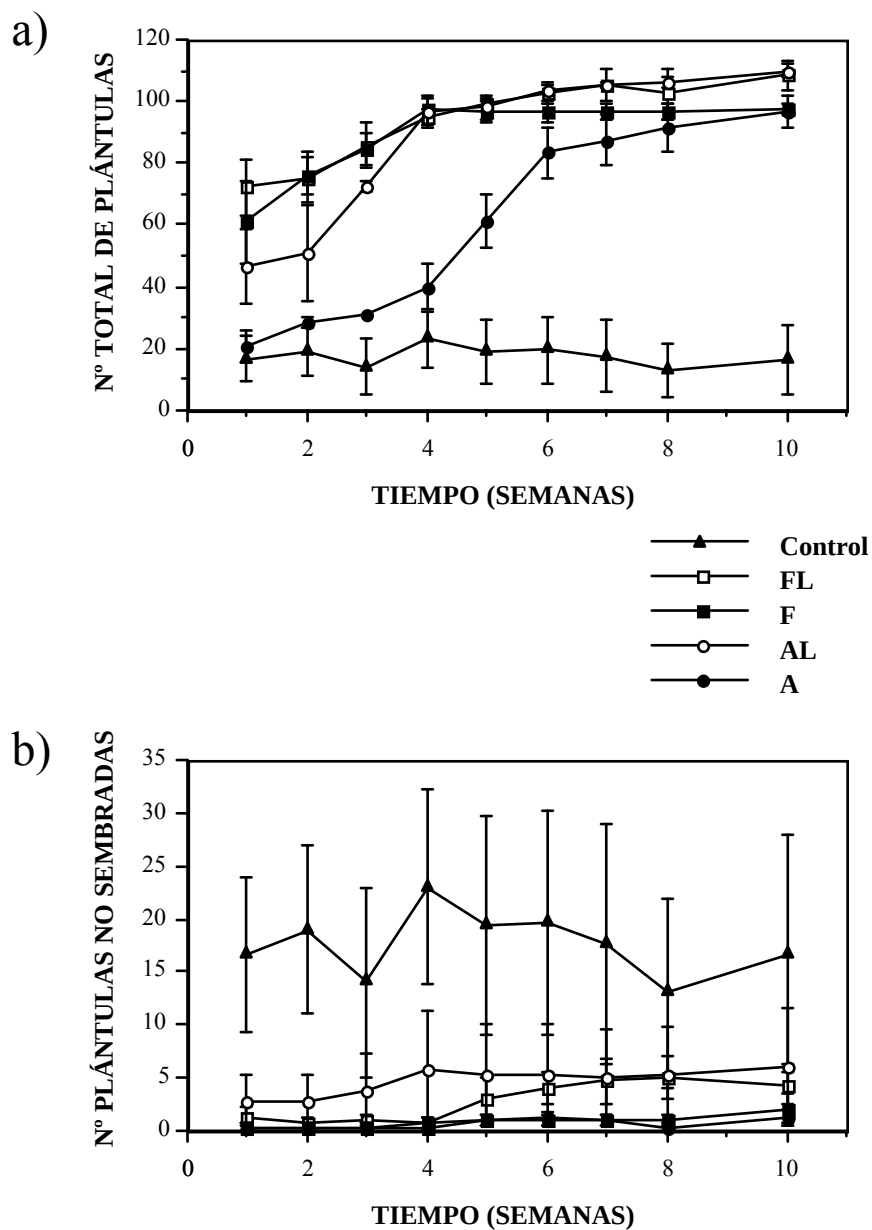


Fig. 5.2. a) Media y error estándar del número total de plántulas en las macetas durante el periodo de estudio. b) Media y error estándar del número de plántulas no sembradas en las macetas durante el periodo de estudio. (Control = Macetas no sembradas. FL = Macetas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*. F = Macetas sembradas con *Festuca rubra*. AL = Macetas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*. A = Macetas sembradas con *Agrostis capillaris*).

En cuanto a las especies procedentes del banco de semillas del suelo, prácticamente sólo aparecieron *Erica umbellata*, *Halimium alysoides* y esporádicamente alguna herbácea (*Aira caryophyllea*, fundamentalmente). El número total de plántulas de especies no sembradas es siempre menor en las macetas sembrados

que en las control ($F=3,4$, $p=0,05$). Además, los valores medios suelen ser menores en los tratamientos F y A que en los que combinan gramínea con *Lotus corniculatus* (Fig. 5.2b); sin embargo, la gran variabilidad existente y el escaso número de germinaciones impide detectar diferencias significativas entre los cuatro tipos de tratamientos de siembra.

Comparando la dinámica de las especies no sembradas que aparecen en el experimento de laboratorio con su dinámica en el campo (Fig. 5.3), se observa que *Erica umbellata* siempre tiene una mayor abundancia media en el control que en las parcelas o en las macetas sembradas, aunque en estas últimas es imposible detectar estadísticamente las diferencias. En el campo, esta especie no aparece hasta Junio 1996 (8 meses tras la siembra), en que todavía no hay diferencias, pero a partir de Septiembre 1996 la cobertura es significativamente mayor en el control que en las parcelas sembradas ($F=7,9$, $p=0,004$) y esto se mantiene hasta Junio 1999, incluso en las parcelas sembradas con *Festuca rubra*, especie que en situación de campo presenta una cobertura inferior al 10% a partir de Junio 1997 (20 meses tras la siembra). No hay diferencias significativas entre los diferentes tratamientos de siembra. Además, en el ANOVA de dos factores se observa una interacción significativa ($F=8,7$, $p=0,0001$) debida a que las diferencias entre el control y las parcelas sembradas tienden a incrementarse en los dos últimos años. En el caso de *Halimium alyssoides* no se observan coberturas más altas en el control que en las parcelas sembradas, a diferencia de lo encontrado en las macetas; sin embargo, ni en el campo ni en el laboratorio se detectan diferencias significativas. Considerando en conjunto las herbáceas no sembradas, el número medio de plántulas es siempre mayor en las macetas control, pero la gran variabilidad existente sólo permite detectar estadísticamente las diferencias en la cuarta, quinta y sexta semana ($F=3,9$, $p=0,03$). Sin embargo, en el campo la cobertura es semejante en todas las parcelas.

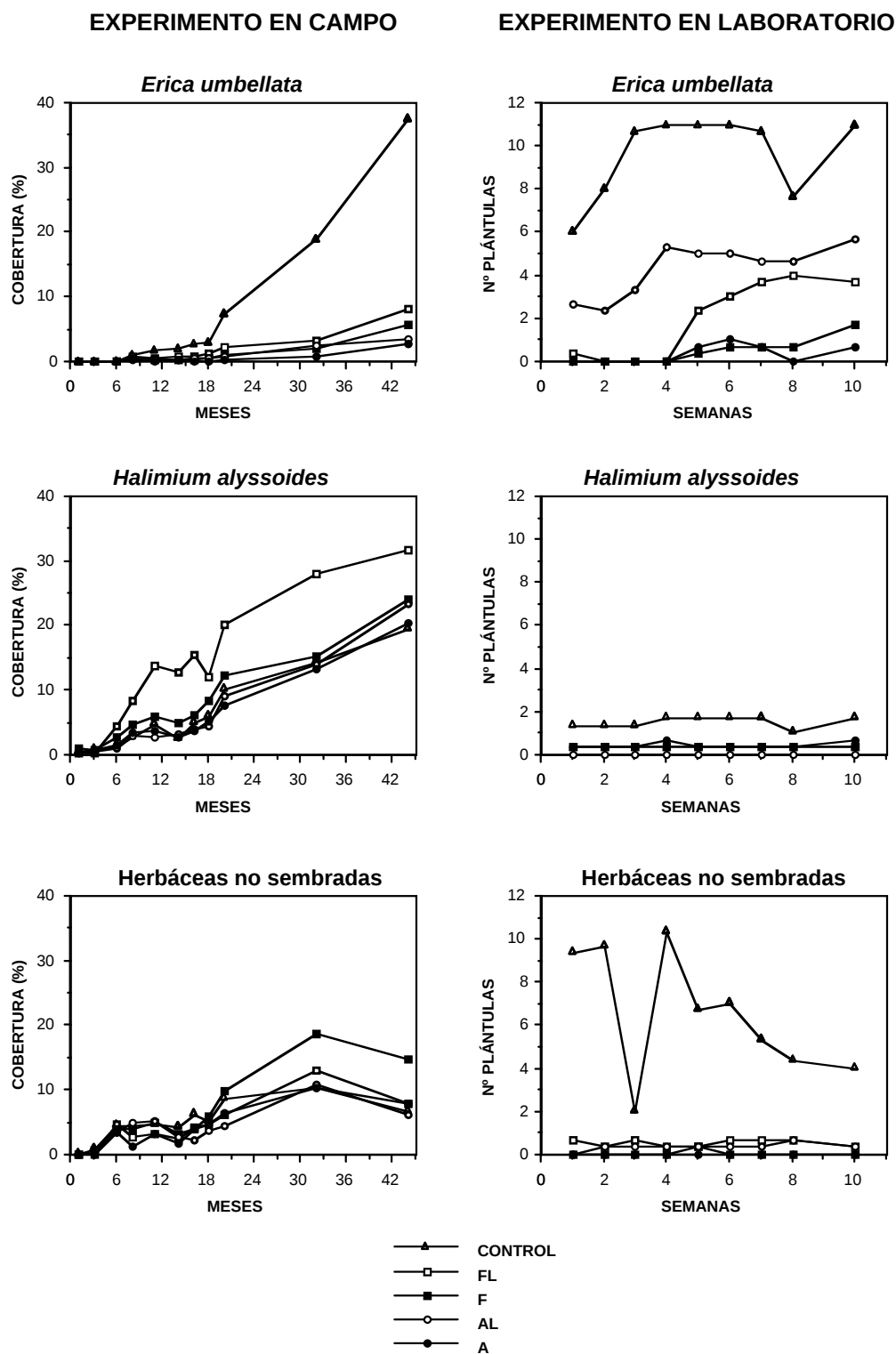


Fig. 5.3. Valores medios de cobertura en las parcelas experimentales y de número de plántulas en las macetas para *Erica umbellata*, *Halimium umbellatum* y especies herbáceas no sembradas (Control = Parcelas o macetas no sembradas. FL = Parcelas o macetas sembradas con *Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*. F = Parcelas o macetas sembradas con *Festuca rubra*. AL = Parcelas o macetas sembradas con *Agrostis capillaris* y *Lotus corniculatus*. A = Parcelas o macetas sembradas con *Agrostis capillaris*).

5.4. DISCUSIÓN

La mayor velocidad de emergencia de *Festuca rubra* respecto a *Agrostis capillaris* coincide con los resultados de campo (Fernández-Abascal et al., 2003). Sin embargo, en el laboratorio el tiempo requerido para que la abundancia de las dos gramíneas sea similar es de pocas semanas (de 4 a 6), mientras que en el campo las diferencias se mantienen durante los 6 primeros meses. Además, también se observa una menor velocidad de emergencia de *Agrostis capillaris* en las macetas sembrados sin *Lotus corniculatus*, aspecto no detectable en el campo.

El efecto de *Lotus corniculatus* determina mayores abundancias medias de ambas gramíneas tanto en laboratorio (aunque sólo era significativo en el caso de *Agrostis capillaris*) como en campo, donde no se detectaron diferencias ni en la cobertura de *Festuca rubra*, comparando FL vs F, ni en la de *Agrostis capillaris*, comparando AL vs A (Fernández-Abascal et al., 2003). Teniendo en cuenta que la densidad de siembra fue la mitad cuando ambas gramíneas se sembraron con *Lotus corniculatus*, si se consigue la misma cobertura puede ser debido, o bien al efecto de facilitación por parte de *Lotus* en las parcelas FL y AL, o bien a la mayor competencia intraespecífica provocada por la gran densidad de siembra en las parcelas F y A. Sin embargo, esta última explicación se descarta en el experimento de laboratorio, puesto que en las últimas semanas, cuando la competencia sería mayor por el mayor tamaño de las plántulas, *Agrostis capillaris* alcanza en las macetas A el mismo porcentaje de emergencia que en las macetas AL. Esto coincide con lo observado por otros autores, que han demostrado que las herbáceas resultan favorecidas cuando se siembran en mezcla con leguminosas (Simpson, 1965; Piper, 1998; Warren, 2000; Warren et al., 2002). Por otra parte, aunque el posible efecto facilitador de *Lotus corniculatus* hace aconsejable su utilización en restauración, no está clara la causa de su escaso éxito en la siembra de campo, donde sólo apareció en los primeros meses y con coberturas inferiores al 10% (Fernández-Abascal et al., 2003). El porcentaje de emergencia de plántulas de esta especie en el laboratorio fue similar al de ambas gramíneas (un 60%).

