UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA

TESIS DOCTORAL

Departamento de Ingeniería del Medio Agronómico y Forestal

Respuestas ecofisiológicas y demográficas de *Quercus ilex* L. a alteraciones del balance facilitación/competencia del matorral en un ambiente semiárido

Juan José Núñez Valero

2013

UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA

TESIS DOCTORAL

Respuestas ecofisiológicas y demográficas de *Quercus ilex* L. a alteraciones del balance facilitación/competencia del matorral en un ambiente semiárido.

Juan José Núñez Valero

Departamento de Ingeniería del Medio Agronómico y Forestal

El Dr. Gerardo Moreno Marcos, Profesor Titular del Área de Edafología y Química Agrícola del Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra de la Universidad de Extremadura y el Dr. Fernado Pulido Díaz Profesor Titular del Área de Producción Vegetal del Departamento de Ingeniería del Medio Agronómico y Forestal de la Universidad de Extremadura.

CERTIFICAN:

Que la memoria descrita en este trabajo con el título «***Respuestas ecofisiológicas y demográficas de Quercus ilex L. a alteraciones del balance facilitación/competencia del matorral en un ambiente semiárido***», ha sido realizada bajo su dirección por Juan José Núñez Valero y que a su juicio, salvo mejor criterio del tribunal que ha de juzgarlo, reúne todas las condiciones para poder optar al **Grado de Doctor**.

Y para que así conste a efectos legales, firman el presente documento en Plasencia a 28 de mayo de 2013.

Fdo: Fernando Pulido Díaz

Fdo: Gerardo Moreno Marcos

Año 2013

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas que de una forma u otra me han ayudado a superar este reto.

A mi mujer Ana. Sin su comprensión y dedicación este trabajo nunca se habría completado. Espero que me perdones por todo lo que te he robado.

A mis dos directores de tesis, Fernando Pulido y Gerardo Moreno, por darme la oportunidad de incorporarme a su equipo de investigación con todo lo que ello conlleva. Su riguroso asesoramiento científico, sus valiosos consejos y su paciencia han sido fundamentales. Gracias por dedicarme de forma desinteresada vuestro valioso tiempo.

A mis padres Ángela y Juanjo por su aliento silencioso. A mi hermano Eduardo por haberme acompañado en las etapas iniciales del trabajo de campo y por soportarme. A mi abuela Juana y a mi tío Jesús que me vieron empezar pero no acabar.

A Julia Robles por el trabajo realizado en el laboratorio con el análisis de las muestras de suelo. Sin esos resultados el Capítulo 3 no existiría.

A todos los becarios con los que he compartido la sala de investigación durante estos largos años especialmente a Rubén, Dani, Jacinto, Yonatan, Tamara, Víctor, María y los últimos fichajes Leticia y Adara. He aprendido mucho de vosotros tanto a nivel personal como científico. Os deseo lo mejor.

A Jacinto Garrido por su impagable ayuda con los mapas. Eres un fenómeno.

A María Jesús Montero por su especial talento para resolver mis dudas estadístico-existenciales.

A Tola y a Jesús por compartir sus experiencias conmigo mientras me ayudaban desinteresadamente con la siembra de las plántulas de la cohorte 2002.

A Jairo por su ayuda, por su entusiasmo altamente contagioso y por mejorar las tardes "seteras" de otoño con sus batallitas de abuelete. Suerte chaval.

A Enrique y Andrea, los técnicos del grupo de Investigación Forestal. Estoy seguro de que si hubiera solicitado vuestra ayuda me la habríais brindado sin dudar.

A mis amigos, especialmente: Andrés, Ana, José, Javier, Alberto y Pedro y a mis compañeros del trabajo que han soportado estoicamente mis quejas y mis interminables monólogos sobre ecofisiología. Espero que a pesar de todo hayan aprendido algo.

Este proyecto ha sido financiado parcialmente a través de una ayuda del I Plan de Investigación y Desarrollo Tecnológico de la Junta de Extremadura (código IPR00A050), a través de la Dirección General de Enseñanzas Universitarias e Investigación (periodo 2001-2002).

Para ti, pequeño jardinero y amante de los árboles -le dijo a Sam-, tengo sólo un pequeño regalo- y le puso en la mano una cajita de simple madera gris, sin ningún adorno excepto una runa de plata en la tapa. Esta caja contiene tierra de mi jardín y lleva las bendiciones que Galadriel todavía puede otorgar. No te protegerá en el camino ni te defenderá contra el peligro, pero si la conservas y vuelves un día a tu casa, quizá tengas entonces tu recompensa. Aunque encontrarás todo seco y arruinado, pocos jardines de la Comarca florecerán como el tuyo si esparces allí esta tierra.

.....

Entonces Sam plantó retoños en todos aquellos lugares en donde antes había árboles especialmente hermosos o queridos, y puso un grano del precioso polvo en la tierra, junto a la raíz. Recorrió la Comarca a lo largo y a lo ancho, haciendo este trabajo, y si prestaba mayor cuidado a Delagua o a Hobbiton nadie se lo reprochaba. Y al terminar, descubrió que aún le quedaba un poco del polvo, y fue a la Piedra de las Tres Cuadernas, que es por así decirlo el centro de la Comarca, y lo arrojó al aire con su bendición.

.....

La primavera colmó con creces las más locas esperanzas de Sam. En su propio jardín los árboles comenzaron a brotar y a crecer como si el mismo tiempo tuviese prisa y quisiera vivir veinte años en uno.

J.R.R Tolkien. El señor de los anillos.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN 1

CAPÍTULO 1
Introducción general y objetivos 5

CAPÍTULO 2
Área de estudio y especies vegetales estudiadas 31

CAPÍTULO 3
Modificación de las propiedades químicas del suelo por los trabajos selvícolas en el Parque Nacional de Monfragüe 55

CAPÍTULO 4
Modificación de las propiedades físicas según tratamiento del suelo para la restauración forestal 95

CAPÍTULO 5
Dinámica de la humedad edáfica según diferentes tratamientos del suelo y el matorral 135

CAPÍTULO 6
Respuesta ecofisiológica de plántulas de encina (*Quercus ilex L.*) al microclima y la competencia con el matorral 167

CAPÍTULO 7
Efecto del matorral sobre el establecimiento de plántulas de *Quercus ilex* L. Competencia *vs* facilitación en un ambiente limitante 205

CAPÍTULO 8
Regeneración natural *vs* plantación para la restauración de la cubierta vegetal 251

CONCLUSIONES FINALES 299

RESUMEN

Los ecosistemas mediterráneos han sido intensamente explotados durante los últimos milenios, lo que ha reducido la superficie de sus masas forestales. Dado que los procesos de regeneración natural de las especies del género *Quercus* están frecuentemente limitados, habitualmente se recurre a la intervención humana mediante reforestación para acelerar los procesos de instalación del arbolado. Estas actuaciones generan un alto impacto paisajístico, a menudo producen efectos indeseables sobre el suelo y la vegetación preexistente, y resultan muy gravosas desde el punto de vista económico. Además el déficit hídrico característico del clima mediterráneo suele provocar un elevado número de marras, lo que condiciona en gran manera el éxito de las reforestaciones. Con el fin de incrementar la supervivencia de las plántulas, el suelo se prepara antes de la plantación con objeto de aumentar la infiltración y la capacidad de retención de agua, aunque también aumenta el riesgo de erosión del suelo. Durante esta fase el matorral es eliminado para reducir la competencia por los recursos edáficos, aunque en los últimos años se ha abierto el debate sobre nuevas alternativas al acometer las restauraciones, integrando los posibles efectos facilitadores del matorral en el establecimiento de las plántulas. Aclarar el papel real que juega el matorral en el establecimiento de las plántulas es una tarea que queda por resolver, aunque los resultados preliminares sugieren que el balance entre la facilitación y la competencia depende del contexto ambiental y de las especies implicadas.

El proyecto de restauración forestal tras la eliminación de los eucaliptos permite estudiar las interacciones entre las plántulas de encina y la jara, la especie arbustiva dominante en amplias zonas con clima semiárido. Además dado que la repoblación se ha realizado en una zona en la que previamente

existía un eucaliptal, en este estudio también se evalúan los efectos a largo plazo de los eucaliptos sobre las propiedades del suelo en condiciones semiáridas. En este marco, el diseño experimental de nuestra investigación contempla dos escalas de trabajo, una escala extensiva donde se comparan los dos niveles de intensidad en los trabajos de sustitución del eucaliptal (Moderado e Intenso), y otra a escala de parcela experimental, donde se comparan cuatro hábitat experimentales: (1) Matorral, (2) Intenso = Labrado, (3) Desbrozado y (4) Sombreado (Desbrozado + sombra artificial).

Los resultados muestran que la presencia del eucalipto junto con los trabajos iniciales de plantación de los mismos han disminuido la fertilidad química del suelo, reduciendo la cantidad de nitrógeno en todo el perfil, agotado los cationes básicos, y acidificando el suelo respecto a los suelos de matorral intacto, por lo que no parece una especie adecuada para repoblar en zonas áridas.

La diferente intensidad de los trabajos forestales aplicados al suelo durante la eliminación de los eucaliptos y la siembra de las plántulas (Intenso y Moderado), mostraron en general un efecto similar en los parámetros básicos del suelo, en su profundidad y en la humedad edáfica, por lo que no parece recomendable aplicar el tratamiento más intensivo sobre el suelo debido a los escasos beneficios que genera. Además en las zonas con gradeo (tratamiento Intenso) se ha detectado un aumento significativo de la densidad aparente en el horizonte subsuperficial ("suela de labor"), así como un descenso en la velocidad de infiltración, lo que generaría mayor escorrentía superficial con precipitaciones intensas. Como resultado hemos observado tanto una mayor densidad como una mayor profundización de las cárcavas en estas zonas, lo que generaría mayores pérdidas del suelo por erosión.

A pesar de que tanto Moderado como Intenso muestran una gran similitud en los valores medios de humedad edáfica, la mayor intensidad de los trabajos

forestales sobre el suelo generan una mejor respuesta fisiológica y supervivencia de las plántulas de encina instaladas. El laboreo facilita la rápida rehumectación del suelo, especialmente en otoño. Además los suelos labrados están ligeramente más húmedos en profundidad en la estación seca, lo que sumado a que las raíces pueden profundizar con más facilidad, podría justificar la mayor supervivencia de las plántulas de encina en este tratamiento.

En las parcelas de experimentación se ha observado que la jara limita la supervivencia de las plántulas de encina, mostrándose como un potente competidor por el agua. Su presencia provoca una desecación más intensa y temprana en todos los horizontes del suelo respecto a los tratamientos experimentales en los que ha sido eliminada. Además la sombra que genera no es muy densa, provocando que las temperaturas en su interior no difieran de la que se observa en las zonas sin cobertura, por lo que las mejoras microclimáticas que induce son escasas, prevaleciendo el efecto competitivo sobre el facilitador. Su utilización como planta nodriza en este marco edafoclimático no parece por tanto recomendable. Sin embargo su presencia aumenta la regeneración natural de la encina, probablemente porque actúa como refugio de los dispersantes, por lo que su mantenimiento en determinadas zonas de la repoblación parece recomendable.

La supervivencia de las plántulas en la repoblación ha sido de un 48% cuatro años después de la plantación (periodo 2000-2004) y de un 10% ocho años después. Esta falta de estabilización en la densidad de plántulas supervivientes es probable que se deba a la actuación combinada de varios factores como son la sequía que ha caracterizado el periodo 2004-2008, el ramoneo exhaustivo y prolongado de las plántulas a lo largo del tiempo por parte de los ciervos y la presencia del patógeno *Phytophthora cinnamomi* Rands.

El hecho de que la humedad edáfica en los hábitat Desbrozado e Intenso sea similar, nos indica que la eliminación de la vegetación mediante métodos alternativos como las rozas pueden ser una solución muy interesante, ya que este tipo de actuaciones ejercen un menor efecto negativo sobre el suelo. A nivel técnico estos resultados permiten recomendar un desbrozado del terreno (total o parcial), que permite ahorrar agua del suelo manteniendo así niveles superiores de humedad edáfica, acompañado de un ahoyado profundo en los puntos de siembra/plantación, que facilitaría la penetración radicular de las nuevas encinas, aprovechando así las raíces la humedad de todo el perfil del suelo.

Dado que la Administración extremeña ha optado por la eliminación del eucalipto por vegetación autóctona, los resultados obtenidos en este estudio puede aportar información relevante sobre cómo evoluciona la plantación de encinas en este complejo marco edafo-climático y selvícola que pueda ser utilizada por los gestores en las futuras actuaciones similares que se puedan realizar en el suroeste ibérico.

Existe una falsa creencia popular según la cual la ciencia es una empresa impersonal, desapasionada y completamente objetiva. Mientras que la mayor parte de las otras actividades humanas están dominadas por modas, caprichos y caracteres, se supone que la ciencia se atiene a reglas de procedimientos establecidas y pruebas rigurosas. Lo que cuentan son los resultados y no las personas que los producen. Esto es por supuesto de lo más absurdo.

Richard Feynman. Seis piezas fáciles. La física explicada por un genio.

Introducción general y objetivos

1

ÍNDICE

Introducción 7

Marco climático y sus consecuencias ecofisiológicas 10

Prácticas forestales y condiciones edafoclimáticas 13

Alternativas de gestión 16

Objetivos 18

Bibliografía 20

INTRODUCCIÓN

La prolongada e intensa utilización de los recursos naturales en la cuenca mediterránea ha deteriorado y reducido drásticamente la superficie de sus masas forestales, lo que se refleja en una acusada pérdida de diversidad biológica y de productividad (Grove & Rackam, 2001; Vallejo, 2005; Blondel *et al.*, 2010). Aunque el uso secular también ha generado una heterogeneidad de hábitat que puede haber contribuido a hacer de la cuenca mediterránea una de las zonas del mundo con mayor diversidad biológica (hotspots) (Myers *et al.*, 2000).

En este escenario en el que los procesos de regeneración espontánea se desarrollan con dificultad (Jordano *et al.*, 2002; Traveset *et al.*, 2003; Cortina *et al.*, 2004), sobre el que se asienta una biota muy característica y sobre el que planea el aumento de la variabilidad climática interanual y la aridez provocada por el cambio climático (IPCC., 2007), la restauración del hábitat se percibe como una de las estrategias más efectivas para acelerar la recuperación de los bosques en amplias zonas de la cuenca mediterránea en las que actualmente se están abandonado los cultivos y del pastoreo.