El número total de plántulas es menor en las macetas control que en los tratamientos FL, F y AL durante todo el periodo de estudio. Sin embargo, no hay diferencias entre el control y el tratamiento A durante las 4 primeras semanas. Esto contrasta en parte con los resultados de campo (Fernández-Abascal et al., 2003), donde

desde el primer mes de la siembra la cobertura es significativamente menor en las parcelas control incluso respecto a las parcelas A, aunque sí se observan diferencias entre las parcelas A y los otros tratamientos de siembra, pero sólo en el primer mes.

Pese al escaso número de plántulas procedentes del banco del suelo, su abundancia es significativamente mayor en las macetas control que en las sembradas. Esto no coincide con los resultados de campo, donde no se observan coberturas mayores para el conjunto de especies no sembradas en el control que el de las parcelas sembradas salvo en el cuarto año (Junio 1999). Sí se observan coberturas significativamente menores para las leñosas (comparando control y parcelas AL y A), pero sólo a partir de Junio 1997 (20 meses tras la siembra) (Fernández-Abascal et al., 2003). La disparidad de resultados entre campo y laboratorio se interpreta mejor analizando el comportamiento por especies. En el caso de *Erica umbellata*, una de las especies dominantes en la zona antes del incendio, parece que su germinación resulta perjudicada por efecto de las herbáceas sembradas, y aunque esto no es detectable estadísticamente, ni en el experimento de laboratorio ni en campo en los primeros meses, tiene importantes repercusiones en la comunidad vegetal, ya que da lugar a importantes diferencias de cobertura en el campo a los 4 años del incendio. El efecto negativo de las herbáceas sobre las plántulas de especies leñosas ha sido señalado por muchos autores (Schultz et al., 1955; Hester et al., 1991; Vilà & Sardans, 1999; Canals et al., 2002), incluso en especies como *Retama sphaerocarpa*, cuya interacción con la vegetación herbácea es negativa para el arbusto y positiva para las herbáceas y pasa a ser recíprocamente positiva cuando el matorral es adulto (Espigares et al., 2004). Por otra parte, *Halimium alyssoides* es germinadora como *Erica umbellata* y sin embargo no hay diferencias de cobertura por efecto de la siembra, ni en campo ni en laboratorio. Por tanto, el efecto de las gramíneas sembradas depende de la estrategia de regeneración de las leñosas (Fernández-Abascal et al., 2003) pero también de la respuesta de cada especie concreta.

En cuanto a las herbáceas, en el laboratorio hay mayor número de plántulas en el control, pero en el campo no hay diferencias. Esto puede ser debido a que en el laboratorio las condiciones más favorables determinaban mayores tasas de germinación, por lo que podría establecerse competencia, mientras que en campo la cobertura total de herbáceas, incluyendo las sembradas, no supera nunca el 50% (Fernández-Abascal et al., 2003). Otra posible explicación es que en el campo las herbáceas perennes se suelen

recuperar después del fuego más por rebrote que por germinación (Keeley, 1998; Caturla et al., 2000), por lo que son mejores competidoras que las de reproducción por semilla. Sin embargo, en el brezal estudiado, la herbácea nativa dominante era una gramínea anual, *Aira caryophylla*, que también era la más frecuente en el ensayo de laboratorio. Keeley and Keeley (1981) encontraron que el mayor efecto negativo de una densa cobertura de herbáceas anuales exóticas se producía sobre las especies anuales.

El experimento de laboratorio permite clarificar la dinámica y las interacciones entre especies sembradas y no sembradas, poniendo de manifiesto la importancia de *Lotus corniculatus* y su diferente efecto de facilitación en función de la especie de gramínea (más claro en *Agrostis capillaris* que en *Festuca rubra*). Se observa además como pequeñas diferencias en la tasa de germinación de algunas especies, como resultado de la competencia ya desde las primeras semanas con las gramíneas sembradas, no tienen efecto en situación de campo, como ocurre en el caso de las herbáceas, o determinan diferencias de cobertura progresivamente crecientes, como en el caso de *Erica umbellata*, condicionando la dinámica a más largo plazo en la comunidad vegetal.

5.4. BIBLIOGRAFIA

- Alberdi L., Caveró R.Y., 2001. Desarrollo de técnicas que aceleren el proceso de recuperación de la flora vascular tras un incendio en un carrascal de Navarra. Actas del III Congreso Forestal Español. Granada, pp. 521-526.
- Calvo L., Tárrega R., Luis-Calabuig E., 2002. The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecology* 160, 25-42.
- Canals R.M., Sebastià M.T., 2002. Heathland dynamics in biotically disturbed areas: on the role of some features enhancing heath success. *Acta Oecologica* 23, 303-312.
- Caturla R.N., Raventós J., Guàrdia R., 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, 1-12.
- Cochran W.G., 1941. The distribution of the largest of a set estimated variances as a fraction of their total. *Annals of Eugenics* 11, 47-61.

- Conard S.G., Beyers J.L., Wohlgemuth P.M., 1995. Impacts of postfire grass seeding on chaparral systems - what we know and where do we go from here. In: Keeley J.E., Scott T. (Eds), *Brushfires in California Wildlands: Ecology and Resource Management*. Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington, pp. 149-161.
- David H.A., Hartley M.O., Pearson E.S., 1954. The distribution of the ratio, in a single normal sample of range to standard deviation. *Biometrika* 41, 482-493.
- Diaz-Fierros F., Benito E., Vega J.A., Castelao A., Soto B., Perez-Moreira R., Taboada T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). In: Goldammer J.G., Jenkins M.J. (Eds), *Fire in Ecosystem Dynamics*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 103-116.
- Espigares T., López-Pintor A., Rey Benayas J.M., 2004. Is the interaction between *Retama sphaerocarpa* and its understorey herbaceous vegetation always reciprocally positive? Competition-facilitation shift during *Retama* establishment. *Acta Oecologica* 26, 121-128.
- Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., Marcos E., 2003. Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. *Acta Oecologica* 24, 131-138.
- Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., 2004. Ten years or recovery after experimental fire in a heathland: effects of sowing native species. *Forest Ecology and Management* 203, 147-156.
- Hester A.J., Gimingham C.H., Miles J., 1991. Succession from heather moorland to birch woodland III. Seed availability, germination and early growth. *Journal of Ecology* 79, 329-344.
- Keeley J.E., 1998. Postfire ecosystem recovery and management: The October 1993 large fire episode in California. In: Moreno J.M. (Ed), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 69-90.
- Keeley S.C., Keeley J.E., Hutchinson S.M., Johnson A.W., 1981. Postfire succession of the herbaceous flora in Southern California chaparral. *Ecology* 62, 1608-1621.

- Luis-Calabuig E., Tárrega R., Calvo L., Marcos E., Valbuena L., 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In: Trabaud L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit press, Southampton, pp. 43-86.
- Marcos E., Tárrega R., Luis-Calabuig E., 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14, 293-307.
- Miles S.R., Haskins D.M., Ranken D.W., 1989. Emergency burn rehabilitation: cost, risk and effectiveness. *Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109, pp. 97-102.
- Naveh Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean Region. In: Kozlowski T.T., Ahlgren C.E. (Eds), *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401-434.
- Piper J.K., 1998. Growth and seed yield of three perennial grains within monocultures and mixed stands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 68, 1-11.
- Ruby E.C., 1989. Rationale for seeding grass on the Stanislaus Complex burn. *Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109, pp. 125-130.
- Scheffe H., 1959. *The Analysis of Variance*. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Schultz A.M., Launchbaugh J.L., Biswell H.H., 1955. Relationship between grass density and brush seedling survival. *Ecology* 55, 226-238.
- Simpson J.R., 1965. The transference of nitrogen from pasture legumes associated with grass under several systems of management in pot culture. *Aust. J. Agric. Res.* 16, 915-926.
- Taskey R. D., Curtis C.L., Stone J., 1989. Wildfire, ryegrass seeding, and watershed rehabilitation. *Proc. of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA. Gen. Tech. Rep. PSW-109, pp. 115-124.
- Trabaud L. (Ed.), 1987. *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing. The Hague.

- Vallejo R., Alloza J.A., 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. In: Moreno J.M. (Ed), Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 91-108.
- Vilà M., Sardans J., 1999. Plant competition in mediterranean-type vegetation. *Journal of Vegetation Science* 10, 281-294.
- Warren J.M., 2000. The role of white clover in the loss of diversity in grassland habitat restoration. *Restoration Ecology* 8, 318-323.
- Warren J., Christal A., Wilson F., 2002. Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93, 393-402.



CAPITULO 6

Tendencias en la recuperación de la biomasa después del fuego en un brezal de *erica australis*

Fernández-Abascal, I., Luis E., Tárrega R., Marcos E., 2002. Trends in post-fire biomass recovery in an *Erica australis* heathland. In: Trabaud L., Prodon P. (Eds.), Fire and Biological Processes. Bachuys Publishers, Leiden, pp. 33-42.

RESUMEN

Se compara la biomasa aérea en parcelas de un brezal dominado por *Erica australis*, quemado en diferente épocas. Se observa una rápida recuperación por rebrote vegetativo de *Erica australis*, que es la especie leñosa dominante desde el primer año y cuyos valores de biomasa prácticamente se estabilizan a partir del quinto año. No obstante, la biomasa total continúa incrementándose, con elevados valores en las parcelas control, debido a otra especie también importante en la zona, *Calluna vulgaris*, cuya recuperación es más lenta porque tiene lugar a partir de semilla. Las herbáceas fueron el biotipo dominante un año después del fuego, con diferencias estadísticamente significativas en comparación con el resto. La dinámica de recuperación temporal de la comunidad presenta un ajuste logarítmico, debido al incremento de biomasa no-fotosintética, mientras que la biomasa fotosintética tiende a permanecer estable. Cuando se consideran los porcentajes de ambas fracciones, se observa un ajuste logarítmico altamente significativo (99%), tanto para la comunidad vegetal en conjunto, como para las especies leñosas más frecuentes en la zona.

Palabras clave: Biomasa, *Erica australis*, fuego, fracción fotosintética, fracción no fotosintética, recuperación.

6.1. INTRODUCCIÓN

El fuego se ha considerado un factor clave en el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas Mediterráneos (Naveh, 1975) y ha sido utilizado como una herramienta de gestión tradicional por agricultores y pastores (Luis et al. 2000). No obstante, los cambios socioeconómicos de las últimas décadas han determinado la extensión de comunidades de brezal, como consecuencia del abandono de pastos y campos de cultivo. Esto ha supuesto un incremento de la superficie quemada y el aumento de los grandes incendios (Moreno et al. 1998). En este sentido, la cantidad y las características del combustible vegetal son importantes para la determinación del comportamiento del fuego (Rego et al. 1994, Gill & Moore 1998) lo que, a su vez, depende del tiempo transcurrido desde el último incendio y de la dinámica de recuperación de cada comunidad. Por tanto, se requiere un mejor conocimiento de esta dinámica para que sea posible una buena gestión, porque, a pesar de que existen numerosos estudios analizando la recuperación post-fuego de la cobertura vegetal (por ejemplo, la mayoría de los incluidos en Trabaud 1998), se encuentran muchos menos que consideren los cambios en la biomasa desde un punto de vista ecológico (Casal et al. 1984, Fernández- Santos and Gomez-Gutierrez 1994, Fernández et al. 1998).

El objetivo de este trabajo es determinar la dinámica de recuperación de la biomasa aérea después del fuego en una comunidad de brezal, en la cual existen zonas quemadas en diferentes años y otras muy próximas no quemadas. Se intenta determinar los cambios en la comunidad vegetal en conjunto, así como en las principales especies leñosas, comparando las variaciones en las fracciones fotosintéticas y no fotosintéticas en función del tiempo pasado desde el fuego.

6.2. MATERIAL Y MÉTODO

Para este estudio, se seleccionó una gran zona de brezal dominada por *Erica australis*, localizada en la provincia de León (España), próxima al pueblo de Corcos, (coordenadas UTM 30TUN 284277). El clima es Mediterráneo subhúmedo, con una temperatura media anual de 10,9°C y una precipitación anual de 926 mm; el periodo seco se produce en Julio (precipitación media de 24 mm) y Agosto (precipitación media de 26 mm) (Ministerio de Agricultura 1980). El suelo es un Cambisol Dístrico (Forteza

1987), formado sobre materiales terciarios del Mioceno Superior, de conglomerados silíceos (Ministerio de Industria y Energía 1982). La zona tiene una pendiente suave (10-15%) y la altitud es de 1000-1100 m s.n.m. La etapa madura de la zona corresponde a un bosque de *Quercus pyrenaica*, pero la mayor parte está ocupada por brezal, como resultado del abandono del pastoreo en las zonas rurales, debido al éxodo masivo a las ciudades en los años sesenta. El fuego es una herramienta de gestión habitual en esas zonas, y, aunque la carga ganadera es prácticamente nula en la actualidad y esta práctica se encuentra prohibida por las autoridades, algunos viejos pastores continúan quemando más o menos periódicamente. La biomasa aérea normalmente es destruida en estos fuegos, pero no las partes subterráneas (Luis et al. 2000).

Dos parcelas se sometieron a quema controlada en los veranos de 1991 (Parcela Q-91) y 1993 (Parcela Q-93), respectivamente, y se utilizó como parcela control una tercera zona donde no se recordaba ninguna quema, al menos en los últimos 25 años. Los muestreos fueron llevados a cabo en Septiembre de 1994 y Octubre de 1998. Por tanto, se dispone de datos de 1 y 5 años (Parcela Q-93), así como 3 y 7 años (Parcela Q-91) tras el fuego. Se realizaron también dos muestreos en la zona control, que se consideran de 25 y 29 años después del fuego (Q-25) y (Q-29) y cuyos datos se analizaron por separado para determinar si había alguna variabilidad. Para estudiar la biomasa aérea se muestrearon 3 unidades de muestreo de 1m² en cada parcela y año de estudio. Éstas se eligieron al azar, y se cortó a ras de suelo toda la vegetación existente, separando cada una de las especies leñosas y considerando a las herbáceas en conjunto. Las muestras se llevaron al laboratorio donde se separaron las fracciones fotosintéticas y no fotosintéticas de las especies leñosas. A continuación se secaron en una estufa de aire forzado a 100° C durante 12 horas, con el fin de estimar su biomasa como peso seco.

Los datos de biomasa total, así como los de biomasa de herbáceas y de cada especie leñosa dominante se compararon mediante análisis de varianza para determinar si había diferencias en función del tiempo de recuperación post-fuego. Primero se consideraron los valores absolutos (expresados en g/m²) y después los porcentajes respecto a la biomasa total, para determinar si se producían cambios en las proporciones de las diferentes especies. Cuando el valor de p en el análisis de varianza era < 0,05 las diferencias se consideraban estadísticamente significativas y se realizaba la comparación entre pares mediante el test de Tukey (Tukey 1949).

Se realizó una comparación global mediante análisis de similitud, utilizando como índice la distancia Euclídea, y como técnica de clasificación el método U.P.G.M.A. (Sneath and Sokoal 1973). Para este análisis se consideraron los valores medios de las unidades de muestreo de cada parcela y periodo, con los valores expresados como porcentaje de la biomasa total.

Se utilizó también el análisis de varianza para determinar si había diferencias significativas de la dinámica temporal en los porcentajes de las fracciones fotosintéticas y no fotosintéticas, para cada una de las especies leñosas y para la biomasa total. En los casos en los que se observaba una tendencia temporal, se estimaba la calidad del ajuste estadístico a las curvas de crecimiento más habituales.

6.3. RESULTADOS

La recuperación de la biomasa después del fuego es relativamente rápida. Un año después de la quema no alcanza 100 g/m², pero en la parcela quemada tres años antes, la media excedía de 700 g/m² (Fig. 6.1). La tendencia a incrementarse continuaba, ya que la biomasa en la parcela no quemada (alrededor de 1800 g/m², después de 25 y 29 años) era mayor que en las otras, pero las diferencias son significativas sólo cuando se comparan con las parcelas de uno y tres años. La mayoría de esta biomasa corresponde a *Erica australis*, una especie que recoloniza rápidamente debido a su capacidad para rebrotar activamente después del fuego. En el quinto año su biomasa era similar a la de la parcela control. Las otras especies tenían mucha menos biomasa, incluso aquellas que eran muy constantes en la zona, como *Arctostaphylos uva-ursi* y *Halimium alyssoides*. *Calluna vulgaris* tenía importancia cuantitativa sólo en la parcela no quemada. No fue posible detectar diferencias estadísticamente significativas en la biomasa de las especies leñosas entre las diferentes parcelas.

La biomasa de las especies herbáceas fue significativamente mayor en la parcela de 5 años (Fig. 6.1), pero no se observó una tendencia en función del tiempo transcurrido desde que el fuego, y parece estar más asociado con las características propias de cada parcela, o de la meteorología de cada año concreto. Así, las especies herbáceas fueron más abundantes en la parcela Q-93 (en el primer año y 5 años después del fuego). Además, parece observarse un incremento en las especies herbáceas en el muestreo

llevado a cabo en 1998 en comparación con el de 1994, cuando cada parcela se compara consigo misma (5 vs 1 año, 7 vs 3 años y 29 vs 25 años).

Cuando se representan en gráficos de rango-abundancia los valores de biomasa, expresados como porcentaje respecto de la biomasa total en cada parcela y periodo de muestreo (Fig. 6.2), se puede observar que un año después del fuego las especies herbáceas eran el biotipo dominante en Q-93 con más del 65% de la biomasa total. En esta parcela las especies herbáceas representaban sólo el 7% del total al cabo de 5 años, aunque su biomasa en valores absolutos se incrementaba; en otras parcelas normalmente no alcanzaban el 1%. Comparando los porcentajes de especies herbáceas mediante análisis de varianza, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el valor después de un año del incendio y todos los demás. No obstante, no se observaron cambios significativos en las proporciones de las diferentes especies leñosas en el curso del tiempo. *Erica australis* era la especie más abundante desde el primer año, aunque sólo representaba el 18% del total de biomasa. El efecto de dominancia más claro se registró entre 3 y 7 años tras el fuego. En la parcela no quemada, la biomasa de *Erica australis* era el 50% del total, pero había otras especies también abundantes, entre las que destacaban *Calluna vulgaris*. Se observaba una tendencia al aumento en la riqueza de especies leñosas con el paso del tiempo, junto con un descenso en el efecto de dominancia (Fig. 6.2), que da lugar a una mayor diversidad.

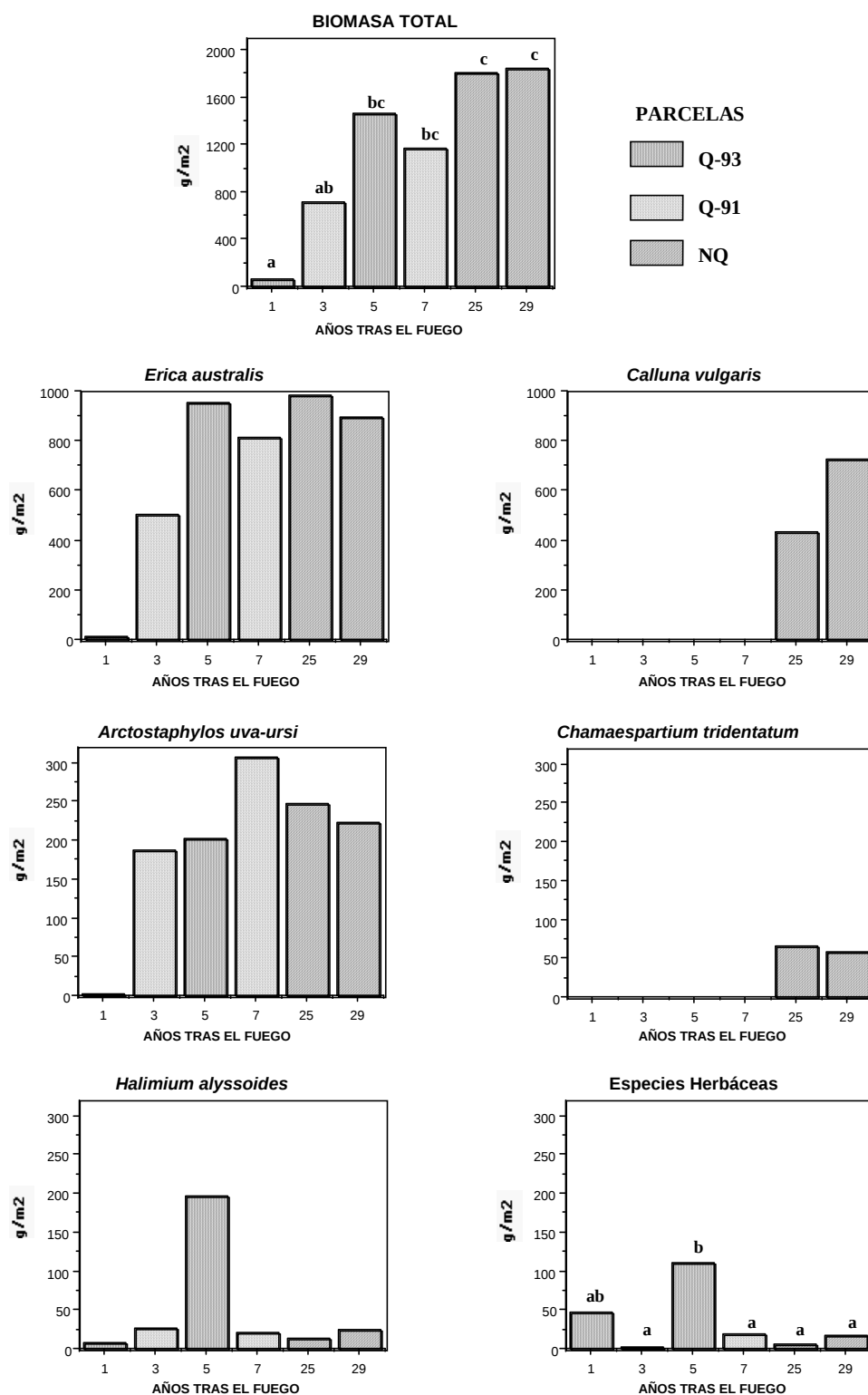


Figura 6.1. Valores medios de biomasa total, biomasa de cada especie arbustiva dominante y biomasa de especies herbáceas en las diferentes parcelas durante el periodo de estudio. El análisis de varianza detecta diferencias significativas sólo para la biomasa total y para la biomasa de herbáceas; en estas gráficas, letras diferentes indican diferencias significativas por el test de Tukey ($p < 0,05$).