En términos generales el objetivo principal de la restauración es reparar el ecosistema dañado por el impacto humano y devolverlo a un estado lo más parecido posible a su condición natural (Zamora, 2002; SER, 2004). Debido a la degradación que presentan algunos ecosistemas mediterráneos con amplias zonas desarboladas, es necesaria la intervención humana para que recuperen un estado similar al que tenían antes de las perturbaciones (Aronson *et al.*, 2007). En la mayor parte de los casos, la colonización espontánea es lenta y con frecuencia prácticamente imposible por la fragmentación del hábitat y por la reducción de la densidad y fertilidad de los productores de semillas (Acácio *et al.*, 2007, 2010), por lo que se recurre a la restauración de la cubierta vegetal

mediante la reintroducción artificial de especies de interés por siembra o plantación, acelerando la sucesión que de forma natural se produciría en un periodo de tiempo más dilatado (Gazhoul *et al*., 1998; Villagrosa *et al*., 2005).

Las repoblaciones forestales son el método de restauración más utilizado en el entorno mediterráneo (Cortina & Vallejo, 1999; Vilagrosa *et al*, 2005). En España, con el fin de incrementar la superficie forestal, se promovió desde 1941 a 1983 la realización de plantaciones forestales, aunque en este periodo muchas de ellos se hicieron no sólo con fines restauradores, sino también productivos.

En amplios territorios, la principal especie elegida para repoblar fue *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., una mirtácea que tiene su origen en Australia, Tasmania y Nueva Guinea. Se trata de un árbol muy adaptable, que crece bien en ambientes semiáridos y que es muy productivo, aún en áreas donde suelen ocurrir deficiencias de agua y nutrientes (Fabiao *et al*., 1995).

Las primeras repoblaciones de eucaliptos se realizan en Extremadura en la década de los 50, aunque es a partir de mediados de los 60 cuando se produce su expansión debido al proyecto de creación de una planta celulósica en Mérida. En esas fechas se datan la mayor parte de las repoblaciones, observándose máximos en los periodos de 1960-1965 y de 1970-1975 (Del Pozo y Bermejo, 2004). A partir de 1975 se invierte la tendencia debido a que algunas de las actuaciones realizadas, en las que amplias zonas de bosque mediterráneo habían sido sustituidas por eucaliptos, suscitaron gran controversia a nivel social. Las últimas repoblaciones se llevaron a cabo en 1984, año en el que la superficie de eucaliptal era de 88.550.57 ha, lo que representaba en ese momento el 3.13% de la superficie forestal, y el 17.9% de la superficie de bosques de la región (Del Pozo y Bermejo, 2004).

El escaso crecimiento, menor de 3 $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$, debido a que la mayoría de las repoblaciones se realizaron sobre zonas de suelos marginales, la aparición de plagas forestales como *Phoracantha semipunctata* Fabr. y los elevados costes económicos de la extracción de madera (Del Pozo y Bermejo, 2004) han dado lugar a una nula rentabilidad de la mayoría de las plantaciones (Montoya, 1995). A esta situación hay que añadir el impacto que sobre el suelo y la vegetación autóctona pueden suponer los tratamientos forestales asociados, lo que ha motivado el inicio de una política forestal autonómica que promueve la eliminación de los eucaliptales y la restauración de las áreas afectadas mediante la sustitución del eucalipto con especies arbóreas autóctonas (CADRMAE, 2003). A partir de 1988 las actuaciones llevadas a cabo para la eliminación de eucaliptos y restauración ecológica de los montes se incrementan, alcanzando en ambas provincias un máximo en 2001, año en el que se eliminaron cerca de 10.000 ha. En 2003 la superficie ocupada por los eucaliptales era menor de 70.000 ha, lo que supone una reducción considerable respecto a 1984 (CADRMAE, 2010).

Un ejemplo destacable de esta iniciativa regional, por su importancia y magnitud, ha tenido lugar en el Parque Nacional de Monfragüe. En febrero del 2000 se inició una experiencia piloto de sustitución por vegetación autóctona de encina, alcornoque y varias especies arbustivas de 852 hectáreas de eucaliptal implantado hacía 25 años.

Pese a que los eucaliptos parecen tener efectos beneficiosos sobre el suelo cuando se implantan en zonas húmedas degradadas (Bará *et al.*, 1985; Calvo de Anta, 1992), los datos bibliográficos disponibles son en muchos casos poco concluyentes, existiendo déficit de información sobre su poder restaurador real en ambientes semiáridos mediterráneos (FAO, 2002). Dada la carencia de conocimientos acerca de los resultados a largo plazo de la

implantación y la posterior eliminación de eucaliptos sobre el suelo, esta actuación constituye una excelente oportunidad para reunir información aplicable a Monfragüe y el resto de áreas que puedan ser objeto de tratamiento posterior en el suroeste ibérico.

MARCO CLIMÁTICO Y SUS CONSECUENCIAS ECOFISIÓLOGICAS

La sequía estival ha provocado en la flora mediterránea la evolución de un conjunto de rasgos morfológicos y fisiológicos que permiten a las plantas afrontar la escasez e impredecibilidad de las precipitaciones (Zavala, 2004; Schiller *et al*., 2007). Pese a esa marcada adaptación, la constante detectada en las reforestaciones llevadas a cabo en España es la presencia de abundantes marras generadas en el periodo seco, hecho que probablemente se acentuará con el actual escenario de cambio climático (Zamora *et al*., 2001; Castro *et al*., 2002). Existen numerosas técnicas que incrementan la supervivencia de los plantones, pero su impacto económico y ecológico limita su empleo (Serrada *et al*., 2005), por lo que se deben identificar y aplicar soluciones con escaso impacto ambiental y económicamente asumibles.

El problema es que las bases científicas sobre las que se apoyan las decisiones de restauración de áreas de bosque mediterráneo degradadas son hasta ahora poco consistentes, y la restauración ecológica en este tipo de hábitats debe basarse en el conocimiento de los requerimientos presentes en la regeneración de las especies mediterráneas (Jordano, 2001; Zavala *et al*., 2008). En los últimos años se ha generado abundante información sobre las especies del género *Quercus*, tanto a nivel de fisiología de la planta (dinámica de agua, nutrientes y carbono) como a nivel de la productividad y estructura de los ecosistemas (Tenhunen *et al*., 1985; Romane & Terradas, 1992). Falta, sin

embargo, información acerca de su capacidad de adaptación a la variabilidad climática, tanto estacional como interanual, a pesar de que este aspecto condiciona en gran medida la capacidad para sobrevivir en el campo de las plántulas y por tanto la viabilidad de las reforestaciones a gran escala (Rey-Benayas, 1998).

Las técnicas tradicionales de restauración se basan en la eliminación del matorral previo a la plantación por considerarlo un severo competidor por los dos principales recursos limitantes en entornos áridos (agua y nutrientes). Actualmente se plantean nuevas técnicas menos agresivas con el entorno que valoran el efecto facilitador del matorral sobre las plántulas (Callaway *et al*., 1991; Callaway, 1992; Pugnaire *et al*., 1996; Callaway & Davies, 1998; Maestre *et al*., 2003; Castro *et al*., 2004; Gómez-Aparicio, 2009; Plieninger *et al*., 2010; Pulido *et al*., 2010; Rolo *et al*., 2012). La facilitación, que es el efecto positivo que unas plantas inducen sobre el establecimiento o el crecimiento de otras, ha sido identificada en muchos ecosistemas, como un factor clave en la sucesión primaria y secundaria (Connel & Slatyer, 1977; Michalet, 2006). Dado que la interacción entre la plántula y el matorral es variable, puede desplazarse desde la competencia a la facilitación dependiendo de múltiples factores entre los que destacan las especies involucradas y las condiciones ambientales (Bertness & Callaway, 1994; Callaway, 1995). El modelo teórico más aceptado predice que a medida que aumenta el estrés la interacción dominante entre las plántulas tiende a ser la facilitación, aunque esta hipótesis del gradiente de estrés (Bertness & Callaway, 1994) está siendo discutida actualmente ya que los resultados de algunos trabajos experimentales sugieren lo contrario (Maestre & Cortina, 2004; Armas & Pugnaire, 2005; Barchuk *et al*., 2005; Maestre *et al*., 2009). Esto demuestra que a pesar de todo el esfuerzo experimental realizado, la compleja interacción entre el estrés y las relaciones entre plantas no está aún clara, siendo conveniente una mayor

profundización del conocimiento por medio de la investigación (Broker *et al.*, 2008).

La ecofisiología se presenta como una herramienta muy útil que permite incorporar información del estado general y de la respuesta de las plántulas, complementando la forma tradicional de evaluar el éxito de las reforestaciones basada principalmente en los porcentajes de supervivencia y el crecimiento (Villagrosa *et al.*, 2005). Entre las variables más frecuentemente utilizadas se encuentran el intercambio gaseoso, la eficiencia fotoquímica de la plántula, el flujo de savia o la arquitectura hidráulica (Vallejo *et al.*, 2003).

Los procesos de sucesión secundaria son básicos en la restauración de zonas degradadas, aunque son muy lentos y a menudo no culminan en una etapa madura, ya que las adversas condiciones que caracterizan a las zonas semiáridas (suelos pobres, déficit hídrico, altas insolaciones y temperaturas, herbivoría, etc) limitan el establecimiento de las especies arbóreas dominantes. Debido a esto puede ocurrir que las comunidades que se establecen de forma permanente sean características de las etapas intermedias sucesionales (Miranda *et al.*, 2004, Acácio *et al.*, 2007; Vanda *et al.*, 2007). En este contexto, la influencia a largo plazo del matorral colonizador no ha sido abordada, a pesar de la importancia que sus efectos tienen en la comprensión de la dinámica de la regeneración natural o artificial del bosque (Pugnaire *et al.*, 2001; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005).

En la actualidad dicha tendencia está cambiando y la influencia del matorral en el éxito de las reforestaciones está recibiendo cada vez más atención (Castro *et al.*, 2002; Maestre *et al.*, 2003; Cortina & Maestre, 2005; Pérez-Devesa *et al.*, 2008; Smit *et al.*, 2008).

PRÁCTICAS FORESTALES Y CONDICIONES EDAFO-CLIMÁTICAS

El establecimiento de plantaciones forestales requiere en su mayoría algún tipo de preparación del terreno, con el fin de facilitar el arraigo y posterior desarrollo de los brinzales. Numerosos estudios encuentran relación significativa entre la supervivencia y la intensidad de la preparación del suelo (Querejeta *et al*., 2001; Alloza, 2003; Barberá *et al*., 2005; Serrada *et al*., 2005; Navarro-Cerrillo *et al*., 2006).

La ruptura de niveles compactados o de roca facilita la infiltración del agua de lluvia y la penetración de las raíces a niveles más profundos, incrementando los procesos de movilización y mineralización de la materia orgánica del suelo y aumentando la capacidad de retención de agua, lo que mejorará la supervivencia de las plántulas en condiciones edafo-climáticas adversas. Pero no debemos olvidar que secundariamente estas actuaciones generan graves problemas sobre el sistema del suelo, por ejemplo altas tasas de erosión y severas alteraciones en su perfil (Navarro-Cerrillo *et al*., 2006).

Existe escasa evidencia científica sobre si una alta intensidad en los trabajos de preparación del terreno realmente mejora la capacidad de retención y la disponibilidad de agua para las plántulas, especialmente en profundidad. También son en gran parte desconocidos si los efectos positivos de aumento de la infiltración a corto plazo revierten a medio plazo, incrementando la tasa de erosión, lo que podría condicionar el éxito de la reforestación y limitar la sucesión secundaria (Merino *et al*., 1998; Edeso *et al*., 1999; García-Pérez, 1999).

Los efectos sobre la estructura del suelo provocados por los trabajos realizados en la preparación del terreno previos a la plantación juegan un

papel importante en la distribución espacial de la humedad, determinando la infiltración, la escorrentía y la evapotranspiración, especialmente durante la época vegetativa (Fu *et al*., 2004). En gran medida la supervivencia de las plántulas está condicionada por la primera estación seca, por lo que superar este periodo crítico para su establecimiento definitivo es prioritario en las reforestaciones (Smit *et al*, 2009).

La humedad del suelo es considerada uno de los factores físicos clave en la sucesión ecológica en el entorno mediterráneo ya que afecta a la producción primaria, la riqueza de especies y la génesis del suelo (Mooney *et al*., 1975; Sack *et al*., 2003; Castro *et al*., 2004, Whittaker *et al*., 2007). El modelo generado en 1997 por Holgrem muestra que los cambios en la disponibilidad de agua en el suelo puede cambiar el sentido de las interacciones desde la facilitación a la competencia y viceversa, por lo que el conocimiento de la distribución y disponibilidad de dicho recurso sobre todo en el periodo estival se convierte en objetivo clave a la hora de interpretar la supervivencia de las plántulas.

Aunque numerosos trabajos muestran los efectos facilitadores ejercidos por el matorral sobre la supervivencia de las plántulas, el impacto del matorral sobre la dinámica y distribución del agua edáfica disponible para las plántulas es en gran parte desconocido (Cubera & Moreno, 2007; Moreno & Rolo, 2011).

La erosión es un fenómeno natural de elevada complejidad que actúa a diversas escalas espacio/temporales. Es uno de los principales factores que contribuyen a la desertización, constituyendo uno de los principales problemas medioambientales a nivel mundial (Pimentel *et al*., 1995; García-Fayos, 2008). En el actual escenario de cambio climático, se prevé un aumento de las tasas de erosión del 10 al 30% con incremento de la aridez (Nearing *et al*, 2004).

La erosión hídrica, que es la pérdida de suelo generada por la acción de la lluvia y la escorrentía, constituye una de las causas más importantes de degradación del suelo en ambientes semiáridos (Cerdá, 1995; Porta *et al*., 2003, García-Fayos & Bochet, 2009). Los factores que la determinan son: la agresividad de las precipitaciones, la resistencia del suelo a la desagregación, la forma del relieve, los usos del suelo y las características de la vegetación (García-Fayos, 2008). Sus consecuencias son muy graves, ya que reduce la profundidad del suelo, la capacidad de retención de agua, el contenido de materia orgánica y nutrientes, limitando la capacidad del suelo para ser el soporte de la vegetación (Pimentel & Kounang, 1998).