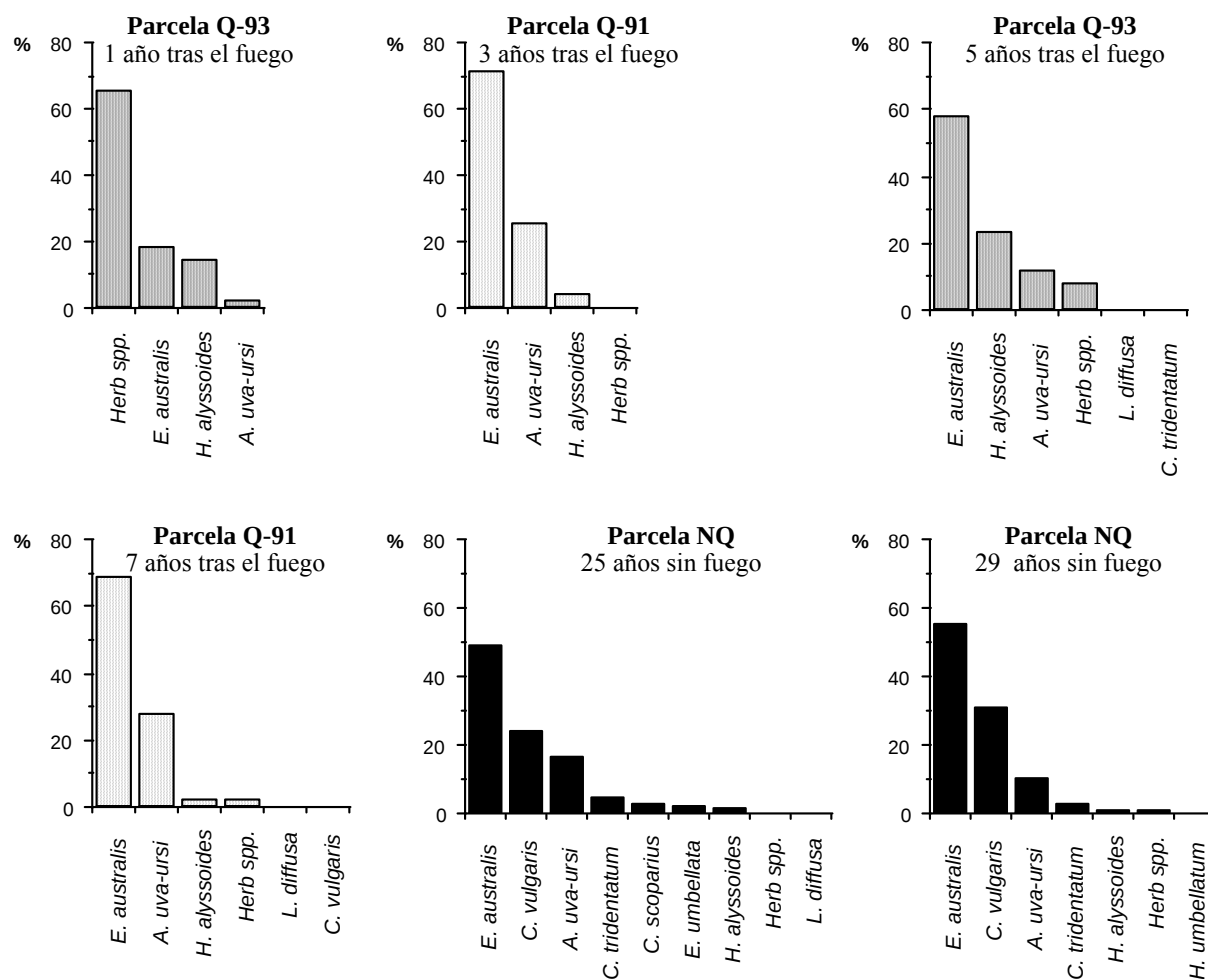


Figura 6.2. Porcentajes de valores de biomasa (gráficas rango-abundancia) para cada especie leñosa y el conjunto de especies herbáceas en cada parcela y periodo de muestreo.

Estos resultados se confirman en el dendrograma obtenido en la comparación global de los valores expresados como porcentaje respecto a la biomasa total (Fig. 6.3). La parcela quemada más recientemente es la más diferente, debido a su enorme proporción de especies herbáceas. Además, se pueden distinguir dos grupos, uno formado por los dos muestreos de la parcela no quemada, con una mayor riqueza de especies leñosas (Fig. 6.2), y el otro formado por las etapas intermedias de recuperación, caracterizadas por la proporción de *Erica australis* más alta. Por tanto, aunque no era posible detectar diferencias estadísticamente significativas en las proporciones de especies leñosas a lo largo del tiempo, cuando se analizaron los valores

medios en cada parcela mediante análisis de similitud, sí fue posible observar una cierta tendencia temporal.

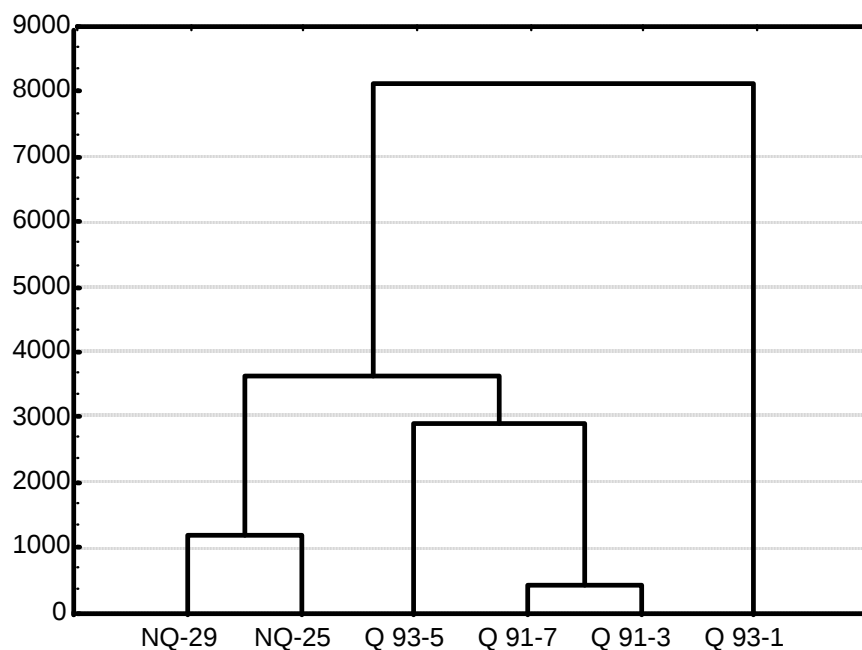


Figura 6.3. Análisis de afinidad (distancias Euclideas) entre las parcelas. (Los valores de biomasa están expresados como porcentajes de biomasa total en cada parcela y periodo de muestreo. Los números después de los nombres de las parcelas indican los años trascurridos desde el fuego).

Cuando se comparan los cambios en las fracciones fotosintética y no fotosintética, se observa que la biomasa no fotosintética tiende a incrementarse con el tiempo, como resultado del incremento de las partes leñosas, con un ajuste significativo a una curva logarítmica (Fig. 6.4). No obstante, la biomasa fotosintética tiende a permanecer relativamente estable. Analizando cada especie leñosa por separado, el ajuste no es estadísticamente significativo para ninguna de las dos fracciones en valores absolutos (g/m^2). Sin embargo, si se expresan los valores como porcentaje, hay una tendencia al incremento de la fracción no fotosintética a expensas de la fotosintética en todas las especies que aparecen desde el comienzo y se mantienen en las parcelas quemadas en diferentes fechas. Se encontraba un ajuste a una curva logarítmica altamente significativo (>99%); en algunos caso también era significativo el ajuste a una curva sigmoidea, pero la calidad del ajuste es menor. En la especie dominante, *Erica australis*,

la fracción no fotosintética excedía el 50% desde el segundo año y lo mismo ocurría con *Halimium alyssoides*. Sin embargo, sólo en las parcelas no quemadas había una dominancia de partes no fotosintéticas respecto a partes verdes en *Arctostaphylos uva-ursi*.

Este resultado se confirma cuando se comparan los valores mediante análisis de la varianza. En el caso de la biomasa total y la biomasa de *Erica australis*, las diferencias son estadísticamente significativas entre los valores de un año después del fuego y todos los demás, mientras que tres años después del fuego solo es posible detectar diferencias cuando se comparan con las parcelas no quemadas (Tabla 6.1). Por el contrario, en *Arctostaphylos uva-ursi* no se observaron diferencias significativas entre las parcelas de 1 y 3 años después del fuego, aunque sí entre ellas y las parcelas control (de 25 y 29 años). Para *Halimium alyssoides* sólo se detectaron diferencias significativas entre las parcelas de 1 año y las más viejas (7 años después del fuego y la parcela no quemada). No se detectaron diferencias significativas en el caso de *Calluna vulgaris*, que sólo aparecía con alguna importancia en la parcela no quemada.

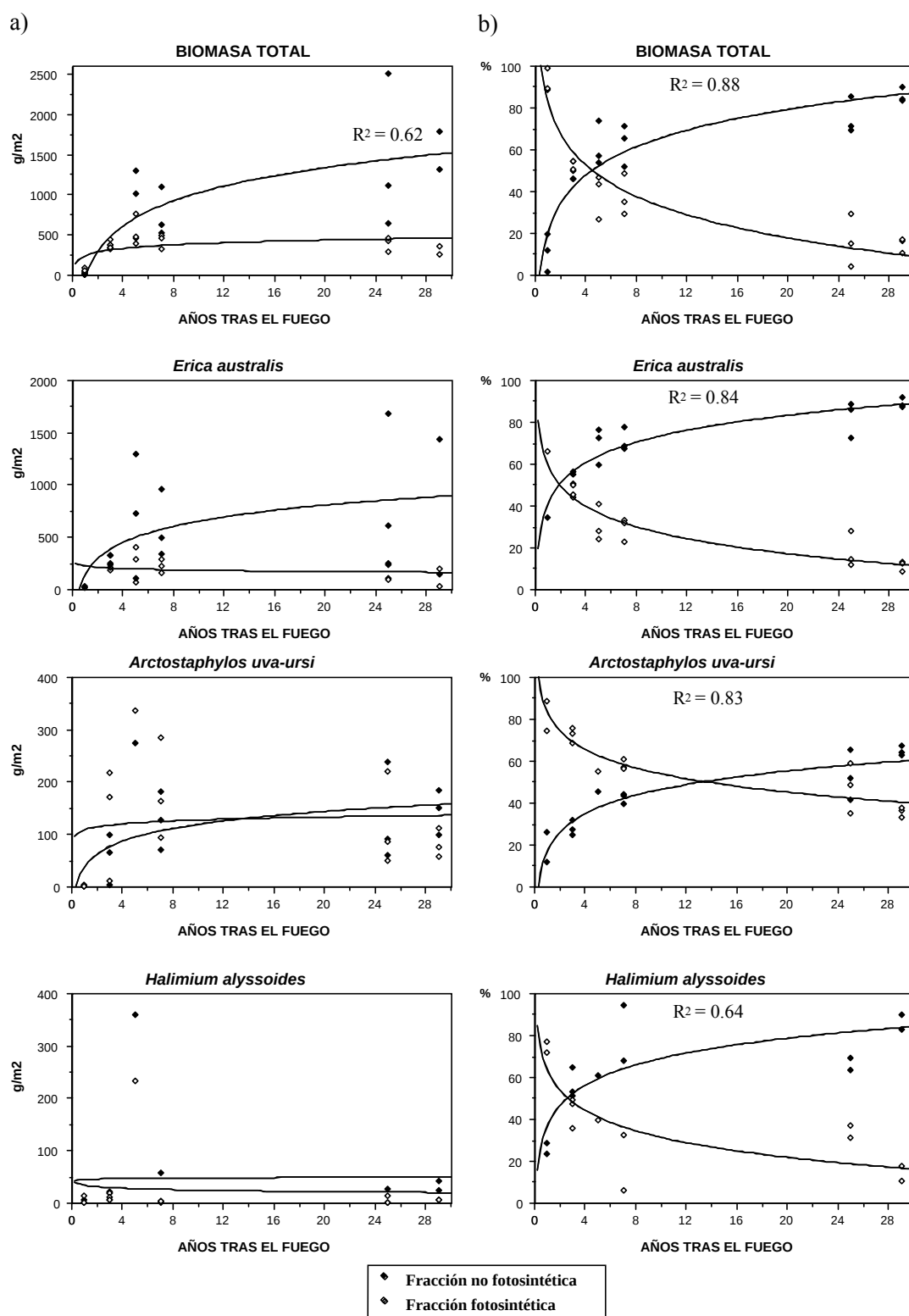


Fig. 6.4 a) Ajuste logarítmico para los valores de biomasa de la fracción fotosintética y no-fotosintética (g/m^2). El ajuste es solo significativo (99%) para la biomasa total no-fotosintética. b) Ajuste logarítmico para los porcentajes de las fracciones fotosintética y no-fotosintética. El ajuste es significativo (99%) en todos los casos.

Tabla 6.1. Valores medios del porcentaje de la fracción no-fotosintética para la biomasa total y para las especies leñosas más frecuentes en las tres parcelas en los años de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los distintos años de recuperación post-fuego por el test de Tukey ($p < 0,05$). (El porcentaje de la fracción fotosintética es recíproco).

	Q-93 1 año	Q-91 3 años	Q-93 5 años	Q-91 7 años	NQ 25 años	NQ 29 años
Biomasa Total	11% a	47% b	61% bc	63% bc	75% c	86% c
<i>Erica australis</i>	34% a	54% b	69% bc	71% bc	82% c	88% c
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	19% a	28% a	45% ab	42% ab	53% b	64% b
<i>Halimium alyssoides</i>	26% a	56% ab	61% ab	81% b	66% b	86% b
<i>Calluna vulgaris</i>					79% a	74% a

6.4. DISCUSIÓN

En otros estudios llevados a cabo en este tipo de comunidades, la recuperación de la cobertura vegetal es muy rápida. La especie dominante, *Erica australis*, es capaz de rebrotar activamente después del fuego y otras perturbaciones y alcanza valores de cobertura similares a los que existían antes del fuego después de cuatro años (Calvo et al. 1998). El presente estudio confirma que esta rápida recuperación también ocurre para la biomasa, con valores similares a los de la parcela control desde el quinto año. La composición florística de la comunidad (Fig. 6.2) no muestra ningún cambio importante desde el tercer año tras el fuego, lo que coincide con los resultados observados por diversos autores, que han destacado la autosucesión como mecanismo de recuperación en las comunidades arbustivas mediterráneas (Hanes 1971, Naveh 1975, Keeley 1986, Trabaud 1987, Mazzoleni and Esposito 1993, Reyes et al. 2000). Se observó una clara dominancia de biomasa de especies herbáceas sólo el primer año después del fuego. Estas especies son pronto desplazadas cuando las especies de matorral se recuperan. La principal diferencia entre la parcela no quemada y las otras es la mayor biomasa de

Calluna vulgaris. Esta especie se comporta como germinadora obligatoria en estas zonas (Ojeda 2001), recuperándose solo a partir de semillas y, además, no aparece normalmente en los dos primeros años después del fuego (Calvo et al. 1992, Vera and Obeso 1995), a pesar del hecho de que en estudios realizados sobre el banco de semillas se observó que el calor favorecía su germinación (Valbuena et al. 2000). Al tener que regenerar tanto las partes aéreas como las partes subterráneas, la recuperación de *Calluna vulgaris* es más lenta que la de las rebrotadoras (*Erica australis*, *Arctostaphylos uva ursi*) o algunas germinadoras de pequeña talla, como *Halimium alyssoides*, que necesitan invertir menos tiempo en desarrollar de nuevo su sistema radical. No obstante, cuando ha pasado suficiente tiempo, *Calluna vulgaris* supera a estas especies leñosas de menor tamaño y es la segunda especie en importancia en la parcela no quemada.

En el brezal estudiado, el incremento en biomasa total muestra un crecimiento de tipo logarítmico, debido al crecimiento de las partes no fotosintéticas, ya que la biomasa fotosintética apenas varía con el tiempo. No fue posible detectar una tendencia temporal en la biomasa de las diferentes especies leñosas, quizás porque no se tuvo en cuenta la edad de los individuos de cada especie, que es probablemente más importante que el tiempo transcurrido desde el fuego en cada parcela; además la biomasa no está expresada por individuo sino por metro cuadrado. No obstante, se observaron tendencias muy claras cuando se consideran los porcentajes de ambas fracciones, fotosintética y no fotosintética, tanto para la biomasa total en cada parcela, como para la biomasa de las especies que aparecían de forma más frecuente en todas las parcelas. Esto coincide con los resultados obtenidos por otros autores en otras especies leñosas (Ojeda et al. 1988, Fernández-Santos and Gómez Gutiérrez 1994, Fernández-Santos et al. 1999), aunque cuando se relaciona la biomasa con la edad de los individuos, el crecimiento registrado es de tipo sigmoideo.

El incremento de la biomasa no fotosintética a expensas de la fotosintética corresponde a una de las tendencias más generales en el curso de la sucesión, el descenso en la relación producción neta/biomasa (Odum 1971). Por otra parte, el incremento en la proporción de partes leñosas, en general con un contenido de agua más bajo que las partes verdes, junto con el incremento en la biomasa total en el curso del tiempo, puede condicionar muy probablemente un mayor riesgo de incendios. La mayoría de los autores sostienen que, además del aumento en la carga total, las características del combustible vegetal son fundamentales para determinar su

inflamabilidad y combustibilidad (Rego et al. 1994, Bond and Van Wilgen 1996, Gill and Moore 1998). Entre estas, destaca la dinámica estacional del contenido de agua. Aunque en general las partes verdes pierden agua más rápidamente que las partes leñosas en el verano (Santalla 2001), en otro estudio llevado a cabo en esta misma zona, se encontró un mayor contenido en agua en las especies de las parcelas quemadas más recientemente en comparación con las parcelas no quemadas (Villalón et al. 2001).

6.5. BIBLIOGRAFIA

- Bond, W.J. & van Wilgen, B.W. 1996. Fire and plants. Chapman & Hall, New York.
- Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E. 1992. The effect of human factors (cutting, burning and uprooting) on experimental heathland plots. *Pirineos* 140: 15-27.
- Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E. 1998. Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting and ploughing. *Plant Ecology* 137: 1-12.
- Casal, M., Basanta, M. & García-Novo, F. 1984. La regeneración de los montes incendiados en Galicia. Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela, 99.
- Fernandes, P.M., Riveiro, L., Botelho, H.S. & Rodrigues, A.P. 1998. Short-term recovery of *Erica australis* shrubland in NE Portugal after prescribed burning. III International Conference on Forest Fire Research, pp. 1853-1862. Coimbra (Portugal).
- Fernandez-Santos, B. & Gómez Gutierrez, J.M. 1994. Post-fire production and accumulation of above-ground biomass in a matorral leguminous shrub, *Cytisus multiflorus*, in NW Spain. 7th E.C. Conference on Biomass for Energy and Industry, pp. 666-673. Lisboa (Portugal).
- Fernandez-Santos, B., Gómez Gutierrez, J.M. & Martinez-Ruiz, C. 1999. Pattern of growth: changes in structural fractions with *Cytisus multiflorus* age. 42nd. Abstracts of the Annual Symposium of the International Association of Vegetation Science, pp. 55. Bilbao (Spain).

- Forteza, J. 1987. Mapa de Suelos de Castilla y León. Consejería de Fomento. Junta de Castilla y León.
- Gill, A.M. & Moore, P.H.R. 1998. Big *versus* small fires: the bushfires of greater Sydney, January 1994. In: Moreno, J.M. (ed.), Large Forest Fires, pp. 46-68. Backhuys Publishers. Leiden.
- Hanes, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. Ecological Monographs 41: 27-52.
- Kelley, J.E. 1986. Resilience of mediterranean shrub communities to fires. In: Dell, B., Hopkins, A.J.M. & Lamont, B.B. (eds.), Resilience in Mediterranean Type Ecosystems, pp. 95-112. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Luis, E., Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E. & Valbuena, L. 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In: Trabaud, L. (ed.), Life and Environment in the Mediterranean, pp. 43-86. WIT Press, Southampton.
- Mazzoleni, S. & Esposito, A. 1993. Vegetative regrowth after fire and cutting of Mediterranean macchia species. In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds.), Fire in Mediterranean ecosystems, pp. 87-99. ECSC-EEC-EAEC, Brussels. 87-99.
- Ministerio de Agricultura, 1980. Caracterización agroclimática de la provincia de León. Dirección General de Producción Agraria, Madrid.
- Ministerio de Industria y Energía, 1982. Mapa Geológico de España 1:50.000. Base Topográfica del Servicio Geográfico del Ejército. Serie M-781. Ed. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria y Energía, Madrid.
- Moreno, J.M., Vázquez, A. & Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: Moreno, J.M. (ed.), Large Forest Fires, pp. 159- 185. Backhuys Publishers, Leiden.
- Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. Vegetatio 29: 199-208.
- Odum, E.P. 1971. Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders Company, Philadelphia.

- Ojea, I., Pereiras, J. & Basanta, M. 1988. Vertical distribution of photosynthetic and non-photosynthetic phytomass in *Ulex europaeus*. In: Werger, M.J.A. *et al.* (eds.), Plant form and vegetation structure, pp. 183-190. Werger *et al.* SPB Academic Publishing, The Hague.
- Ojeda, F. 2001. El fuego como factor clave en la evolución de plantas mediterráneas. In: Zamora, R. & Pugnaire, F.I. (eds.), Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional, pp. 319-349. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Asociación Española de Ecología Terrestre, Madrid.
- Rego, F.C., Pereira, J.P., Fernandez, P. & Almeida, A.F. 1994. Biomass and aerial structure characteristics of some Mediterranean shrub species. 2nd International Conference on Forest Fire Research, pp. 377-384, Coimbra (Portugal).
- Reyes, O., Basanta, M., Casal, M. & Díaz-Vizcaíno, E. 2000. Functioning and dynamics of woody plant ecosystems in Galicia (NW Spain). In: Trabaud, L. (ed.), Life and Environment in the Mediterranean., pp. 1-41. WIT Press, Southampton.
- Santalla, S. 2001. Análisis estructural de *Chamaespartium tridentatum* en función de sus características de inflamabilidad y combustibilidad. Tesis de Licenciatura. Universidad de León.
- Sneath, P.H.A. & Sokal, R.R. 1973. Numerical taxonomy the principle and practice of numerical classification. W.H. Freeman, San Francisco.
- Trabaud, L. 1987. Fire and survival traits of plants. In: Trabaud, L. (ed.), The Role of Fire in Ecological Systems, pp. 65-89. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Trabaud, L. (ed.) 1998. Fire management and landscape ecology. International Association of Wildland Fire, Fairfield.
- Tukey, J.W. 1949. Comparing individual means in the analysis of variance. Biometrics 5: 99-114.
- Valbuena, L., Tárrega, R. & Luis, E. 2000. Seed banks of *Erica australis* and *Calluna vulgaris* in a heathland subjected to experimental fire. Journal of Vegetation Science 11: 161-166.

- Vera, M.L. & Obeso, J.R. 1995. Regeneración del brezal atlántico de Cabo de Peñas después de un incendio severo. *Studia Oecologica* 12: 223-236.
- Villalón, C., Marcos, E. & Tárrega, R. 2001. Influencia de la estructura en la inflamabilidad y combustibilidad en ecosistemas de matorral. III Congreso Forestal Español, pp. 246-251. Granada (Spain).



CAPÍTULO 7

Discusión general

7.1. EFECTOS DE LA SIEMBRA PARA INCREMENTAR LA COBERTURA A CORTO PLAZO. INFLUENCIA SOBRE LA RECUPERACIÓN NATURAL

De las dos zonas revegetadas, Corcos y Camposagrado, los resultados de cobertura total de los tratamientos de siembra difieren, en Corcos no se produce incremento y en Camposagrado supone un aumento significativo durante los primeros dieciocho meses. En el estudio de siembra en laboratorio también se obtiene, en todo momento, un número significativamente mayor de plántulas en las macetas sembradas, respecto a las no sembradas, salvo alguna excepción. Una de las causas apuntadas (Fernández-Abascal, 2004) puede estar en las condiciones climatológicas del periodo posterior a la siembra con una primavera fría y precipitaciones por debajo de la media, en el primero, y favorables en el segundo. Otros autores han recogido la alta dependencia de la cantidad y duración de las precipitaciones en la germinación de las semillas usadas en la restauración de zonas quemadas (Corbett and Green, 1965; Barro and Conard, 1987; Amaranthus, 1989; Gross et al., 1989).

Esto se confirma si se comparan las distintas situaciones en que se ha producido la germinación y desarrollo de las herbáceas sembradas en tres de los estudios llevados a cabo en esta tesis. Los tratamientos fueron con las mismas especies, pero una en laboratorio y dos en condiciones de campo, y de éstas, una con climatología desfavorable y otra favorable, lo que permite un análisis aproximado de su comportamiento. En el laboratorio, la emergencia de las tres especies es muy rápida, alcanzando el valor máximo hacia las 6-8 semanas tanto si el tratamiento es sólo una de las gramíneas (*Festuca rubra* o *Agrostis capillaris*) como en combinación con la leguminosa (*Lotus corniculatus*). Pero en condiciones de campo, con climatología favorable (Camposagrado), las dos gramíneas necesitan entre 5-8 meses para obtener su mayor cobertura, alrededor del 35% y el 25%, respectivamente, tanto solas o combinadas con *Lotus*, mientras que en las circunstancias desfavorables de la siembra en Corcos, *Festuca rubra* alcanza su máxima cobertura (el 20% aproximadamente) tras un periodo de 5 años, por lo que es probable que proceda de regeneración natural, no de las semillas sembradas, y lo mismo le ocurre a *Agrostis capillaris*, que tarda 4 años en obtener su mayor valor (alrededor del 8%). Por su parte, *Lotus corniculatus* presenta un comportamiento diferente, ya que, salvo algunas excepciones, sólo consigue una cobertura máxima de un 5% a los cuatro meses.