La función reguladora del suelo es muy importante en climas como el mediterráneo en el que las precipitaciones no coinciden con la época de mayor demanda de agua por parte de las plantas, por lo que maximizar la infiltración minimizando la pérdida de agua por escorrentía se convierte en uno de los principales objetivos de cualquier trabajo de preparación del suelo. Cuando el agua fluye superficialmente y se concentra en los mismos sitios es probable que excave surcos que con el tiempo se transformarán en cárcavas, convirtiéndose la vegetación en un elemento clave a la hora de detener el avance de las estructuras erosivas (Gyssels *et al*., 2005; Vega *et al*., 2005; Gimeno-García *et al*., 2007).

Es de sobra conocido el papel que juegan las plantas en la protección del suelo, ajustándose la relación entre la cobertura vegetal y la tasa de erosión hídrica a una curva exponencial negativa con independencia del tipo de suelo, clima y comunidad vegetal (Gyssel *et al*., 2005). La presencia de la vegetación reduce la escorrentía protegiendo la capa superior del suelo que es donde se concentran las reservas de agua y nutrientes, aumentando por lo tanto la fertilidad y favoreciendo el establecimiento de nuevas plantas.

Los paisajes actuales, aunque estén modificados por el hombre, pueden reflejar la erosión que soportan en ese sistema climático concreto, por lo que la vegetación que observamos puede ser la clímax que ese suelo es capaz de soportar (García-Fayos, 2008). Dañar o eliminar esa vegetación incrementando la erosión puede ser irreversible ya que es probable que el suelo resultante sea inadecuado para que se desarrollen los procesos sucesionales, lo que aumentaría el riesgo de desertización (Geist & Lambin, 2004). Dada la facilidad que tiene el sistema para desestabilizarse y retroalimentarse negativamente debemos conocer las consecuencias de las actuaciones que se van a llevar a cabo sobre el suelo, por lo que el conocimiento previo de las interacciones entre todos los factores tanto físicos como biológicos involucrados debe ser adecuado y las medidas de corrección justificadas.

ALTERNATIVAS DE GESTIÓN

En los ambientes semiáridos mediterráneos el impacto generado sobre el suelo y sobre los matorrales por los trabajos forestales previos a la plantación de las especies arbóreas (generalmente pertenecientes al género *Quercus)* es muy acusado. Debido a que el agua es el factor clave que condiciona el éxito de las reforestaciones, estas actuaciones se justifican tradicionalmente con el incremento en la disponibilidad de agua edáfica para las plántulas provocado por el efecto sinérgico de la mejora en el régimen hidrológico del terreno y la eliminación de la competencia del matorral (Barberá *et al*., 2005; Navarro-Cerrillo *et al*., 2006).

Últimamente se ha generado mucha información sobre la prevalencia del efecto facilitador de la cobertura del matorral (Maestre *et al*., 2003; Castro *et al*., 2004; Gómez-Aparicio *et al*., 2004) y el efecto potenciador que su presencia ejerce sobre el establecimiento de las plántulas de encina (Smit *et al*., 2008;

Plieninger *et al*., 2010; Pulido *et al*, 2010), lo que sugiere su uso como nodriza de las plántulas de quercíneas en las reforestaciones.

Si la presencia del matorral incrementa el éxito de las reforestaciones, su mantenimiento supondría un menor impacto sobre el suelo y el paisaje al limitarse los fenómenos derivados del uso de maquinaria pesada (erosión, compactación, mezcla de horizontes, etc), lo que a su vez contendría los costes económicos.

Actualmente sabemos que varias interacciones que se establecen entre las plántulas y el matorral operan de forma simultánea y pueden variar de la facilitación a la competencia dependiendo de las condiciones abióticas y de las especies involucradas (Bertness & Callaway, 1994; Holgrem *et al*., 1997; Tielborger & Kadmon, 2000; Choler *et al*., 2001; Maestre *et al*., 2009).

En extensas zonas del sudoeste ibérico, la especie de matorral dominante en los procesos de sucesión secundaria es la jara pringosa, que muestra un marcado carácter competidor (Silva *et al*., 2002; Rivest *et al*., 2011a,b; Rolo & Moreno., 2011; Rolo *et al*., 2012), lo que parece comprometer su uso como nodriza de las plántulas de encina. Los trabajos previos realizados sobre la interacción específica entre *Cistus* y *Quercus*, confirman este efecto (Gómez-Aparicio *et al*., 2004; Pulido & Díaz, 2005; Acácio *et al*, 2007), aunque en un marco edafo-climático y una magnitud distinta, por lo que parece necesario completar la información disponible sobre las hipótesis de facilitación para su aplicación a gran escala en las reforestaciones. Esto nos permitirá plantear alternativas menos agresivas con el suelo y la vegetación a la hora de reforestar zonas degradadas, en las que la conservación del matorral al menos parcialmente constituya la base del esfuerzo restaurador.

OBJETIVOS

En este marco, el diseño experimental de nuestra investigación contempla dos escalas de trabajo, una extensiva donde se comparan los dos tratamientos de sustitución del ecualiptal (Moderado e Intenso), y otra intensiva a escala de parcela experimental donde se comparan cuatro hábitat experimentales: Matorral (Control), Intenso (Labrado), Desbrozado y Sombreado (Desbrozado + sombra artificial).

Este estudio se ha desarrollado en una zona de 850 ha del Parque Nacional de Monfragüe aprovechando la sustitución del eucaliptal por vegetación arbórea autóctona. En función de la pendiente y de la intensidad de los trabajos forestales realizados previos a la plantación de las especies arbóreas se han generado dos tipos de tratamiento del suelo: (1) Intenso: en las zonas de menor pendiente los eucaliptos se han arrancado con bulldozer, el suelo ha sido nivelado y posteriormente intensamente laboreado mediante maquinaria pesada y (2) Moderado: en las zonas de mayor pendiente los eucaliptos se han destoconado con retroexcavadora manteniéndose las terrazas preexistentes de la repoblación anterior.

El objetivo general de esta tesis es profundizar en el conocimiento científico sobre los efectos del matorral y de los trabajos de preparación del terreno aplicables a las reforestaciones en ambientes semiáridos mediterráneos. Complementariamente se obtiene información para suelos ocupados por eucaliptos que podrían condicionar de forma específica el funcionamiento de las reforestaciones con frondosas autóctonas (encinas y alcornoques), y para ambientes en las que el matorral serial dominante es la jara pringosa. Este tipo de restauración se va a aplicar a medio plazo en el conjunto de plantaciones de eucaliptos de la Comunidad Autónoma de Extremadura ya que el Plan

Forestal de la Junta de Extremadura pretende la transformación de casi la totalidad de los eucaliptales para el 2032 (CADRMAE, 2010).

Este objetivo general se desglosa en los siguientes objetivos específicos:

1) Evaluar los procesos de degradación del suelo originados por las plantaciones de eucaliptos y cuantificar el efecto que los trabajos forestales realizados en su eliminación han generado sobre las propiedades físico-químicas del suelo (Capítulos 3 y 4).

2) Cuantificar la pérdida de suelo tras la aplicación de los diferentes tipos de trabajos forestales y su influencia sobre el establecimiento de las plántulas y del matorral colonizador característico de los primeros estadios sucesionales (Capítulo 4).

3) Evaluar los efectos de la preparación del suelo en el estado hídrico del mismo, y relacionar la humedad edáfica con el estado funcional y superviviencia de las plántulas de encina (Capítulo 5).

4) Evaluar los efectos de la preparación del suelo en las condiciones microclimáticas (radiación, temperatura y humedad relativa del aire) y sus consecuencias sobre la actividad fisiológica y supervivencia de las plántulas (Capítulo 6).

5) Discriminar entre el efecto facilitador y competidor de la jara sobre las plántulas de encina en condiciones semiáridas, y determinar su uso potencial como planta nodriza protectora (Capítulo 7).

6) Valorar la influencia de la preparación Intensa del terreno frente a una preparación más Moderada sobre la supervivencia y la morfología de las plántulas (Capítulos 7 y 8).

7) Evaluar el éxito de la repoblación, identificando los mecanismos que operan en el proceso de sucesión natural después de la instalación de las plantas de *Quercus ilex* L. tras la eliminación de las plantaciones de eucaliptos (Capítulo 8).

BIBLIOGRAFÍA

Acácio, V., Holgrem, M., Jansen, P., Schrotter, O. 2007. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. Ecosystems 10: 1220-1230.

Acácio, V., Holgrem, M., Moreira, F., Mohren, G.M.J. 2010. Oak persistence in Mediterranean landscapes: the combined role of management, topography, and wildfires. Ecology and Society 15: 40. http://www.ecologyandsociety.org/vol15 iss/art40.

Alloza, J.A. 2003. Análisis de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. Desarrollo de criterios y procedimientos de evaluación. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. 301 pp.

Armas, C. & Pugnaire, F.I. 2005. Plant interactions govern population dynamics in a semi-arid plant community. Journal of Ecology 93: 978–989.

Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N. 2007. Restoring Natural Capital: definitions and rationale. pp: 3-8. In: Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N. (eds). Restoring Natural capital: science, business, and practice. Island Press, Washington D.C. 400 pp.

Bará, S., Riqueiro, A., Gil, M., Mansilla, P., Alonso, M. 1985. Efectos ecológicos del *Eucaliptus globulus* en Galicia: estudio comparativo con *Pinus pinaster* y *Quercus robur*. Monografías. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. España. 381 pp.

Barberá, G.G., Martínez-Fernández, F., Álvarez-Rogel, J., Albaladejo, J., Castillo, V. 2005. Short and intermediate-term effect of site and plant preparations techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. New Forest 29: 177-198.

Barchuk, A.H., Valiente-Banuet, A., Díaz, M.P. 2005. Effect of shrubs and seasonal variability of rainfall on the establishment of *Aspidosperma quebracho-blanco* in two edaphically contrasting environments. Austral Ecology 30: 695–705.

Bertness, M.D. & Callaway, R.M. 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology and Evolution 9: 191-193.

Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J-Y., Boeuf, G. 2010. Biodiversity Downs and Up. pp: 235-261. In: The Mediterranean region: Biological Diversity in Space and Time (2nd ed). Oxford University Press Inc. New York. 441 pp.

Brooker, R.W., Maestre, F.T., Callaway, R. M., Lortie, C.L., Cavieres, L.A., Kunstler, G., Liancourt, P., Tielborguer, K., Travis, J.M., Anthelme, F., Armas, C., Coll, L., Corcket, E., Delzon, S., Forey, E., Kikvidze, Z., Oloffson, J., Pugnaire, F., Quiroz, C., Saccone, P., Schiffers, K., Seifan, M., Touzard, B., Michalet, R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. Journal of Ecology 96: 18-34.

CADRMAE (Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía de Extremadura). 2003. Plan Forestal de Extremadura. Programas operativos. pp: 1-133. Extremanbiente.gobex.es/files/2008/Ordenación y Gestión Forestal/ Plan Forestal/PFE-Programas Operativos.pdf.

CADRMAE (Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía de Extremadura). 2010. Estado y evolución de los ecosistemas forestales extremeños. pp: 45-102. Propuesta del Plan Forestal revisado. Anexo Dispositivo I. Documento Resumen. Documentos de la 1ª Revisión del Plan Forestal de Extremadura. Junta de Extremadura. 267pp.

Callaway, R.M. 1992. Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. Ecology 73: 2118-2128.

Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. The Botanical Review 61: 306-349.

Callaway, R.M. & Davis, F.W. 1998. Recruitment of *Quercus agrifolia* in central California: the importance of shrub dominated patches. Journal of Vegetation. Science 9: 647-653.

Callaway, R.M., Nadkarni, M.M., Mahall, B.E. 1991. Facilitation and interference of *Quercus douglasii* on understorey productivity in central California. Ecology 72: 1484-1499.

Calvo de Anta, R. 1992. El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural. Universidad de Santiago de Compostela. 211 pp.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. Restoration Ecology 10: 297–305.

Castro, J., Zamora, R., Hodar, J.A., Gómez, J.M., Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a four years study. Restoration Ecology 10: 297-305.

Cerdá, A. 1995. Soil moisture regime under simulated rainfall in a three years abandoned field in Southeast Spain. Physic and Chemistry of the Earth 20: 271-279.

Choler, P., Michalet, R., Callaway, M.R. 2001. Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. Ecology 82: 3295-3308.

Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succesion in natural communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist 111: 1119-1141.

Cortina, J., Bellot, J., Vilagrosa, A., Caturla, N., Maestre, F.T., Rubio, E, Ortiz de Urbina, J.M., Bonnet, A. 2004. Restauración en semiárido. pp: 345-406. En: Vallejo, R.V. y Alloza, J.A. (eds). Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (C.E.A.M). 570 pp.

Cortina, J. & Maestre, F.T. 2005. Plant effects on soils in drylands. Implications for Community Dynamics and Ecosystems Restoration. pp: 85-118. In: Binkley, D., Menyailo, O. (eds). Tree Species Effects on Soils: Implications for Global Change, vol. 6. N.A.T.O. Science Series Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 358 pp.

Cortina, J. & Vallejo, V. R., 1999. Restoration of Mediterranean Ecosystems. pp: 479-490. In: Farina, A (ed). Perspectives in Ecology. Backhuys Publishers, Leiden. 502 pp.

Cubera, E. & Moreno, G. 2007. Effect of land use on soil water dynamic in dehesas of central-western Spain. Catena 71: 298-308.

Del Pozo, J.L. y Bermejo, J.M. 2004. Las repoblaciones con eucalipto en Extremadura. Foresta 27: 184-192.

Edeso, J. M., Merino, A., González, M. J., Marauri, P. 1999. Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from Northern Spain. Land Degradation and Development, 10: 79-88.

Fabiao, A., Madeira, M., Araujo, C. 1995. Development of root biomass in a *Eucalyptus globulus* plantation under different water and nutrient regimes. Plant Soil 168-169: 215-223.

FAO. 2002. Bibliografía anotada sobre los efectos ambientales, sociales y económicos de los eucaliptos (versión en español), Documentos de Trabajo: Plantaciones forestales. Documento de Trabajo FP/17S. Palmberg-Lerche, C. (septiembre de 2002). Servicio de Desarrollo de Recursos Forestales, Dirección de Recursos Forestales, FAO, Roma (*inédito*).

Fu, B.J., Liu, S.L., Ma, K.M., Zhu, Y.G. 2004. Relationships between soil characteristic, topography and plant diversity in a heterogeneus deciduous broad-leaved forest near Beijing, China. Plant and Soil 261: 47-54.