El escaso éxito obtenido en condiciones de campo coincide con lo encontrado por la mayoría de los autores. Robichaud et al. (2000), revisando los trabajos realizados sobre siembra después de incendios, observa que tan sólo en el 26% de los artículos publicados y en el 35% de los informes monitorizados del USFS (Servicio Forestal de Estados Unidos) la cobertura de la vegetación está por encima del 60% en el primer año, y en la gran mayoría de las zonas sembradas es de un 30%. En el segundo año, los artículos publicados recogen que el 56% de las zonas sembradas tiene más de un 60% de cobertura comparado con sólo el 17% de las zonas no sembradas.

En otra revisión más reciente sobre la siembra en zonas quemadas, llevada a cabo por Peppin et al. (2011), se analizan 94 estudios realizados en ecosistemas forestales del oeste de Estados Unidos. Centran la atención en la disminución de la erosión del suelo, la eficacia para aumentar la cobertura vegetal y los efectos que produce en el ecosistema, así como la calidad de dichos trabajos. En los resultados encuentran (con datos obtenidos de 57 zonas), que aunque inicialmente se produzca una cobertura alta, a medida que pasa el tiempo desde el incendio la cobertura de las parcelas sembradas decrece respecto a las control en numerosas zonas. Al cabo de 4 y 5 años, la cobertura total es casi idéntica, sugiriendo este hecho que el ecosistema sólo puede soportar un umbral de cobertura determinado y que la siembra, incluso impide que las especies locales se establezcan después del fuego.

Esto se relaciona con uno de los asuntos que mayor controversia ha suscitado en la siembra de zonas quemadas, el potencial efecto negativo sobre la recuperación de la vegetación natural. Beyers (2004) revisando la bibliografía publicada o presentada en informes, encuentra evidencias importantes de que las especies sembradas pueden suprimir la recuperación de las especies herbáceas y las plántulas de las leñosas. En nuestros estudios no parece que en el brezal de Corcos se haya producido algún efecto en la cobertura total de las especies no sembradas, ni tampoco considerando por separado, las herbáceas y las leñosas, pero si se aprecia en el brezal de Camposagrado, donde en el último muestreo tienen cobertura significativamente mayor las parcelas control respecto a las parcelas revegetadas. El aumento de cobertura de los primeros 20 meses se debe al significativo aumento de las herbáceas sembradas, pero parece el causante del posterior declive de las leñosas ya que a partir de esa fecha, se encuentra siempre una menor cobertura en las parcelas tratadas, que es mayor en el caso de las parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*. A este resultado contribuyen los valores de

cobertura máximos de esta especie, que mantiene hasta el final del periodo estudiado (4 años), a diferencia de *Festuca rubra*, que consigue más cobertura que *Agrostis* en los 10 primeros meses pero a continuación cae a valores mínimos donde se mantiene hasta el final. El hecho de que las especies sembradas se instauren rápidamente y luego decrezcan respecto a otras especies, supondría que uno de los mayores objetivos en la revegetación de zonas quemadas para proteger el suelo a corto plazo se habría logrado. También en el laboratorio, el número total de especies no sembradas es siempre menor en las macetas tratadas que en el control con diferencias significativas hasta el final del estudio.

Una de las especies leñosas dominantes, que posiblemente sea de las más afectadas por los tratamientos, es *Erica umbellata*. Solo aparece de semilla y la quema favorece su germinación (Reyes and Casal, 2008) pudiendo recuperar su cobertura original a los cinco años (Calvo et al. 2005). Sin embargo, en las parcelas tratadas de Camposagrado después de cuatro años no alcanza el 10%, en contraste con las parcelas control, con una cobertura media próxima al 40%. En el laboratorio también se aprecia un menor porcentaje de germinación debido a la siembra aunque no se puede demostrar estadísticamente. *Erica australis*, la otra leñosa dominante en Camposagrado, que supone más de la mitad de la cobertura en la parcela no quemada, rebrota muy débilmente pero no parece que sea debido a los tratamientos de siembra porque también le sucede en situación control. Es posible que la causa radique en la edad de los ejemplares (Reyes et al. 2009).

Peppin et al. (2011) en su revisión de publicaciones, halla que de 26 estudios con datos de los efectos en la recuperación de la vegetación autóctona, la mayoría (62%) tienen una cobertura de especies nativas más baja en las parcelas sembradas que en las no sembradas, mientras que el efecto contrario sólo se produce en el 19%. En uno de estos últimos, sólo se origina este resultado si la quema había sido suave, pero si el incendio era fuerte, las diferencias no se producían (Hunter et al., 2006). Respecto a la riqueza de especies nativas en parcelas sembradas, encuentran que de nueve estudios que evalúan, en seis ellos se reducen respecto a la parcela control y en la mayoría coincide con una dominancia alta de especies sembradas. En el brezal de Corcos no se aprecia efecto de la siembra sobre la riqueza de especies pero en esta zona el éxito de las herbáceas sembradas fue escaso. Dodson and Peterson, (2009), con mezclas de nativas y algunas exóticas además de tratamientos con fertilizantes, obtienen en el

segundo año una reducción de la cobertura y riqueza de las nativas no sembradas idéntica a la cobertura adicional que se produce en las parcelas sembradas.

Otros estudios no encuentran ningún efecto de la siembra en la recuperación de la vegetación no sembrada, (Badía and Marti, 2000; Peterson et al., 2009; Robichaud et al., 2006; Wagenbrenner et al., 2006). En España, Vega et al. (2014), experimentando en zonas de matorrales de Galicia, no observan ningún efecto de la siembra en la recuperación de la vegetación nativa durante el primer año, porque las especies que la componen son aquellas que rebrotan rápidamente después del fuego. Esto coincide con lo encontrado en las zonas de estudio. En el brezal de Corcos, en el que predominan las especies rebrotadoras, la siembra de gramíneas apenas produce efecto, mientras que en el brezal de Camposagrado sí se observa interferencia de la siembra en la regeneración natural, por dominar en esta comunidad las leñosas germinadoras obligatorias.

Normalmente se asume que los mayores efectos negativos se deben a la siembra con mezclas de especies donde las exóticas se encuentran en una proporción mayor que las nativas. Por ello, la tendencia actual es la siembra de especies nativas, pero no existen suficientes estudios que documenten los impactos en la comunidad de la siembra de estas especies. Pinaya et al., (2000) en un estudio realizado en un brezal, después de un fuego experimental, encontraron una cobertura más rápida por las especies nativas sembradas que por *Lolium multiflorum*. Las herbáceas utilizadas en los experimentos de revegetación de esta tesis eran propias de estas comunidades y sin embargo en algunos casos retrasaban la recuperación de las leñosas germinadoras.

Por otra parte, son pocas las investigaciones que valoran la erosión tras la siembra (Peppin et al. 2011) por lo que se puede utilizar la cobertura de la vegetación como un indicador del éxito de la siembra para frenar la erosión potencial (Dadkhah and Gifford, 1980; Bruggink, 2007). Diversos autores han estimado que una cobertura entre el 30% y el 60% es parcialmente efectiva en la reducción de la erosión y más del 60% se considera positiva (Noble, 1965; Orr, 1970; Robichaud et al., 2000, Beyers, 2004). Siguiendo estos criterios, en la zona de Camposagrado, se podría considerar la siembra como parcialmente efectiva en la reducción de la erosión, al alcanzar valores de cobertura entre el 30-60% durante el primer año. En el brezal de Corcos sí se realizaron medidas de erosión (Marcos, 1997), pero no se encontró un menor aporte de

sedimentos, ni tampoco menores tasas de escorrentía tras la siembra, como sería de esperar, pues esta no incrementaba la cobertura vegetal a corto plazo.

En España, en la región de Galicia, Vega et al. (2014) no encuentran ningún efecto de la siembra en la erosión, de acuerdo con los resultados de estudios previos que han usado tasas de siembra similares (Groen and Woods, 2008; Robichaud et al., 2006; Wagenbrenner et al., 2006). Esto contrasta con otras investigaciones llevadas a cabo en la misma región, donde si se producía una reducción significativa (Pinaya et al., 2000; Díaz-Raviña et al. 2012) de hasta el 550%.

Sin embargo, la relación entre mayor cobertura vegetal y menores tasas de erosión no está tan clara. Examinando los estudios realizados en el oeste de Estados Unidos, Peppin et al. (2011) señalan que incluso cuando la siembra aumenta la cobertura de la vegetación, solo en algunas ocasiones alcanza la cobertura suficiente para evitar la erosión de los suelos durante el primer y segundo año después del fuego. Además, sugieren que una cobertura más grande no siempre produce menos erosión y que dependería más de la cantidad y del momento de las precipitaciones, de tal forma que, por el tipo de estas, sería más apropiada la siembra en zonas con régimen de lluvias donde la mayoría de las precipitaciones se producen en invierno o están sujetas a largos periodos de lluvia permitiendo a las especies sembradas germinar en mejores condiciones, y no en aquellas donde soportan chubascos de alta intensidad y corta duración (Anderson and Brooks, 1975; Ruby, 1989; Robichaud et al., 2006; Peterson et al., 2007).

Algunos estudios llevados a cabo en Estados Unidos afirman que la siembra puede ser más efectiva cuando se utiliza con otras medidas de control de la erosión (Meyer et al, 2001., Earles et al., 2005; De Wolfe et al., 2008). En Galicia, Vega et al. (2015) comparando siembra respecto siembra + “acolchado” (*mulch*) obtienen diferencias significativas de los dos tratamientos en la cobertura respecto al control, pero en las medidas de erosión solo se observan en el tratamiento de siembra con acolchado. Fernández et al. (2010), también en Galicia, no encuentran estas diferencias. En el levante español, con una climatología y suelos muy distintos, Kribeche et al. (2013) obtienen mejores resultados respecto al control en cobertura con la combinación de la siembra+ acolchado y obtienen ganancias de suelo, pero con acolchado solo,

consiguen además reducir la compactación del suelo a la mitad, incrementar la capacidad de infiltración así como la aireación.

Otros estudios realizados en Montana y Colorado por Groen and Wood (2008), Mc Donald and Larsen (2009) y Wagenbrenner et al. (2006) indican que el acolchado sólo, puede ser más efectivo que la siembra para reducir la erosión. A la misma conclusión llega Vega et al. (2014) en España, comparando los dos tipos de tratamientos ya que solo obtienen diferencias significativas con el acolchado logrando una disminución del sedimento de un 89% durante el primer año, aunque en la recuperación de la cobertura de la vegetación se produce un ligero retraso. Es de destacar que el estudio se realizó en Galicia donde las lluvias y la suavidad del clima favorecen la germinación y crecimiento de las especies sembradas, lo que, sin embargo, no beneficia al acolchado. También en Galicia, Díaz-Raviña et al., (2012) comparan los dos tipos de tratamientos y señalan el mayor éxito del acolchado. Son muchos los autores que destacan los efectos positivos del acolchado con paja o restos de tala para la reducción de la erosión (Bautista et al., 1996; Fernández et al., 2011; Prats et al., 2012). Sin embargo, los efectos sobre la recuperación natural de la vegetación pueden ser variables en función de su tasa de aplicación y de las características del sitio (Dodson and Peterson, 2010, Fernandez y Vega, 2010, 2011), pudiendo ocasionar daños al ecosistema por inhibir a las especies nativas en su recuperación y la introducción de especies no nativas con las semillas que pueden ir en la paja (Kruse et al., 2004), pero también estimular la regeneración de la vegetación al mejorar las condiciones de humedad del suelo (Badia y Martí, 2000; Bautista et al., 2009; Peterson et al., 2009).