García-Fayos, P. 2008. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. pp: 311-333. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

García-Fayos, P. & Bochet, E. 2009. Indication of antagonist interaction between climate change and erosion on plant species richness and soil properties in semiarid Mediterranean ecosystems. Global Change Biology 15: 306-318.

García-Perez, J. D. 1999. Rhetoric and reality of reforestation methods for soil and water conservation in Guadalajara (Spain). Land Degradation and Development 10: 111–122.

Geist, H.J. & Lambin, E.F. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. BioScience 54: 817-829.

Ghazoul, J., Liston, K.A., Boyle, T.J.B. 1998. Disturbance-induced density-dependent seed set in *Shorea siamensis* (Dipterocarpaceae), a tropical forest tree. Journal of Ecology 86: 462-473.

Gimeno-García, E., Andreu, V., Rubio, J.L. 2007. Influence of vegetation recovery on water erosion at short and medium-term after experimental fires in Mediterranean shrublands. Catena 69: 150-160.

Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. Journal of Ecology 97: 1202-1214.

Gómez-Aparicio, L., Gómez, J.M., Zamora, R., Boettinger, J.L. 2005. Canopy vs. soil effects of shrub facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. Journal of Vegetation Science 16: 191–198.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. Ecological Applications 14: 1128–38.

Grove, O.T. & Rackham, O. 2001. Aspect of Human History. pp: 72-106. In: The nature of Mediterranean Europe: an ecological history. Yale University Press, London. 384 pp.

Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., Li, Y. 2005. Impact on plant roots on the resistance of soil to erosion by water. A review. Progress in Physical Geography 29: 198-217.

Holgrem, M., Scheffer, Huston, M.A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. Ecology 78: 1966-1975.

IPCC. 2007. Regional Climatic Proyections. pp: 847-941. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds.). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge and New York. pp. 996.

Jordano, P. 2001. Conectando la ecología reproductiva con el reclutamiento poblacional de plantas leñosas en ambientes mediterráneos. pp: 183-211. En: Zamora, R. y Pugnaire, F. (eds) Ecosistemas Mediterráneos, análisis funcional. Colección de Textos Universitarios 32. Servicio de Publicación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Asociación Española de Ecología Terrestre (C.S.I.C-A.E.E.T). Madrid. 480 pp.

Jordano, P., Zamora, R., Marañón, T., Arroyo, J. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. Ecosistemas 11: 83-92.

Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J. 2003. Positive, negative, and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. Ecology 84: 3186-3197.

Maestre, F.T., Callaway, R.M., Valladares, F., Lortie, C.J. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. Journal of Ecology 97: 199-205.

Maestre, F.T. & Cortina J. 2004. Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from a semi-arid steppe. Royal Society Biology Letters 271: 331–333.

Maestre, F.T., Valladares, F., Reynolds, J.F. 2005. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. Journal of Ecology 93: 748-757.

Merino, A., Edeso, J.M., González, M.J., Marauri, P. 1998. Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. Forest Ecology and Management 103: 235-246.

Michalet, R. 2006. Is facilitation in arid environments the results of direct or complex interactions?. New Phytologists 173: 3-6.

Miranda, J.D., Padilla, F.M., Pugnaire, F.I. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. Ecosistemas 13: 55-58.

Montoya, J.M. 1995. Aprovechamientos. pp: 83-102. En: El Eucalipto. Mundi-Prensa. Bilbao. 125 pp.

Mooney, H.A., Harrison, A.T., Morrow, P.A. 1975. Environmental limitations of photosynthesis on a California evergreen shrub. Oecologia 19: 293-301.

Moreno, G. & Rolo, V. 2011. Dinámica del uso del agua edáfica entre estratos vegetales en dehesas matorralizadas del Suroeste de la Península Ibérica. En: Estudios en la Zona no Saturada del Suelo 10: 53-58.

Myers, N., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.

Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo, A.D., Cortina, J. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. pp: 31-47. En: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Save, R. (Coord.). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 193 pp.

Nearing, M.A., Pruski, F.F., O'Neal, M.R. 2004. Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. Journal of Soil and Water Conservation 59: 43-50.

Pérez-Devesa, M., Cortina, J., Vilagrosa, A., Vallejo, R. 2008. Shrubland management to promote *Quercus suber* L. establishment. Forest Ecology and Management 255: 374-382.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Sphpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. Science 267: 1117–23.

Pimentel, D. & Kounang, N. 1998. Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. Ecosystems 1: 416-426.

Plieninger, T., Rolo, V., Moreno, G., 2010. Largue-Scale Patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber* and *Quercus pyren*aica Regeneration in Central-Western Spain. Ecosystems 13: 644-660.

Porta, J., López-Acebedo, M., Roquero De Laburu, C. 2003. Degradación de suelos por erosión hídrica: Conservación de suelos y aguas. pp: 669-699. En: Edafología para la agricultura y el medio ambiente. (3ª ed). Mundi Prensa. Madrid. 960 pp.

Pugnaire, F., Armas, C., Tirado, R. 2001. Balance de interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. pp: 213-235. En: Zamora, R., Pugnaire, F. (eds). Ecosistemas Mediterráneos, análisis funcional. Colección de Textos Universitarios 32. Servicio de Publicación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Asociación Española de Ecología Terrestre (C.S.I.C-A.E.E.T). Madrid. 480 pp.

Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J. 1996. Facilitation between higher plants in a semiarid environment. Ecology 77: 1420-1426.

Pulido, F.J. & Díaz, M. 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. Écoscience 12: 92-102.

Pulido, F.J., García, E., Obrador, J.J., Moreno G. 2010. Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes. Journal of Applied Ecology 47: 1272-1281.

Querejeta, J., Roldán, A., Albadalejo, J., Castillo, V. 2001. Soil water abailability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. Forest Ecology and Management 149: 115-128.

Rey-Benayas, J.M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedling after irrigation and artificial shading on Mediterranean setaside agricultural land. Annals of Forest Science 55: 801-807.

Rivest, D., Rolo, V., Lopez-Diaz, M.L., Moreno, G. 2011a. Shrub encroachment in Mediterranean silvopastoral systems: *Retama sphaerocarpa* and *Cistus ladanifer* induce contrasting effects on pasture and *Quercus ilex* production. Agriculture Ecosystems & Environment 141: 447-454.

Rivest, D., Rolo, V., Lopez-Diaz, M.L., Moreno, G. 2011b. Belowground competition for nutrients in shrub-encroached Mediterranean dehesas. Nutrient Cycling in Agroecosystems 90: 347-354.

Rolo, V., López-Díaz, M.L., Moreno, G. 2012. Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 93: 89-102.

Rolo, V. & Moreno, G. 2011. Shrub species affect distinctively the funcioning of scattered *Quercus ilex* trees in Mediterranean open woodlands. Forest Ecology and Management 261: 1750-1759.

Rolo, V., Plieninger, T., Moreno, G. 2012. Facilitation of holm oak recruitment though two contrasted shrub species in Mediterranean grazed woodlands: patterns and processes. Journal of Vegetation Science. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01458.x

Romane, F. & Terradas, J. 1992. The influence of summer and winter stress and water relationships on the distribution of *Quercus ilex* L. pp: 137-146. In: Romane, F., Terradas, J. (eds). *Quercus ilex* L. ecosystems: function, dynamics and management. Advances in vegetation science 13. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 384 pp.

Sack, L., Grubb, P., Marañón, T. 2003. The funcional morphology of juvenile plants tolerant of strong summer drought in shaded forest understories in southern Spain. Plant Ecology 1968: 139-163.

Schiller, G., Cohen, S., Ungar, E., Moshe, D.Y., Herr, N. 2007. Estimating water use of sclerophyllous species under East-Mediterranean climate: Tabor oak forest sap flow distribution and transpiration. Forest Ecology and Management 238: 147–155.

SER. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. Tucson, Arizona. http://www.ser.org.

Serrada, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Pemán, J. 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 14: 462-481.

Silva, S.S., Rego, F.C., Martins-Louçao, M.A. 2002. Belowground traits of mediterranean woody plants in a Portuguese shrubland. Ecologia mediterranea 28: 5-13.

Smit, C., den Ouden, J., Díaz, M. 2008. Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. Journal of Vegetation Science 19: 193-200.

Smit, C., Díaz, M., Jansen, P. 2009. Establisment limitation of Holm oak (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) in a Mediterranean savvana-forest ecosystem. Annals of Forest Science 66: 511-517.

Tenhunem, J.D., Lange, O.L., Harley, P.C., Beyschlag, W., Meyer, A. 1985. Limitation elve to water stress on leaf net photosynthesis of *Quercus coccifera* in the Portuguese evergreen shrub. Oecologia 67: 23-30.

Tielborger, K. & Kadmon, R. 2000. Temporal environmental variation tips the balance between facilitation and interference in desert plants. Ecology 81: 1544-1553.

Traveset, A., Gulias, J., Riera, N., Mus, M. 2003. Transition probabilities from pollination to establishment in a radioecious shrub species (*Rhamnus ludovici-salvatoris*) in two habitats. Journal of Ecology 91: 427-437.

Vallejo, R. 2005. Restoring Mediterranean Forest. pp: 313-319. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds). Forest Restoration in Landscapes. Springer. New York. 427 pp.

Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J.P., Alloza, J.A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de especies leñosas autóctonas en la restauración forestal. pp: 11-42. En: Rey, J.M., Espigares, T., Nicolau, J.M. (eds). Restauración de ecosistemas mediterráneos. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares. 272 pp.

Vega, J.A., Fernández, C., Fonturbel, T., 2005. Throughfall, runoff and soil erosion alter prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). Land Degradation and Development 16: 37–51.

Vilagrosa, A., Cortina, J., Rubio, E., Trubat, R., Chirino, E., Gil-Pellegrín, E., Vallejo, V.R. 2005. El papel de la ecofisiología en la restauración forestal de ecosistemas mediterráneos. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 14: 446-461.

Whittaker, R.J., Nogués-Bravo, D., Araújo, M.B. 2007. Geographic gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins *et al*. (2003) using European data for five taxa. Global Ecology and Biogeography 16: 76-89.

Zamora, R. 2002. La restauración ecológica, una asignatura pendiente. Ecosistemas 11: 19-22.

Zamora, R., Castro, J., Gómez, J.M., García, D., Hódar, J.A., Gómez, L., Baraza, E. 2001. Papel de los matorrales en la regeneración forestal en ambientes mediterráneos: aplicaciones para la restauración. Quercus 187: 40-47.

Zavala, M.A. 2004. Integration of drought tolerance mechanisms in Mediterranean sclerophylls: a functional interpretation of leaf gas exchange simulators. Ecological Modelling 176: 211–226.

Zavala, M.A., Zamora, R., Pulido, F., Blanco, A., Invert, J., Marañón, T., Castillo, F.J., Valladares, F. 2008. Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque Mediterráneo. pp: 511-532. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 589 pp.

La tierra alrededor era pelada y árida, aunque en otra época, decía Thorin, había sido hermosa y verde. Había poca hierba, y al cabo de un rato desaparecieron los árboles y los arbustos, y de los que habían muerto mucho tiempo atrás, sólo quedaban unos tocones rotos y ennegrecidos. Habían llegado a la desolación del Dragón y a los últimos días del año.

J.R.R Tolkien. El hobbit.

Área de estudio y especies vegetales estudiadas

2

ÍNDICE

Área de estudio 33

Encuadre geográfico. Figuras de protección 33

Caracterización geológica 34

Caracterización edáfica 35

Caracterización climática 36

Parcelas de estudio y actuaciones 40

Descripción de los sitios experimentales 41

Especies vegetales de estudio 45

Quercus ilex L. 46

Matorrales y arbustos esclerófilos 47

Eucalyptus 50

Bibliografía 51

ÁREA DE ESTUDIO

Encuadre geográfico. Figuras de protección

El Parque Nacional de Monfragüe se localiza en la provincia de Cáceres, en el centro del triángulo formado por Navalmoral de la Mata, Plasencia y Trujillo. Ocupa una superficie de 18.396 hectáreas, afectando a los términos municipales de Torrejón el Rubio, Serrejón, Toril, Casas de Miravete, Jaraicejo, Malpartida de Plasencia y Serradilla. Su altitud oscila desde 218 a 773 m.s.n.m. (Pico de Miravete), aunque en su mayor parte se encuentra por debajo de los 600 m.s.n.m., mostrando un relieve relativamente suave de sierras paralelas, entre las que discurren el Tajo y el Tiétar.

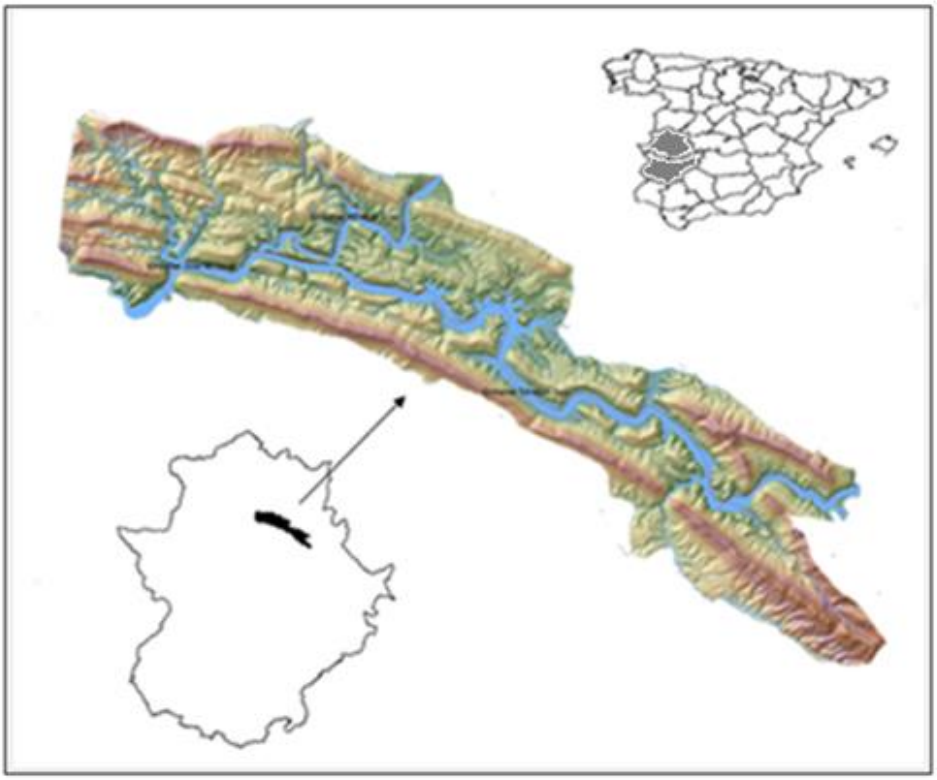


Figura 2.1. Mapa de localización y Modelo digital del relieve del Parque Nacional de Monfragüe.

En 1979 fue declarado Parque Natural (Real Decreto 1927/1979 de 4 de abril) y en 2007 Parque Nacional (ley 1/2007 de 2 de marzo). Ostenta a su vez la categoría de Zona de Especial Protección para las aves (ZEPA), Reserva de la Biosfera de la UNESCO, Lugar de interés comunitario (LIC), y Zona de Especial Conservación (ZEC) de la Junta de Extremadura. En 2010 representaba el 1.5% de la superficie total protegida en Extremadura.

Caracterización geológica

Los límites del Parque Nacional de Monfragüe coinciden casi por completo con los de una estructura geológica de tipo sinforme que verge hacia el norte enmarcada en la Zona Centroibérica del Macizo Hespérico. La presencia de rocas con diferente resistencia a la erosión ha generado un relieve de tipo apalachense en el que se alternan las crestas cuarcíticas y los valles intermedios situados sobre los niveles de pizarras, originándose una orografía de sierras alineadas con orientación Noroeste-Suroeste en las que se encajan los ríos Tajo y Tiétar (Figura 2.1). Los materiales que afloran a lo largo de toda la estructura y conforman el armazón rocoso principal son de edad Paleozoica. Su edad comprende desde el Ordovícico (500-435 M.a) al Silúrico (435-410 M.a) (Gumiel *et al.*, 2000).

Estas rocas, se encuentran deformadas por la compresión originada por la orogenia Hercínica (Carbonífero Inferior 315 M.a) y secundariamente por la orogenia Alpina que ha originado fallas de dirección NE-SO y NO-SE. Los materiales más recientes (ligeramente afectados por la orogenia Alpina) depositados discordantemente respecto a los Paleozoicos, son depósitos del Terciario y Cuaternario (arenas, gravas, arcillas y cantos) que se corresponden con los materiales de cobertera que rellenan principalmente las depresiones de los ríos Tajo y Tiétar y secundariamente se sitúan sobre

las laderas de los crestones cuarcíticos (Gumiel *et al.*, 2000). La historia geológica del Parque y su geomorfología ha condicionado que la mayor parte de los suelos se hayan desarrollado sobre coluviones de cuarcita.

Caracterización edáfica

Los suelos más comunes del área estudiada, silíceos en su mayoría debido al material geológico subyacente, son suelos de profundidad media o escasa (< 1 m) (Baltanás, 1991), poco evolucionados o indiferenciados de los siguientes tipos: Acrisoles, fundamentalmente del tipo cromi-epiléptico, Luvisoles del tipo distri–rodi-epiléptico y Leptosoles de los tipos lítico y distri-hiperesquelético. Finalmente aparecen otros tipos de suelos, a modo de inclusiones difícilmente cartografiables, como son los Leptosoles dístricos, Cambisoles esquel-epilépticos y Umbrisoles endolépticos (García y López, 2002).

En las cumbres cuarcíticas y en las zonas de mayor pendiente aparecen los Leptosoles líticos intercalados con afloramientos rocosos. Son suelos poco evolucionados y poco profundos debido a la erosión y a la acción del hombre. Esta situación se mantiene mientras la pendiente es muy fuerte y de tipo convexo; a medida que ésta disminuye y al tiempo que la pizarra va apareciendo sobre la cuarcita aparecen los Leptosoles dístricos. En los cambios de la pendiente a formas cóncavas se favorece la estabilización del suelo y aparecen los Acrisoles, que son suelos moderadamente evolucionados y profundos, inicialmente los esquel-epiléptico y más abajo, los cromi-epiléptico.

En la zona central del Parque, donde la cuarcita se hace más escasa, disminuye la pendiente y por lo tanto el riesgo de erosión, aparece una estrecha franja de Luvisoles ditri–rodi-epiléptico, que en cualquier caso aparece muy mezclados con los Acrisoles donde la cuarcita incrementa su presencia, y con Leptosoles cuando el relieve se hace más abrupto.

Caracterización climática

El régimen climático de Monfragüe es típicamente mediterráneo, caracterizado por inviernos relativamente lluviosos y fríos y una época estival con altas temperaturas y escasas precipitaciones, lo que origina al menos dos meses áridos en los que P < 2T, siendo P la precipitación mensual y T la temperatura media mensual expresada en grados centígrados (Gaussen, 1954). Durante la serie histórica (1965-2008) el periodo árido fue de cuatro meses (junio-septiembre), mientras que durante el periodo de estudio principal (2001-2004) el periodo árido fue de tres meses (junio-agosto).

Su posición en la zona central de la Península Ibérica genera una suave influencia continental en la que el índice de continentalidad (Ic) es de 19.3 ºC, lo que lo caracteriza como subtipo semicontiental [Ic < 17-21]) (Rivas-Martínez, 1987). Esta influencia continental ha sido también detectada en el observatorio de Malpartida de Plasencia en la serie 1976-2005 (Venegas *et al*., 2008).

El piso bioclimático en el que encuadramos la zona de estudio es mesomediterráneo subhúmedo (It = 340, precipitación promedio 753 ± 28 mm) (Rivas Martínez & Loidi, 1999), aunque el valor obtenido en el índice de termicidad lo aproxima a la frontera del termomediterráneo, generándose tres meses áridos: junio, julio y agosto.

La tendencia hacia el incremento reciente de la aridez en la cuenca mediterránea se confirma en Monfragüe, observándose que las precipitaciones anuales tienden a decrecer ($r = -0.24$, $p = 0.114$), mientras que las temperaturas medias anuales muestran una tendencia ascendente ($r = 0.47$, $p = 0.001$) (Figura 2.2). Esta tendencia es también consistente en las temperaturas máximas y mínimas absoluta mensuales ($r = 0.06$, $p = 0.672$ y $r = 0.66$, $p < 0.001$, respectivamente), en la temperatura media mensual de las temperaturas máximas diarias ($r = 0.09$, $p = 0.547$) y en la temperatura media mensual de las temperaturas mínimas diarias ($r = 0.70$, $p < 0.001$). (Serie histórica 1965-2008, observatorio de Serradilla: altitud 410 m, longitud 60º 27´ 2´´ y latitud 39º 49´ 50´´, situado a 9 Km de la zona de estudio). Los patrones interanuales de lluvia y temperatura no estuvieron correlacionados ($r_s = -0.03$, $p = 0.86$, $n = 43$ años) en este periodo.

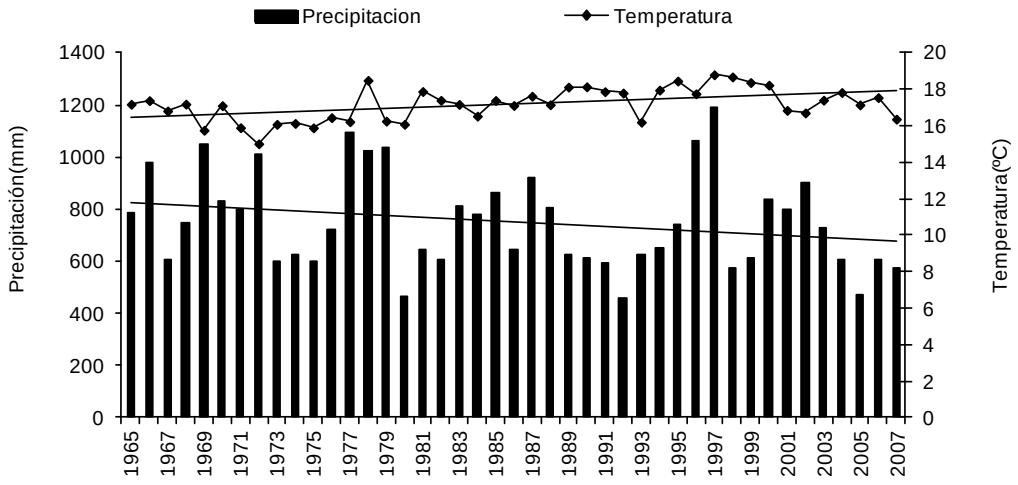


Figura 2.2. Patrón climático interanual para el periodo 1965-2008.

La precipitación promedio recogida en el observatorio de Serradilla durante la serie histórica 1965-2008 fue de 753 ± 28 mm, siendo 1997 el más húmedo de la serie y 1992 el más seco. En este periodo la lluvia se acumula principalmente en otoño (40%), invierno (32%), y primavera (20%). El verano

es la estación seca (8%), con un promedio de 57 ± 8.0 mm desde julio a septiembre.

Para la búsqueda de patrones temporales se ha utilizado el Modelo Autoregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA), que utiliza variaciones y regresiones de datos estadísticos con el fin de encontrar patrones para una predicción hacia el futuro (StatSoft, 2007). En la modelización de las precipitaciones del periodo 1965-2008 mediante ARIMA se detecta significación tanto en la tendencia a la disminución de las lluvias ($t = 52.4$, $p < 0.01$) como en la estacionalidad de éstas ($t = 24.4$, $p < 0.01$), mostrándonos el análisis espectral de Fourier una periodicidad de seis años en las precipitaciones (StatSoft, 2007).

Debido a la variabilidad interanual que caracteriza al clima mediterráneo es conveniente conocer si nuestro periodo de estudio intensivo (2001-2004) muestra diferencias respecto a la serie histórica. Durante esos cuatro años la precipitación promedio recogida fue 759 ± 95 mm y el patrón de lluvia recogida estacionalmente mostró una tendencia similar a la observada en la serie histórica (Figura 2.3), aunque en este intervalo el invierno es la estación que más lluvias recibe (41%), seguido del otoño (38%) y de la primavera (13%), mientras que el verano supone el (8%) del total. El promedio de lluvias recogidas desde julio a septiembre esos cuatro años fue de 63 ± 10 mm, lo que representa un ligero incremento respecto al periodo histórico.

Respecto al registro de las temperaturas durante 1965-2008, la media fue de 17.0 ± 0.3 ºC, mientras que la media de las mínimas diarias del mes más frío (enero) fue 4.1 ± 0.2 ºC, y la media de las máximas diarias en el mes más cálido (julio) fue 35.1 ± 0.3 ºC. Durante el periodo 2001-2004 la media anual

de temperatura fue 17.2 ± 0.6 ºC, mientras que la media de las mínimas diarias en enero fue 5.2 ± 0.4 ºC, y la media de las máximas diarias en el mes de julio fue 34.2 ± 1.7 ºC. En la modelización de la serie histórica mediante ARIMA se detecta significación tanto en la tendencia al aumento de las temperaturas medias mensuales ($t = 17.49$, $p < 0.01$) como en la estacionalidad de éstas ($t = 16.23$, $p < 0.01$), observándose que las temperaturas muestran una periodicidad de 12 años en el análisis espectral de Fourier.

Estos resultados muestran que el comportamiento del clima durante el periodo de estudio intensivo no representa ninguna anomalía respecto de los valores promedio tanto de temperatura como de precipitación del registro histórico.

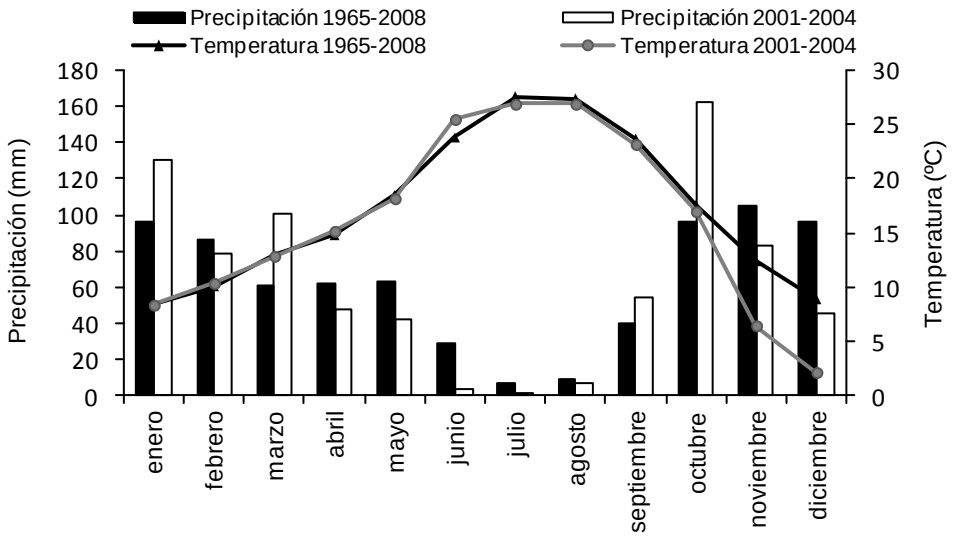


Figura 2.3. Curvas mensuales de precipitación y temperatura en la serie histórica (1965-2008) y en el periodo de estudio intensivo (2001-2004).

Parcelas de estudio y actuaciones

El área de estudio comprende 852 ha, dentro de la finca "Baldíos de Lugar Nuevo", en las cercanías de Villarreal de San Carlos, perteneciente al término municipal de Serradilla. Se trata de una finca de titularidad pública que cuenta con una larga historia de alteraciones en la vegetación original que se pueden resumir en: (1) uso tradicional de tipo agrosilvopastoral con pastoreo de cabras, cultivos de cereal de ciclo largo y aprovechamientos forestales a base de rozas, incendios y podas periódicas, (2) repoblaciones con *Pinus pinaster* Aiton. a mediados del siglo XX e incendios reiterados y (3) repoblaciones con *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. durante los años setenta, realizadas sobre terrazas con maquinaria pesada.

De la información disponible sobre la vegetación anterior a las repoblaciones, así como de la inspección de las fotografías aéreas disponibles para esa época (vuelo de 1956), se deduce que la vegetación de la zona era un matorral procedente de la degradación de los encinares originales, suponiéndose que por la pobreza del suelo éstos sería muy poco densos y se concentrarían en enclaves fértiles. Como resultado de las tres primeras alteraciones, el paisaje vegetal de la zona estaba dominado por las plantaciones de eucaliptos, entre las que persistían escasos rodales de pinos y bajo las cuales se instalaba un matorral de degradación.