Habitualmente la mezcla de semillas utilizadas en la restauración ha estado compuesta de especies perennes pero existen divergencias respecto a esta práctica. Naveh (1974) ya indicaba que la principal razón del fracaso de la revegetación con herbáceas perennes después de quemas controladas es que son rápidamente invadidas por las anuales, aunque estas disminuyen rápidamente en el tercer año después del fuego. Keeley (1998) señala que uno de los problemas de los programas de siembra después de los incendios es la mala elección de las especies y achacan los pobres resultados de su estudio a que cuatro de las seis especies nativas que escogen son herbáceas perennes, que es una forma de crecimiento que casi nunca se establece por semilla en las quemas recientes. También Robichaud et al. (2000) coinciden en que las herbáceas perennes son menos efectivas en proporcionar cobertura en la primera

estación húmeda después del fuego y además podrían interferir con la regeneración posterior. En el brezal de Camposagrado la siembra de gramíneas perennes sí que tuvo éxito, pero es cierto que, sobre todo en el caso de *Agrostis capillaris*, interfería negativamente con la recuperación natural. Herron *et al* (2013) intentan ver si las anuales tienen mayor éxito que las perennes pero no obtienen diferencias.

7.2. EFECTOS DE LA SIEMBRA DE ESPECIES LEÑOSAS PARA FAVORECER EL AVANCE SUCESIONAL

Aunque en la siembra de matorral de Corcos no se ha conseguido un aumento significativo en la cobertura total a corto plazo por la escasa germinación de las especies herbáceas, sin embargo, ha supuesto la incorporación a la vegetación de *Cytisus* spp. y de *Quercus pyrenaica* que, aunque forman parte de otras comunidades más maduras presentes en la zona, no se encontraban en las parcelas de brezal. La presencia de especies leguminosas arbustivas parece favorecer el desarrollo de los plantones de roble. Esto coincide con lo observado por Torroba-Balmori *et al.* (2015), que encontraron un efecto facilitador de *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, muy útiles como plantas nodriza en la reintroducción de *Quercus pyrenaica* para la restauración de escombreras de minería.

La supervivencia de los robles en las parcelas de estudio es superior a la encontrada en otros estudios (Vallejo and Alloza., 1998; Reyes and Casal, 2002; Vallejo *et al.*, 2003), aunque su desarrollo no es tan bueno. Las especies del género *Quercus* suelen presentar problemas en la estructura espacial de las raíces cuando la germinación no se realiza en condiciones de campo (Tsakalidimi *et al.*, 2009). Esto es lo que se trató de evitar, aunque sin demasiado éxito en este experimento, introduciendo ejemplares de 2 meses, para que no fueran tan susceptibles a la depredación como en el caso de la siembra directa de bellotas y al mismo tiempo no desarrollaran hábitos de crecimiento inadecuados, como suele ocurrir con los plantones de más de un año. La siembra directa de semillas era la técnica habitual para reintroducir las especies del género *Quercus* hasta mediados del siglo XX, aunque se conocía la elevada tasa de pérdida por consumo por roedores y otras especies. A partir de ese momento, se pasa a preferir la introducción de plantones, cultivados en contenedores específicos, pero también este método presenta inconvenientes. Parece que en la actualidad se prefiere de nuevo la

siembra directa de bellotas, por su menor coste y mejor adaptación a las condiciones de campo. Investigaciones recientes siguen buscando solución a este problema (Leberkus et al., 2015; Reque and Martin, 2015).

No está claro si la supervivencia del roble y la persistencia y extensión de *Cytisus*, que coloniza parcelas no sembradas, determinará cambios a largo plazo en la comunidad. En las parcelas sembradas con *Cytisus* no se aprecia una disminución en la cobertura de *Erica australis*, pero es muy probable que ambas especies compitan, aunque solo sea por el espacio, ya que la cobertura en estas parcelas supera ampliamente el 100% (Marcos et al., 2004). Además, pese al escaso desarrollo inicial de *Quercus pyrenaica*, en el último muestreo se observa una tendencia al aumento de su cobertura.

7.3. RECUPERACIÓN DE LA BIOMASA DESPUÉS DEL FUEGO

En el brezal de Corcos, se aprecia una rápida recuperación de la biomasa vegetal aérea, que alcanza valores similares a los de las zonas control a partir del quinto año tras el fuego. Sin embargo, no alcanza los valores encontrados por Clemente et al. (1996) en Portugal, donde antes de los dos años se ha recuperado el 50% de la biomasa total, o las 49 T/Ha obtenidas por Schlesinger and Gill (1980) a los veinte años, en el chaparral de California. No obstante, en la comparación del estudio de la biomasa es necesario tener en cuenta los factores que están relacionados con la productividad de las diferentes zonas, como las propiedades físicas, químicas, y la profundidad del suelo así como las influencias topográficas (Regelbrugge and Conard, 1999).

Por otra parte, hay que considerar la amplia variabilidad que existe en las tasas de acumulación de biomasa entre unas especies y otras (Keeley and Fotheringham, 2003), como ocurre en nuestro estudio, donde *Erica australis* consigue el triple de biomasa en 3 años que *Calluna vulgaris* en 25 años. Estas diferencias tan acusadas, pese a ser ambas especies leñosas, parecen radicar en el diferente comportamiento que siguen después del fuego (Clemente et al. 1996), *Erica australis* como rebrotadora y *Calluna vulgaris* germinando de semilla. Esta última, además, tarda en germinar, como se observa en los dos estudios de Corcos, tanto en las parcelas del ensayo de revegetación, donde no aparece hasta los 5 años y a los 10 años presenta una cobertura inferior al 5%, como en el estudio de biomasa donde solo se encuentra en las parcelas con más de 25

años después del fuego, aunque en este caso con unos valores de biomasa próximos a los de *Erica australis*, la especie dominante. Otros autores también recogen la dificultad de esta especie para germinar (Calvo et al.1992; Vera and Obeso, 1995). Sin embargo, Reyes and Casal (2008) encuentran que el fuego estimula la germinación de *Calluna vulgaris*. Además, en brezales similares se ha encontrado una mejor respuesta de esta especie después de la quema (Calvo et al. 2005). Quizás, la razón de este diferente comportamiento se deba a la selección en función de la frecuencia de incendios, favoreciendo las especies con estrategias de regeneración que mejor se adapten a las oscilaciones de las zonas proclives al fuego (Pausas and Keeley, 2014). La más rápida recuperación de la biomasa aérea por rebrote que por germinación se ha señalado incluso para una misma especie que pueda utilizar ambos tipos de mecanismos después del fuego. Así, Fernández-Santos et al. (2004) encuentran una mayor biomasa aérea en *Cytisus oromediterraneus*, cuando procede de rebrote vegetativo que cuando procede de semilla.

El incremento de la fracción no fotosintética respecto a la fotosintética, conforme transcurre el tiempo desde el incendio, coincide con lo observado para la mayoría de las especies leñosas y determina un incremento progresivo en el riesgo de incendios al aumentar la edad del matorral.

7.4. BIBLIOGRAFIA

- Amaranthus MP. 1989. Effect of grass seeding and fertilizing on surface erosion in two intensely burned sites in southwest Oregon. *Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-109, Berkeley, CA; 148-150
- Anderson, W.E., Brooks, L.E., 1975. Reducing erosion hazard on a burned forest in Oregon by seeding. *Journal Range Management*. 28, 394-398.
- Badía, D.; Martí, C.; 2000. Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain. *Arid Soil Res. Rehab.* 13: 219-232.

- Barro SC, Conard SG. 1987. Use of ryegrass seeding as an emergency revegetation measure in chaparral ecosystems. USDA Forest Service General Technical Report GTR-PSW-102, Berkeley, CA; 12 pp.
- Bautista S.; Bellot J.; Vallejo, V.R.; 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Res. Rehab.* 10: 235-242.
- Bautista, S., Robichaud, P.R., Bladé, C., 2009. Post-fire mulching. In: Cerdá, A., Robichaud, P.R. (Eds.), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield, NH, USA, pp. 353–372.
- Beyers, J.L., 2004. Post-fire seeding for erosion control: effectiveness and impacts on native plant communities. *Conserv. Biol.* 18, 947-956.
- Bruggink, J., 2007. Long term ecological changes with post-fire emergency seeding. In: Furniss, M., Clifton, C., Ronnenberg, K. (Eds.), *Advancing the Fundamental Sciences: Proceedings of the Forest Service National Earth Sciences Conference*, San Diego, CA, 18-22 October 2004.
- Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E. 1992. The effect of human factors (cutting, burning and uprooting) on experimental heathland plots. *Pirineos* 140: 15-27.
- Calvo L., Tárrega, R., De Luis, E., Valbuena, L. and Marcos, E. 2005. Differences in the Response to Fire of Mediterranean Shrubland. In: *New Research on Forest Ecosystems*. Burk, A. R (eds.) pp. 21-35.
- Clemente, A.S., Rego, F.C., Correia, O.A. 1996. Demographic patterns and productivity of post-fire regeneration in Portuguese Mediterranean Maquis. *International Journal of Wildland Fire* 6, 5-12
- Corbett ES, Green LR. 1965. Emergency revegetation to rehabilitate burned watersheds in southern California. USDA Forest Service Research Paper PSW-22: Berkeley, CA; 14 pp
- Dadkhah, M., Gifford, G.F., 1980. Influence of vegetation, rock cover and trampling on infiltration rates and sediment production. *Water Resour. Bul.* 16, 979-986.
- DeWolfe, V.G., Santi, P.M., Ey, J., Gartner, J.E., 2008. Effective mitigation of debris flows at Lemon Dam, La Plata County, Colorado. *Geomorphology* 96, 366-377.

- Díaz-Raviña, M.; Martín, A.; Barreiro A.; Lombao, A.; Iglesias L.; Díaz-Fierros; F.; Carballas, T.; 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in NW Spain: Short-term effects and effectiveness. *Geoderma*. 191: 31-39.
- Dodson, E. K.; Peterson, D. W.; 2009. Seeding and fertilization effects on plant cover and community recovery following wildfire in the Eastern Cascade Mountains, USA. For. Eco. Manag. 258: 1586-1593.
- Dodson, E.K., Peterson, D.W., 2010. Mulching effects on vegetation recovery following high severity wildfire in north-central Washington State, USA. For. Ecol. Manag. 260, 1816–1823.
- Earles, T.A., Foster, P., Ey, J., Wright, K.R., 2005. Missionary Ridge wildfire rehabilitation. Proceedings of the 2005 Watershed Management Conference, Williamsburg, VA.1-14.
- Fernández, C., Vega, J.A., Vieira, D.C.S., 2010. Assessing soil erosion after fire and rehabilitation treatments in NW Spain: performance of RUSLE and Revised Morgan–Morgan–Finney models. *Land Degrad. Dev.* 21, 74–87.
- Fernández, C.; Vega, J. A.; Jiménez, E.; Fonturbel, M. T.; 2011. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *Int. J. Wild. Fire*.20: 104-114.
- Fernández-Abascal I., Tárrega R., Luis-Calabuig E., 2004. Ten years or recovery after experimental fire in a heathland: effects of sowing native species. *Forest Ecology and Management* 203, 147-156.
- Fernández-Santos, B., Martínez, C., García, J.A., Puerto, A. 2004. Postfire regeneration in *Cytisus oromediterraneus*: sources of variation and morphology of the below-ground parts. *Acta Oecologica* 26, 149-156.
- Groen, A.H., Woods, S.W., 2008. Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *Int. J. Wildland Fire* 17, 559-571.
- Gross E, Steinblums I, Ralston C, Jubas H. 1989. Emergency watershed treatments on burned land in southwest Oregon. *Proceedings of the Symposium on Fire and Watershed Management*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-109: Berkeley, CA; 109-114.