El estado sucesional y la fisonomía de estas masas arbustivas dependía de las condiciones topográficas y edáficas, así como de la interacción con las masas arbóreas. Así en suelos pobres de solana predominaban matorrales heliófilos de *Lavandula stoechas* L., *Cistus ladanifer* L., *Cistus salvifolius* L. y *Rosmarinus officinalis* L., entre otras. En umbrías y vaguadas aumentaba la frecuencia de elementos florísticos del matorral noble como

Arbustus unedo L. y *Phillyrea angustifolia* L. (Belmonte, 1986; Patón *et al.*, 1998). Las especies arbóreas autóctonas quedaban restringidas a sectores localizados no accesibles a las repoblaciones o a rodales de regeneración surgidos con posterioridad.

En el proceso de implantación del eucalipto se realizaron trabajos forestales que aterrazaron la zona. Posteriormente, durante la eliminación del eucaliptal y la reforestación con vegetación autóctona en 2000 se han generado dos escenarios edáficos: uno con laboreo más intensivo sobre las zonas de menor pendiente en el que se eliminaron las terrazas (tratamiento Intenso) y otro más moderado en el que se conservan las terrazas preexistentes en las zonas de mayor pendiente (tratamiento Moderado) (Tabla 2.1).

Descripción de los sitios experimentales

Los trabajos forestales realizados para la implantación y en la eliminación de los eucaliptos y en la posterior reforestación con vegetación autóctona no han supuesto ninguna novedad respecto a los utilizados habitualmente en este tipo de actuaciones (Tabla 2.1).

En este marco, el diseño experimental de nuestra investigación contempla dos escalas de trabajo: (1) *Intensiva,* en la que se evalúa la respuesta ecofisiológica y demográfica de tres cohortes de plántulas de encina frente a distintos tipos de manipulación de la vegetación arbustiva y (2) *Extensiva,* en la que se realiza un seguimiento de la evolución de la reforestación tanto a nivel de la vegetación como edáfico en función de los dos manejos de suelo generados por la diferente intensidad de los trabajos forestales aplicados en la eliminación de los eucaliptos.

Tabla 2.1. Cuadro resumen de los trabajos forestales acometidos en el Parque Nacional de Monfragüe durante la eliminación del eucaliptal y la posterior reforestación con plántulas de árboles y arbustos autóctonos.

	Intenso	Moderado
Eliminación de la cubierta arbórea de eucaliptos	Empleo de bulldozer donde la pendiente (moderada) permita eliminar las terrazas.	Empleo de retroexcavadora conservando las terrazas (zonas de pendiente acusada).
Amontonado de eucaliptos	Un bulldozer provisto de fleco los amontona en zonas puntuales.	La retroexcavadora realiza el amontonado de forma simultánea a su eliminación.
Rotura de bancales	El bulldozer degrada los perfiles de las terrazas donde la pendiente lo permite.	Los bancales se mantienen.
Preparación del terreno	1. Pase de grada pesada de más de 5000 Kg arrastrada por un tractor oruga tipo CAT D-7 de más de 150 cv de manera que en una primera pasada se elimine la vegetación existente, incorporando los residuos al suelo y de esta forma aumentando su fertilidad.	
	2. Subsolado: para realizarlo se cambia el apero del bulldozer, realizando el subsolado lineal con dos rejones y 5 metros entre pasadas (2.000 m.l./ha). En algunos casos se planeó la construcción de terrazas antierosión: por cada diez terrazas destruidas se deja una donde la pendiente lo requiera. Se realiza utilizando los brotes de los eucaliptos y los tocones debidamente tratados con glifosato al 36 %.	Subsolado: realizando el subsolado lineal con 1 rejón por el centro de las terrazas preexistentes.
Vegetación preexistente	Se respeta la vegetación existente en aquellas zonas que la pendiente sea alta o donde el regenerado del monte dé muestras de recuperación.	
Siembra	Una vez preparado el terreno y con el tempero adecuado, se procede a la siembra de: - Centeno (150 kg/ha) - Avena (30 kg/ha) - Bellota de alcornoque (8 kg/ha) - Bellota de encina (8 kg/ha)	No se realiza siembra de cereal ni de bellota.

Ambas fases se desarrollaron simultáneamente durante el periodo 2001-2004 en dos tipos distintos de parcelas que se distribuyeron al azar por las localizaciones que cumplían los requisitos para su instalación: en el caso de las intensivas, zonas de matorral inalterado y en el caso de las extensivas, zonas en las que los dos tipos de tratamientos selvícolas estaban contiguos (Figura 2.4).

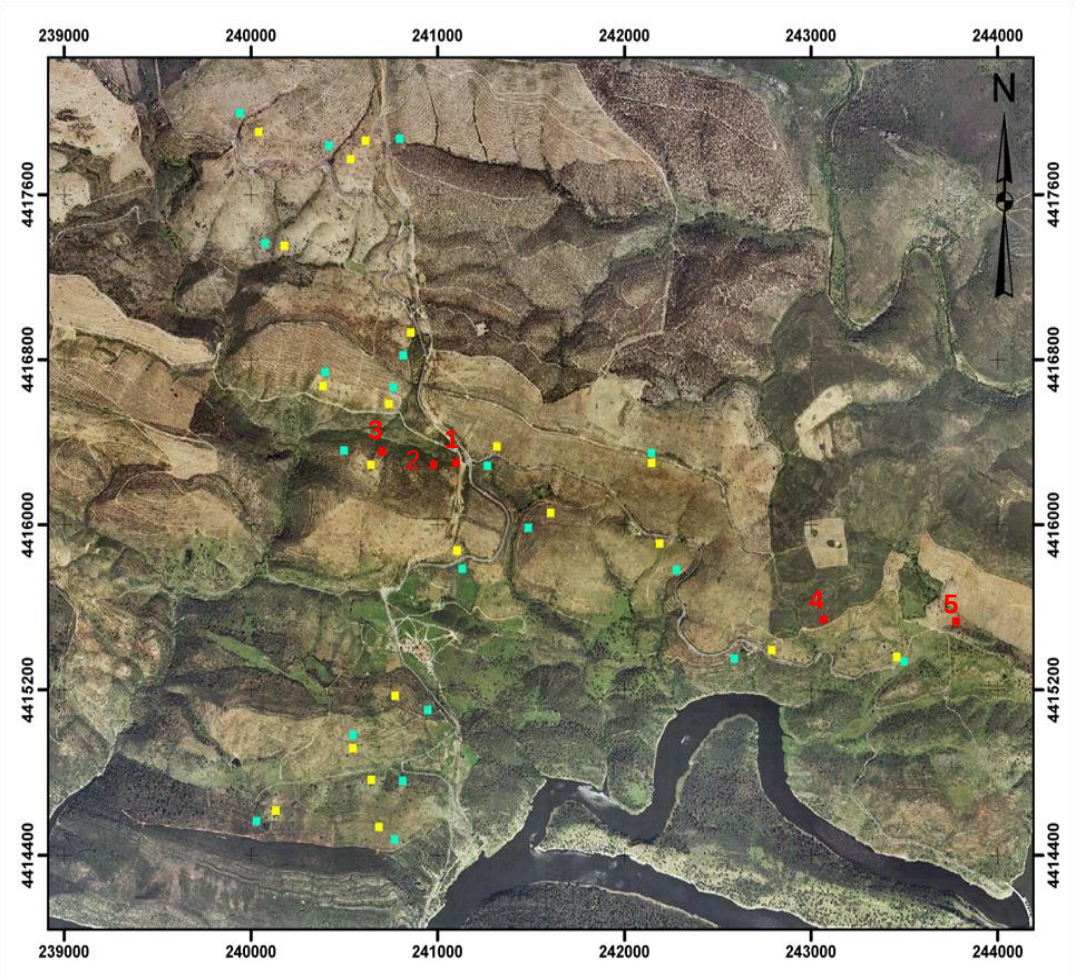


Figura 2.4. Localización de las parcelas experimentales. Las cinco parcelas intensivas están numeradas y señalizadas en rojo, mientras que las veinte parcelas extensivas están representadas por pares de puntos amarillos (tratamiento del suelo Intenso) y azules (tratamiento del suelo Moderado).

A continuación se describen los dos tipos de parcelas del estudio:

Parcelas de estudio intensivo: cinco parcelas de 30 x 30 m, situadas en zonas de contacto del matorral, no afectadas por los trabajos selvícolas, y zonas de actuación selvícola intensa. Las parcelas eran valladas con malla cinegética para evitar la interferencia de los ungulados silvestres. Las parcelas se subdividieron en cuatro tratamientos experimentales: (*1*) *Control* = *Matorral* (matorral intacto): en él aparecen matorrales característicos de las primeras etapas de sustitución del bosque mediterráneo siendo la especie dominante *Cistus ladanifer*, (2) *Desbrozado*: matorral eliminado mediante desbroce manual, (*3*) *Sombreado*: matorral eliminado mediante desbroce al que se añade una malla de sombreo, simulando la sombra generada por la copa, pero sin que la vegetación consuma los recursos hídricos del suelo y (*4*) *Intenso* = *Labrado*: matorral arrancado más laboreo en profundidad del suelo mediante subsolado. Con este diseño se pretende aislar y comprender los factores eco-fisiológicos involucrados en la supervivencia de las plántulas de encina (Figura 2.5).

Parcelas de estudio extensivo: 40 parcelas (20 de Intenso y 20 de Moderado situadas de forma apareada). Durante el periodo de estudio se monitorizó la supervivencia de una cohorte de 4000 plántulas, se realizó un seguimiento de la regeneración natural tanto del matorral como de las quercíneas, se analizaron los efectos del laboreo y su influencia en las propiedades físico-químicas de los suelos y se evaluó la respuesta frente a la erosión de los dos tratamientos de suelo Intenso y Moderado (Figura 2.5).

Con este diseño se intenta valorar si existen formas alternativas de reforestar en las que los trabajos realizados sobre el suelo y la vegetación preexistente sean menos intensos que los utilizados habitualmente.

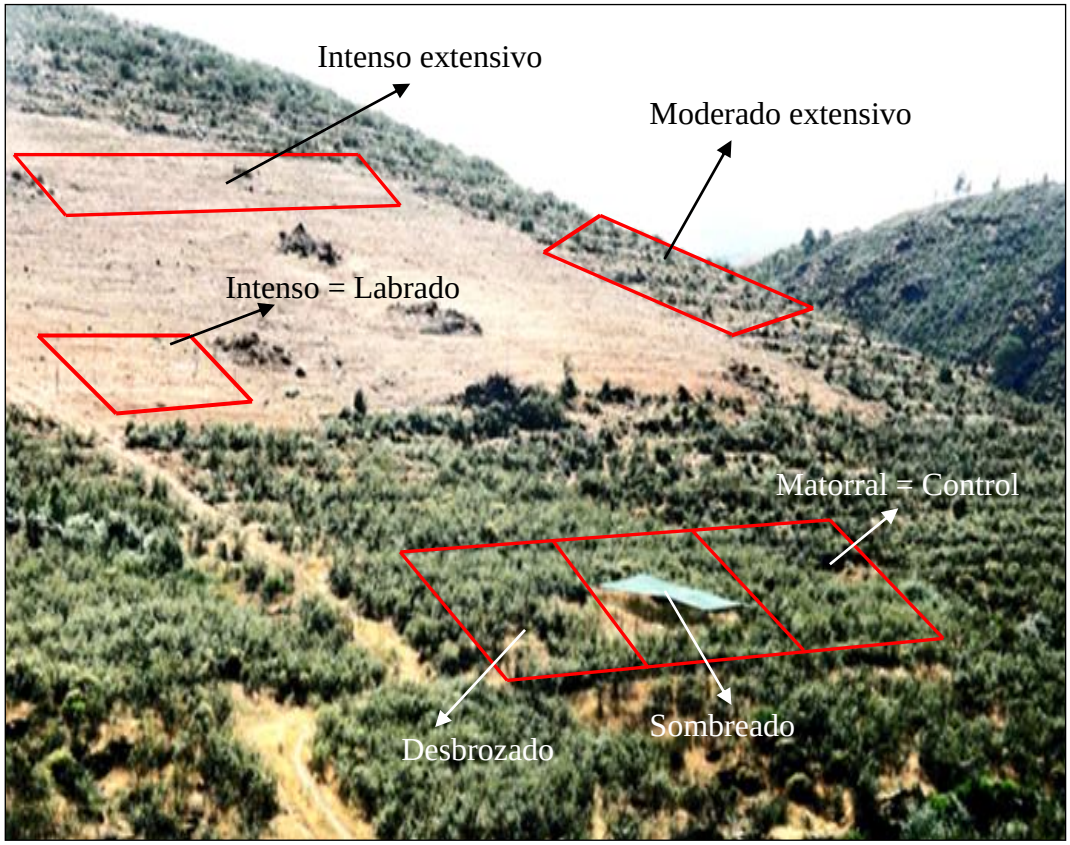


Figura 2.5. Ejemplos de parcela de estudio intensivo [tratamientos: Intenso (Labrado), Desbrozado, Sombreado y Matorral (Control)] y parcela de estudio extensivo (tratamientos: Moderado e Intenso).

Especies vegetales de estudio

Uno de los aspectos más importante de este estudio es comprender los mecanismos que operan en el proceso de sucesión natural después de la eliminación de los eucaliptos, y evaluar la influencia del matorral sobre la plantación de encinas, los propágulos naturales y el suelo. Casi siempre en España se repuebla sobre matorrales heliófitos y pirófitos (Serrada *et al.*, 2005), por lo que la interacción entre las plántulas de encina y las jaras es muy frecuente en la mayor parte de las reforestaciones que se llevan a cabo en el sudoeste ibérico.

La relevancia de ambas especies es evidente ya que la encina es un elemento estructural del monte mediterráneo (Rey-Benayas y Camacho, 2004), siendo la especie más utilizada en las repoblaciones forestales en Extremadura (43% de la superficie total reforestada durante las dos últimas décadas). Los jarales constituyen el 28% del total de las agrupaciones de matorrales puros de la región, cubriendo el 1.7% de la superficie forestal total (45.817.5 ha). A esta superficie hay que añadir las 32.928 ha ocupadas por los pastizales arbolados con matorral y los pastizales desarbolados en los que la jara es el matorral dominante, las 90.000 ha de jarales como formación arbustiva predominante en las subformación "matorrales claros" y las dehesas aclaradas en las que la jara está presente (dato no disponible). La superficie total aproximada puede superar con creces las 200.000 ha lo que supone aproximadamente el 6% de la supeficie forestal total (CADRMAE, 2010).