- Herron, C. M., Jonas, J. L., Meiman, P. J., Paschke, M. W. 2013. Using native annual plants to restore post-fire habitats in western North America. *International Journal of Wildland Fire*
- Hunter, M.E., Omi, P.N., Martinson, E.J., Chong, G.W., 2006. Establishment of nonnative plant species after wildfires: Effects of fuel treatments, abiotic and biotic factors, and post-fire grass seeding treatment. *Int. J. Wildland Fire* 15, 271-281
- Keeley, J.E. 1998. Postfire ecosystem recovery and management: The October 1993 large fire episode in California. P. 69-90. In: *Large Forest Fires*, Moreno, J.M. (ed). Backhuys Publishers, The Netherlands.
- Keeley, J.E., Zedler, P.H. 1998. Evolution of life histories in *Pinus*, in: Richardson D.M. (Ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*, Cambridge University Press, Cambridge 1998, pp. 219–251.
- Keeley, J.E. & Fotheringham, C.J. 2003. Impact of past, present, and future fire regimes on North American mediterranean shrublands. P. 218–262 in *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*, Veblen, T.T., W.L. Baker, G. Montenegro, and T.W. Swetnam (eds.). New York: Springer
- Kribeche, H., Bautista, S., Gimeno, T., Blade, C., Vallejo, R. 2013. Effects of landscape spatial heterogeneity on dryland restoration success. The combined role of site conditions and reforestation techniques in southeastern Spain. *Arid Land Research and Management* 27(4)
- Kruse, R., Bend, E., Bierzychudek, P., 2004. Native plant regeneration and introduction of non-natives following post-fire rehabilitation with straw mulch and barley seeding. *Forest Ecol. Manage.* 196, 299-310.
- Leverkus, A. B., Rojo, M., Castro, J., 2015 Habitat complexity and individual acorn protectors enhance the post-fire restoration of oak forests via seed sowing. *Ecological Engineering*. 83, 276-280.
- MacDonald, L.H., and I. J. Larsen, 2009. Effects of forest fires and post-fire rehabilitation: a Colorado Case study. In: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*, edited by A. Cerda and P.R. Robichaud. Science Publishers, Enfield, NH, pp. 423-452.

- Marcos, E. 1997. Procesos edáficos en comunidades vegetales alteradas por el fuego. Tesis doctoral. Universidad de León.
- Marcos, E., Tárrega, R., Luis, E., 2004. Interactions between mediterranean shrub species eight years after experimental fire. *Plant Ecology* 170, 235-241.
- Meyer, V., Redente, E., Barbarick, K., Brobst, R. 2001. Biosolids applications affect runoff water quality following g forest fire. *J. Environ. Qual.* 30, 1528-1532.
- Naveh, Z. 1974: "Effects of fire in the Mediterranean Region". En Kozlowski, T. T. y Ahlgren (coords.), *Fire and ecosystems*. New York, Edit. Academic Press, 139-194.
- Noble, E. L. 1965. Sediment reduction through watershed rehabilitation. In: *Proceedings of the federal inter-agency sedimentation conference 1963*. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Misc. Publ. 970: 114-123.
- Orr, H.K., 1970. Runoff and erosion control by seeded and native vegetation on a forest burn: Black Hills, South Dakota. Research Paper RM-60. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO.12 p.
- Pausas, J. G. and Keeley, J. E., 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*. 204: 55–65
- Peppin, D. Fulé, P., Beyers, J., Sieg, C., Hunter, M. 2011. Does seeding after severe forest fires in western USA mitigate negative impacts on soils and plant communities? CEE review 08-023 (SR60). Collaboration for Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/SR60.html
- Peterson, D.W., Dodson, E.K., Harrod, R.J., 2007. Assessing the effectiveness of seeding and fertilization treatments for reducing erosion potential following severe wildfires. In: Butler, B.W., Cook, W. (Comps.), *The fire environment—innovations, management, and policy; Conference proceedings 26-30 March 2007*, Destin, FL.
- Peterson, D.W., Dodson, E.K., Harrod, R.J., 2009. Fertilization and seeding effects on vegetative cover after wildfire in north-central Washington state. *For. Sci.* 55, 494–502.

- Pinaya, I., Soto, B., Arias, M., Díaz-Fierros, F., 2000. Revegetation of burnt areas: relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degrad.Dev.* 11, 93–98.
- Prats SA, MacDonald LH, Monteiro M, Ferreira AJD, Coelho COA, Keizer JJ. 2012. Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and a eucalypt plantation in north-central Portugal. *Geoderma* 191:115–124.
- Regelbrugge, J. C.; Conard, S. G. 1999. Biomass and fuel characteristics of chaparral in southern California. *Proceedings of the 13th Conference on Fire and Forest Meteorology*; Oct 27, 1996. Moran, WY: International Association of Wildland Fire. pp. 349-356.
- Reque, J.A. and Martin, E. 2015. Designing acorn protection for direct seeding of *Quercus* species in high predation areas. *Forest Systems* 24 (1) e018.
- Reyes, O., Casal, M., 2002. Experimental field emergence and early survival of six tree species in relation to forest fires. In: Trabaud L., Prodon P. (Eds.), *Fire and Biological Processes*. Bachuys Publishers, Leiden, pp. 277-290.
- Reyes, O. and Casal, M. 2008 Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science* 19: 575-583.
- Reyes, O., Casal, M., Castro Rego, F. 2009. Resprouting Ability of Six Atlantic Shrub Species. *Folia Geobot.* 44:19–29
- Robichaud, P. R.; Beyers, J.L.; Neary, D.G.; 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. USDA Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR. 63.
- Robichaud, P. R., Lillybridge, T.R., Wagenbrenner, J.W. 2006. Effects of postfire seeding and fertilizing on hillslope erosion in north-central Washington, USA. *Catena* 67, 56-67.
- Ruby, E.C., 1989. Rationale for seeding grass on the Stanislaus Complex burnt. In: Berg, Neil H., tech. coords. *Proceedings of the symposium on fire and watershed management*, October 26-28, 1988, Sacramento, California. Gen. Tech. Rep. PSW-109. Berkeley, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, 125-130.

- Schlesinger, W.H. & Gill, D.S. 1980. Biomass, production and changes in the availability of light, water and nutrients during the development of pure stands of the chaparral shrub, *Ceanothus megacarpus*, after fire. *Ecology* 61, 781-789.
- Torroba-Balmori, P., Zaldívar, P., Alday, J.G., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. 2015. Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering* 77, 146-153.
- Tsakalidimi, M., Tsitsoni, T., Ganatsas, P., Zagas, T., 2009. A comparison of root architecture and shoot morphology between naturally regenerated and container-grown seedlings of *Quercus ilex*. *Plant Soil* 324, 103–113.
- Vallejo, V.R. & Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. Pages 91-108. En: J.M. Moreno, editor. *Large Forest Fires*. Backhuy Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J. P., Alloza, J. A., 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. In: *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Rey, J. M., Espigares, T., y Nicolau, J. M., eds. 11-42. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá. Alcalá.
- Vega, J. A., Fernández, C., Fonturbel, T., González-Prieto, S., Jiménez, E. 2014. Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in a gorse shrubland. *Geoderma* 223–225, 79–87.
- Vega J.A., Fernández C., Fontúrbel T., 2015. Comparing the effectiveness of seeding and mulching + seeding in reducing soil erosion after a high severity fire in Galicia (NW Spain). *Ecological Engineering* 74, 206-212.
- Vera, M.L. & Obeso, J.R. 1995. Regeneración del brezal atlántico de Cabo de Peñas después de un incendio severo. *Studia Oecologica* 12: 223-236.
- Wagenbrenner, J.W., MacDonald, L.H., Rough, D., 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrol. Process.* 20, 2989-3006.



CAPITULO 8

Conclusiones

- 1^a El éxito de la revegetación fue variable en las diferentes zonas, confirmándose la importancia de las condiciones meteorológicas posteriores a la siembra, sobre todo en el caso de las especies herbáceas. En Corcos, con climatología adversa no se observó un aumento significativo de la cobertura total de la vegetación, a corto plazo.
- 2^a De las especies arbustivas sembradas, *Cytisus* spp. es la única que germina y presenta un buen desarrollo, manteniendo coberturas superiores al 50% en las parcelas sembradas desde el cuarto año hasta el final del estudio (9 años). Además, se observa su colonización de las parcelas no sembradas. Los robles plantados tienen una tasa de supervivencia alta durante todo el periodo (9 años), aunque presentan problemas en su crecimiento, probablemente debido a malformaciones en su sistema radical.
- 3^a De los tratamientos ensayados en el brezal de Corcos, aquellos que incluían matorral y roble (HR y HMR) son los que han manifestado los mejores resultados, determinando un aumento de cobertura vegetal total. Además, el éxito de la leguminosa arbustiva y la supervivencia del roble podrían condicionar cambios a largo plazo en la dinámica sucesional, favoreciendo el avance hacia etapas más maduras, aunque se necesitarían estudios complementarios para asegurarlo de forma más concluyente.
- 4^a En la zona donde la meteorología fue favorable después de la siembra (brezal de Camposagrado), las herbáceas aumentaron significativamente la cobertura a corto plazo, durante el primer año tras el fuego, debido sobre todo a las gramíneas, ya que *Lotus corniculatus* presentaba coberturas muy bajas. Destaca el diferente comportamiento de las dos especies, *Festuca rubra* y *Agrostis capillaris*, en esta zona. La primera es más rápida en su germinación y desarrollo, con elevada cobertura el primer año y disminuyendo posteriormente, lo que la hace más adecuada para la protección del suelo a corto plazo. Sin embargo, *Agrostis capillaris* tarda algunas semanas en aparecer y se mantiene durante todo el periodo de estudio (casi 4 años).

- 5^a En el brezal de Camposagrado, la siembra de herbáceas no parecía interferir con la recuperación natural de las especies leñosas durante el primer año. Sin embargo, a partir del segundo año se encuentra una cobertura leñosa significativamente menor en las parcelas sembradas con *Agrostis capillaris*, pero no en las sembradas con *Festuca rubra*, y la tendencia se mantiene hasta el fin del estudio (cuarto año). Esto confirma a *Festuca rubra* como más indicada para la revegetación.
- 6^a En el ensayo de siembra de herbáceas en laboratorio se confirmó la diferente dinámica temporal de las dos gramíneas, observándose la más rápida aparición de *Festuca rubra*. Por otra parte, aquí sí es posible detectar el efecto facilitador de *Lotus corniculatus*, que determinaba una mayor proporción de plántulas, tanto de *Agrostis capillaris* como de *Festuca rubra* cuando se sembraban juntas con la leguminosa.
- 7^a Se encontró una interferencia de la siembra con la regeneración natural también en condiciones de laboratorio. El número total de plántulas de especies no sembradas era siempre menor en los tiestos sembrados respecto a los tiestos control. Sin embargo, el efecto de competencia era más claro para las especies herbáceas de regeneración natural, lo que no se observó en condiciones de campo.
- 8^a Entre las especies leñosas afectadas negativamente por la revegetación con herbáceas, tanto en el experimento de campo como en el de laboratorio, destaca *Erica umbellata*, que solo se recupera por germinación después del fuego. Su abundancia es mayor en situación control y se reduce significativamente como consecuencia de la siembra.
- 9^a La biomasa aérea se recupera rápidamente después del fuego, con valores similares a los de las parcelas control a los cinco años desde la quema. A partir del tercer año, no hay diferencias respecto al control en la composición de especies leñosas, confirmándose el proceso de autosucesión en estas comunidades de brezal. La regeneración de la biomasa aérea es más lenta en las especies germinadoras, como *Calluna vulgaris*, que en las rebrotadoras, como *Erica australis*.

- 10^a Comparando las fracciones fotosintética y no fotosintética, se observó un incremento progresivo a lo largo del tiempo en la segunda. La mayor proporción de biomasa no fotosintética, con menor contenido en agua que las partes verdes fotosintéticas, junto con el aumento en biomasa total, condiciona un mayor riesgo de incendios en los brezales más viejos frente a los más jóvenes.
- 11^a De todos los ensayos de revegetación se concluye la dependencia del éxito de la siembra de herbáceas de las condiciones meteorológicas posteriores. Además, especies *a priori* muy semejantes, como *Agrostis capillaris* y *Festuca rubra*, ambas gramíneas rizomatosas perennes, manifestaron un comportamiento muy diferente, con importantes implicaciones para el control de la erosión a corto plazo y para la recuperación natural de la comunidad a más largo plazo. Además, la rápida regeneración natural en estos brezales no haría necesaria, en la mayoría de los casos, su revegetación para prevenir la erosión. Otro aspecto es favorecer el avance sucesional mediante la introducción de especies de etapas maduras, que parece haber tenido un éxito parcial en el experimento realizado en la zona de Corcos.