Quercus ilex L.

La encina (*Quercus ilex* L.) es una de las especies forestales más representativas en la cuenca mediterránea (Bruno *et al.*, 2006). Junto con los alcornoques, son los árboles más característicos de la Península Ibérica seca, con un área potencial estimada de 300.000 km^2 de los que se conserva aproximadamente un 10% (Blanco *et al.*, 1997). Es la especie arbórea que predomina en la región, constituyendo los encinares el 68% de la superficie forestal arbolada total (MMARM, 2006).

En Monfragüe la comunidad vegetal arbórea predominante es el encinar *Pyro-Quercetum rotundifoliae*, seguida del alcornocal *Sanguisorbo-Quercetum suberis* (Venegas *et al.*, 2008).

La encina es un árbol de tamaño pequeño a mediano (3 a 27 m de alto, normalmente de 5 a 10 m), de copa ovoide o redondeada y de hojas enteras a dentadas o serradas de un verde oscuro y apagado por el haz y ceniciento-tomentosas por el envés, dispuestas de forma alterna, que persisten de dos a cuatro años en el árbol (Castroviejo *et al.*, 1990). Crece en suelos generalmente pobres con gran variabilidad de características físico-químicas. Presenta flores imperfectas, con un solo sexo, ordenándose las masculinas en amentos amarillos de 3-8 cm que aparecen en la base de los brotes y las femeninas con 1 a 8 flores que aparecen en el extremo distal de los mismos, siendo por tanto monoica, concentrándose la floración entre marzo y abril, y siendo polinizadas por el viento (Kaul, 1985). Una vez fertilizadas, las flores femeninas dan lugar a una bellota. La dispersión de la bellota es zoócora, germinando de diciembre a febrero y emergiendo las plántulas entre marzo y junio (Pulido & Díaz, 2005). Muestra características esclerófilas, lo que la permite resistir el déficit hídrico y la ausencia de un periodo claramente favorable generado por el estrés climático múltiple característico del clima mediterráneo (Terradas, 1999).

Matorrales y arbustos esclerófilos

En general los matorrales se asocian a procesos de regresión que la vegetación arbórea sufre como consecuencia de las actividades humanas (roturaciones, sobrepastoreo y fuego). Esta situación favorece que los matorrales más abundantes en la región sean los jarales, que presentan un marcado carácter colonizador debido a que aúnan características heliófilas, xerófilas y pirófitas (Pérez *et al.*, 2004). En Monfragüe la familia *Cistaceae* está especialmente bien representada con 23 taxones, (1.6% de los taxones totales), de los cuales 8 especies pertenecen al género *Cistus* (Venegas *et al.*, 2008).

Los jarales se estructuran formando una cubierta densa, que en la mayoría de los casos no permite el desarrollo de la vegetación herbácea en estratos más inferiores (Rivest *et al.*, 2011), por lo que estas comunidades pueden dominar por completo extensas superficies de los encinares degradados secos luso-extremadurenses.

Dentro de este tipo de vegetación domina la jara pringosa (*Cistus ladanifer)*, un arbusto con leño duro y corteza pegajosa de 0,5 m hasta 4 m de altura, perteneciente a la familia *Cistaceae*. Este taxón se caracteriza por poseer hojas sésiles o cortamente pecioladas, opuestas, enteras, lanceoladas, coriáceas de margen revoluto, largas (4-11) cm y estrechas (6-21) mm y en las que el haz con los nervios es apenas visible. Las ramillas y hojas en general se encuentran impregnadas de ládano, una sustancia aromática que les da aspecto brillante y tacto pegajoso. Las flores son muy grandes, de hasta 8 cm de diámetro, solitarias, terminales y muy vistosas, con cinco o más pétalos de color blanco que pueden presentar una mancha púrpura en la base (*var. maculatus*) o no (*var. albiflorus*) (Franco, 1984) y tres sépalos verdosos. Los estambres son numerosos, desiguales más largos que el pistilo, amarillos. El fruto es una cápsula oval-oblonga o suboblonga dividida en (6-12) valvas, repletos de pequeñas semillas globoso-poliédricas, menores de 1 mm, con 18 cromosomas (Castroviejo, *et al.*, 2005).

Las jaras son el prototipo de especie pionera que se asocia a etapas tempranas en la sucesión ecológica. Su sistema radicular somero y su resistencia al estrés hídrico le permite explotar intensivamente los recursos edáficos en periodos favorables y soportar la sequía estival (Rolo & Moreno, 2012). Prefiere los sustratos ácidos y es capaz de adaptarse a un rango climático amplio. Se les ha considerado pirófitos, aunque actualmente se les considera oportunistas que ocupan terrenos degradados

pobres en nutrientes en los que escasean los competidores (Alias, 2006). Producen un elevado número de semillas por carpelo, con bajos porcentajes de germinación, que presentan dormancia de duración variable condicionada por la presencia de una cubierta dura e impermeable que se rompe tanto por efectos físicos como térmicos.

El pequeño tamaño de las semillas facilita su penetración en el suelo pero condiciona la presencia de sustancias de reserva, lo que les impide prosperar donde falta la luz. Debido a la alta densidad de plántulas germinadas tras una perturbación, se genera una gran competencia, lo que origina una dinámica de apertura de claros debido a la muerte de algún individuo, que pueden ser ocupados por otras especies pioneras o por otras jaras (Pérez-García y Pita, 1999a,b).

La presencia de ládano en las hojas condiciona su consumo por parte de los herbívoros, que sin embargo sí consumen sus frutos, ya que son una fuente concentrada de proteínas, lo que beneficiaría la diseminación de semillas llevada a cabo por éstos (Orueta y Aranda, 1998). La presencia de este arbusto se ha asociado a una disminución en la producción, riqueza y diversidad de especies herbáceas debido a la secreción de compuestos alelopáticos (Sosa *et al.*, 2010).

Debido a la orientación noroeste-suroeste que presentan los sistemas de sierras paralelas del Parque, el matorral también acusa el efecto de solana-umbría: así, en las solanas aparecen sobre todo jarales-ahulagares (*Cistus ladanifer-Genista hirsuta*), mientras que en las umbrías dominan jarales-brezales (*Cistus ladanifer-Erica australis*). Por último, en los estadios más avanzados de la degradación que son dominados principalmente por

labiadas aparecen los cantuesares (*Lavandula stoechas*) (Belmonte, 1986; Buyolo, 1997).

Eucalyptus

El género *Eucalyptus* (Myrtaceae), es un género muy rico y diverso con unas 500 especies. Se distribuyen naturalmente por Australia, Tasmania, Nueva Guinea, Malasia y Filipinas, desde donde se han extendido artificialmente por todo el mundo. Son árboles o arbustos, perennifolios con hojas simples, péndulas, con nervio central conspicuo, y dispuestas generalmente de forma opuesta en las juveniles y alterna en las adultas. Las hojas poseen glándulas lisígenas, translúcidas con aceites esenciales. Las inflorescencias en general adoptan la forma de dicasio umbeliforme, sus flores son perfectas, con un receptáculo prolongado por encima del ovario en un hipanto cóncavo. El cáliz y la corola están formados por 4-5 piezas, y el androceo posee numerosos estambres. El gineceo es ínfero, presentando varios carpelos en número de 2-5 (-16), el ovario puede ser unilocular o plurilocular con numerosos rudimentos seminales. El fruto es una cápsula con hipanto leñoso loculicida que presenta dehiscencia por valvas apicales en *Eucalyptus* o una baya en *Myrtus*. Las semillas son más o menos numerosas, pequeñas y de diversas formas y colores (Castroviejo *et al*., 1997).

Las especies del genero *Eucalyptus* han sido plantadas en varias regiones del mundo debido a su gran plasticidad ecológica y alta productividad, aún en áreas donde suelen ocurrir deficiencias de agua y nutrientes (Fabiao *et al*., 1995). En España ocupa una superficie aproximada de medio millón de hectáreas, siendo sus áreas preferentes de cultivo, la cornisa cantábrica, Galicia y el sudoeste peninsular. En Extremadura las especies *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus maidenii* F. Muell. son las especies más

comunes del género utilizadas en las plantaciones debido a su resistencia a la sequía y a las heladas. *Eucalyptus camaldulensis* es más tolerante a las heladas cortas, lugares secos y mal drenados, por lo que es el taxón más utilizado en las repoblaciones en el sudoeste ibérico (Del Pozo y Bermejo, 2004).

BIBLIOGRAFÍA

Alias, J.C. 2006. Influencia de los factores climáticos en la síntesis y la actividad de compuestos fitotóxicos secretados por *Cistus ladanifer* L. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. 309 pp.

Baltanás, J. 1991. Aspectos edáficos del Parque de Monfragüe (Cáceres). Tesis de Licenciatura. Universidad de Extremadura.

Belmonte, D. 1986. Estudio de la flora y vegetación de la comarca y sierra de las Corchuelas. Parque Natural de Monfragüe. Cáceres. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 444 pp.

Blanco, E., Casado, M.A., Costa, M., Escribano, R., García, M., Genova, M., Gómez, F., Moreno, J.C., Morla, C., Regato, P., Sáinz, H. 1997. Encinares y alcornocales. pp: 267-308. En: Los bosques ibéricos una interpretación geobotánica. Planeta. Barcelona. 572 pp.

Bruno, F., Jiménez, N., Ripoll, M.A., Fernández, E., Gallego, E., De Simón, E. 2006. Direct sowing of holm oak acorns: effects of acorn size and soil treatment. Annals of Forest Science 63: 961-967.

Buyolo, T. 1997. Ordenación de los complejos ambientales del Parque Natural de Monfragüe y Área de influencia. Tesis de Licenciatura. Universidad de Extremadura. 167 pp.

CADRMAE (Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía de Extremadura). 2010. Estado y evolución de los ecosistemas forestales extremeños. pp: 45-102. Propuesta del Plan Forestal revisado. Anexo Dispositivo I. Documento Resumen. Documentos de la 1ª Revisión del Plan Forestal de Extremadura. Junta de Extremadura. 267pp.

Castroviejo, S. *et al*. (gen. ed.). 1990. Flora Ibérica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica y Baleares. Vol II: Platanaceae-Plumbaginaceae (partim), (1ª ed). pp: 19-20. Real Jardín Botánico. Centro Superior de Investigaciones Científicas. 952 pp.

Castroviejo, S. *et al.* (gen. ed.). 1997. Flora Ibérica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica y Baleares. Vol VIII: Haloragaceae-Euphorbiaceae, (1ª ed). pp: 328-331. Real Jardín Botánico. Centro Superior de Investigaciones Científicas. 716 pp.

Castroviejo, S. *et al.* (gen. ed.). 2005. Flora Ibérica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica y Baleares. Vol III: Plumbaginaceae-Capparacee, (2ª ed). pp: 328-331. Real Jardín Botánico. Centro Superior de Investigaciones Científicas. 716 pp.

Del Pozo, J.L. y Bermejo, J.M. 2004. Las repoblaciones con eucaliptos en Extemadura. Foresta 27: 184-192.

Fabiao, A., Madeira, M., Araujo, C. 1995. Development of root biomass in a *Eucalyptus globulus* plantation under different water and nutrient regimes. Plant Soil 168-169: 215-223.

Franco, J.A. 1984. Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Vol 1: *Lycopodiaceae-Umbeliferae*. Instituto Superior de Agronomía. Lisboa. 660 pp.

García, A. y López, A. 2002. Mapa de suelos de la provincia de Cáceres. Escala 1:300.000. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura. Cáceres. 119 pp.

Gaussen, H. 1954. Expression du milieu par des formules écologiques. Leur représentation cartographique. Les divisions écologiques du monde. Colloques internationaux du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. Annales de Biologie 31: 257-267.

Gumiel, P., Campos, R., Segura, M., Monteserín, V. 2000. Guía Geológica del Parque Natural de Monfragüe. Junta de Extremadura. 94 pp.

MMARM. 2006 Estadística forestal. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino de España. http//www.mmw.es/portal//montes política_ forestal/estadísticas_forestal/pdf/6_2006.xls.

Kaul, R.B. 1985. Reproductive morphology of *Quercus* (*Fagaceae*). American Journal of Botany 72: 1962-1977.

Orueta, J.F., Aranda, Y., García, F.J. 1998. Efecto del ramoneo del ciervo (*Cervus elaphus*) sobre dos especies de matorral mediterráneo en los Montes de Toledo (Centro de España). Galemys 10: 27-36.

Patón, D., Núñez-Trujillo, J., Muñoz, A., Tovar, J. 1998. Determinación de la fitomasa forrajera de cinco especies del género *Cistus* procedentes del Parque Natural de Monfragüe mediante regresiones múltiples. Archivos de Zootecnia 47: 95-105.

Pérez, M.C., Bermejo, J.M., Blanco, A. 2004. Apuntes sobre la vegetación forestal extremeña. Foresta 27: 22-31.

Pérez-García, F. y Pita, J.M. 1999a. Dormición de semillas. Hojas divulgadoras. Num. 2103-H.D. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 20 pp.

Pérez-García, F. y Pita, J.M. 1999b. Ecofisiología de la germinación de las jaras (género *Cistus*). Red Quercus 136: 49.

Pulido, F. & Díaz, M. 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole cycle approach. Écoscience 12: 92-102.

Rey-Benayas, J.M. y Camacho, A. 2004. Reforestación con quercíneas de tierras abandonadas en ambientes mediterráneos. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 17: 227-231.

Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. 1:400.000. Serie Técnica. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 268 pp.

Rivas-Martínez, S. & Loidi, J. 1999. Bioclimatology of the Iberian Peninsula. Itinera Geobotanica: 13-47.

Rivest, D., Rolo, V., Lopez-Díaz, M.L., Moreno, G. 2011. Shrub encroachment in Mediterranean silvopastoral systems: *Retama sphaerocarpa* and *Cistus ladanifer* induce contrasting effects on pasture and *Quercus ilex* production. Agriculture Ecosystems & Environment 141: 447-454.

Rolo, V. & Moreno, G. 2012. Interspecific competition induces asymmetrical rooting profile adjustments in shrub encroached open oak woodlands. Trees-Structure and Function 26: 997-1006.

Serrada, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Pemán. J. 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales 14: 462-481.

Sosa, T., Valares, C., Alías, J., Chaves, N. 2010. Persistence of flavonoids in *Cistus ladanifer* soils. *Plant and Soil* 337: 51-63.

StatSoft Inc., 2007. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Terradas, J. 1999. Holm oak and holm oak forest: an introduction. pp: 3-14. In: Rodá, F., Retana, J., Gracia, C., Bellot, J. (eds). Ecology of Mediterranean evergreen forest. Springer-Verlag. Berlín. 369 pp.

Venegas, F., Belmonte, Mª. D., Toboso, A., Patón, D. 2008. Flora vascular del Parque Nacional de Monfragüe y su área de influencia. Botánica Complutensis 32: 91-111.

He visto cosas que los humanos ni se imaginan; naves de ataque incendiándose más allá del hombro de Orión. He visto rayos-C centelleando en la oscuridad cerca de la puerta de Tannhaüser. Todos esos momentos se perderán como en el tiempo como lágrimas.... en la lluvia. Es hora de.....morir.

El replicante Roy Batty agonizando antes de morir.
Ridley Scott. Blade Runner.

Modificación de las propiedades químicas del suelo por los trabajos selvícolas en el Parque Nacional de Monfragüe

3

ÍNDICE

Introducción 57

Objetivos 60

Materiales y Métodos 61

Área de estudio 61

Diseño experimental 61

Parámetros analizados. Análisis estadísticos 62

Resultados 66

Materia orgánica 67

Nitrógeno total 68

Cociente C/N 69

Fósforo asimilable 71

Conductividad eléctrica 72

Acidez Activa y de Cambio 73

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) 74

Cationes básicos 75

Discusión 79

Efecto de la plantación de eucaliptos 79

Efectos de la eliminación del eucalipto y de los trabajos forestales a corto plazo 84

Conclusiones 86

Bibliografía 87

INTRODUCCIÓN

En la actualidad se está cuestionando globalmente la forestación con especies de rápido crecimiento, no plantadas con fines de restauración de los ecosistemas sino con afán económico (Céspedes, 2007). En áreas mediterráneas el eucalipto se asocia fundamentalmente al descenso de la biodiversidad, a la degradación del paisaje, a la incompatibilidad con los usos cinegéticos y de ganadería extensiva, y al incremento del riesgo de incendios, por lo que estas formaciones han sido objeto de numerosas críticas y están siendo sustituidas por especies autóctonas o por otras menos impactantes en el entorno ecológico (Berthrong *et al*., 2009; Bremer & Farley, 2010).

Se ha discutido mucho acerca de los efectos de las plantaciones de eucaliptos sobre las propiedades del suelo, encontrándose resultados contradictorios. Numerosos estudios muestran que cuando el eucalipto se implanta sobre suelos degradados en zonas húmedas tiene efectos beneficiosos, ya que produce la acumulación e incorporación de materia orgánica, no existiendo pruebas de podsolización o deterioro irreversible del suelo (Poore & Fries, 1985; Delgado *et al*., 2006). En esta situación el eucalipto convive bien con las frondosas autóctonas, sin indicios de degradación del suelo ni de efectos alelopáticos importantes, no observándose empobrecimiento en la composición florística en el eucaliptal (Bará *et al*., 1985).

Sin embargo, numerosos autores señalan como rasgo distintivo de las plantaciones de eucaliptos un cambio en la dinámica de la materia orgánica (Duran, 2001; Richard, 2002; Céspedes, 2007), un aumento asociado de la acidez del suelo (Alfredson *et al*., 1998; Pérez-Bidegain *et al*., 2001; Jobbágy & Jackson, 2003; Jackson *et al*., 2005; Delgado, 2006) y de la salinización (Jobbágy & Jackson, 2004) y alteraciones en la química del mismo (Harper *et al*., 2012). Otros

efectos asociados son el empobrecimiento en bases del suelo debido a la extracción de nutrientes (Balagopan *et al.*, 1995; Knight & Nicholas, 1996; Rodríguez-Soalleiro., 2004; Berthrong *et al.*, 2009) y a la ineficacia frente a la erosión laminar (Montero de Burgos, 1990). La actividad microbiana también se ve afectada (Molteni, 2001; Sicardi *et al.*, 2004). Estos trabajos muestran mayoritariamente que el cultivo del eucalipto influye notablemente sobre algunas propiedades del suelo, con independencia de los efectos que pueda haber generado el uso y manejo previo a su implantación.

El eucalipto precisa de un volumen elevado de humedad, especialmente en verano, para mantener niveles de crecimiento por encima del umbral de rentabilidad (Ritsema y Dekker, 1994; Dye *et al*, 1997; Carrere, 2006; Keenan *et al.*, 2006). Sin embargo, estos umbrales difícilmente se alcanzan en la mayoría de las plantaciones bajo clima seco, donde el agua es un factor limitante generalizado. Por ejemplo, los valores de producción en el P.N. de Monfragüe se sitúan por debajo de 1 $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$, valores muy bajos teniendo en cuenta que la producción media aceptable es de 2.5 $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$ (Lavado, 2010). Unido a su baja productividad, cabe destacar también su escasa aportación a la conservación y restauración del suelo en condiciones semiáridas. Por estas razones, y por tratarse de una especie alóctona, las administraciónes están optando por la sustitución del eucalipto por vegetación autóctona.

Las alternativas de gestión encaminadas a la recuperación de la cubierta vegetal potencial están relacionadas con la capacidad de regeneración natural. Si ésta es alta, se recomienda eliminar los eucaliptos mediante corta y posterior rociado de los tocones con herbicida del tocón, respetando la vegetación natural preexistente. Si la capacidad de regeneración es baja se recomienda recurrir a la repoblación. En cualquier caso es preferible desde el punto de vista ambiental, realizar paulatinamente las transformaciones, evitando alteraciones en grandes

superficies continuas (Del Pozo y Bermejo, 2004). El laboreo forma parte en muchos casos del proceso de preparación del terreno. En los ambientes mediterráneos, donde las precipitaciones son muy limitadas, es muy necesario que las técnicas de forestación mejoren la capacidad de retención de agua en el suelo y eliminen la vegetación competidora, al menos en los primeros años de la repoblación/restauración. Además, con la preparación del suelo se pone a disposición de la planta repoblada un volumen de tierra útil, más o menos mullida, que puede ser determinante para la supervivencia a corto plazo (Bocio *et al*., 2001; Barberá *et al*., 2005). De hecho, se han encontrado relaciones significativas entre la supervivencia de las plantas y el procedimiento de preparación, siendo mayor la supervivencia con la preparación del terreno de mayor intensidad (retroexcavadora y subsolado) (Navarro-Cerrillo *et al*., 2006; ver también Capítulo 7).

Por otro lado el laboreo se asocia con la degradación de la estructura del suelo, pérdida de macroporosidad y compactación a medio plazo, con la consiguiente pérdida de velocidad de infiltración y conductividad hidráulica (Herrero-Borgoñón y Rubio, 1994; ver también Capítulo 4). Esta degradación potenciada por la reiteración, se produce por destrucción mecánica directa de los agregados del suelo con los aperos de preparación del terreno y por el peso de la maquinaria, e indirectamente por la pérdida de materia orgánica (que actúa como agregante de las partículas de arcilla) que es acelerada por la aireación del suelo. Además el movimiento del suelo generalmente conlleva un incremento muy notable de las tasas de erosión, así como una serie de posibles efectos negativos: mezcla de los horizontes edáficos, disminución de la biodiversidad, disminución del nitrógeno total, del potasio asimilable, del pH y reducción de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), todos ellos asociados a la fertilidad química del suelo (Bradley *et al*., 2004).

La comparación entre el suelo no alterado que mantiene la vegetación original de matorral con el suelo de la plantación de eucalipto puede aportar información sobre la capacidad restauradora o alteradora de esta especie en este tipo de entornos. La comparación entre las zonas con eucaliptos con aquellas en las que ha sido eliminado nos puede mostrar el efecto de la preparación del terreno sobre las propiedades químicas del suelo. El Parque Nacional de Monfragüe representa un escenario idóneo para estas comparaciones.

OBJETIVOS

En este capítulo se pretende evaluar el impacto generado por la implantación, permanencia y eliminación de los eucaliptos sobre las propiedades químicas del suelo.

Los principales objetivos que se plantean en este estudio son:

1) Analizar los efectos a largo plazo sobre las propiedades químicas del suelo ocasionados conjuntamente por los trabajos forestales durante la plantación de los eucaliptos y los generados por los propios árboles durante su desarrollo.

2) Analizar los efectos a corto plazo sobre las propiedades químicas del suelo de los trabajos forestales empleados en la eliminación del eucalipto.

3) Plantear recomendaciones útiles con bases científicas, que permitan justificar futuras actuaciones de restauración de la vegetación autóctona que sustituyan a las plantaciones de eucaliptos.

Nuestras hipótesis son: (i) la presencia del eucalipto ha generado un empobrecimiento en el contenido de nutrientes del suelo y (ii) los trabajos

forestales han alterado las propiedades químicas de éste, empobreciendo el contenido de materia orgánica y de nutrientes esenciales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La reforestación se llevó a cabo en las cercanías de Villareal de San Carlos, en el término municipal de Serradilla, dentro de la finca "Baldíos de Lugar Nuevo". Su superficie aproximada es de 850 ha, con altitudes que van desde 250 a 520 m. La finca cuenta con un extenso historial de actuaciones antrópicas que han degradado la vegetación y el suelo. La localización de la zona de estudio y su caracterización climática, la descripción de la vegetación y del tipo de suelo de las parcelas experimentales se detallan en el apartado de materiales y métodos de los Capítulos 1 y 2.

Diseño experimental

Se diferenciaron tres tipos de tratamientos en función de la intensidad de los trabajos forestales: (1) Matorral: zonas que no han sido afectadas por los trabajos forestales de reforestación de eucaliptos ni por otros anteriores, al menos durante los últimos 30 años. El taxón dominante es la jara pringosa (*Cistus ladanifer L.)*, acompañado secundariamente por la aulaga (*Genista hirsuta* Vahl*)*. Son dos especies características de suelos poco desarrollados y erosionados, (2) Eucalipto: la plantación forestal sigue implantada desde 1975 aproximadamente. Las propiedades físico-químicas del suelo se han visto afectadas, tanto por los trabajos de preparación del terreno durante la plantación (aterrazamiento), como por la posterior influencia que puedan haber ejercido los árboles sobre éste y (3) Intenso: el eucalipto ha sido arrancado en el

año 2000, las terrazas destruidas y el suelo gradeado y posteriormente subsolado linealmente, experimentado los efectos acumulados de los dos trabajos forestales considerados. Estas zonas han sido siempre seleccionadas colindantes a Matorral, pero en cambio, están más separadas de las zonas de Eucalipto (ver localización de calicatas en Figura 3.1).

Con el conjunto de tratamientos considerados se han establecido las siguientes comparaciones:

(1) Matorral-Eucalipto: determina el efecto a largo plazo sobre el suelo de los trabajos forestales realizados durante la plantación y de los propios eucaliptos.

(2) Eucalipto-Intenso: determina los efectos a corto plazo de la eliminación del eucalipto en las zonas de menor pendiente en la que el grado de intervención ha sido mayor.

Parámetros analizados. Análisis estadísticos

Para el estudio de la mayor parte de los parámetros analizados, se realizó la descripción y toma de muestras en todos los horizontes genéticos de 15 calicatas abiertas a lo largo de la zona de estudio, cinco por cada uno de los tres tratamientos considerados: Matorral, Eucalipto e Intenso (Figura 3.1). En cada calicata se tomó una muestra de cada horizonte genético.

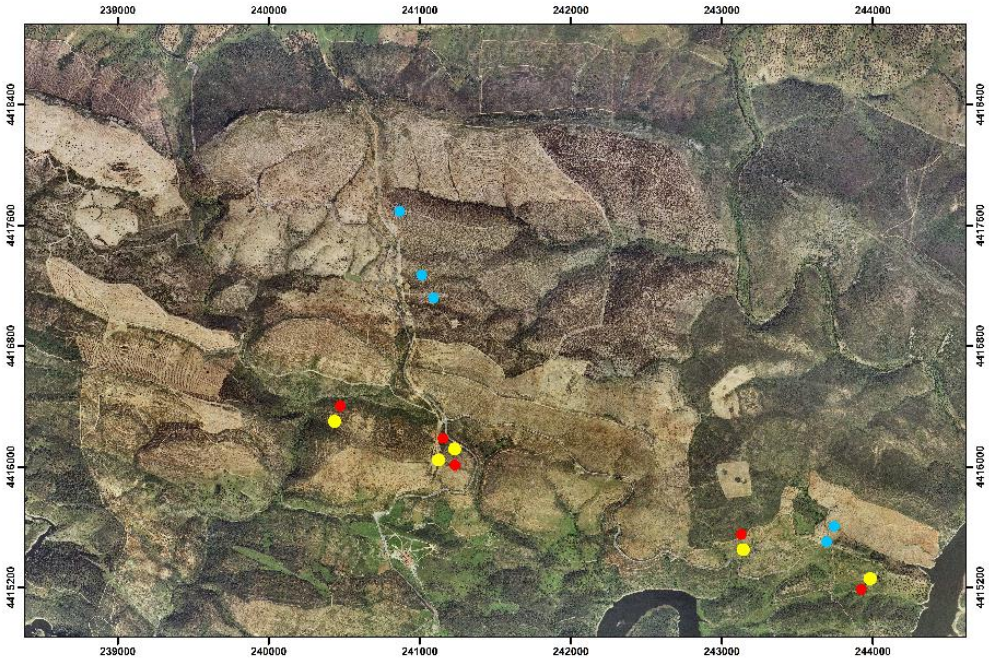


Figura 3.1. Distribución de las 15 calicatas en la zona de actuación. Los puntos azules, amarillos y rojos representan las calicatas abiertas en los tratamientos Eucalipto, Intenso y Matorral respectivamente.

En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas recogiendo la tierra fina (partículas < 2 mm Ø) se han medido los parámetros: acidez activa (pH en H_2O) potenciométricamente en una suspensión de suelo y agua (1:2.5), acidez de cambio (pH en KCl), potenciométricamente en una suspensión de suelo 0.1 N KCl (1:2.5), conductividad eléctrica, mediante el método de la pasta saturada 1:1 (Richards, 1954), materia orgánica, mediante el método de oxidación húmeda (Walkley & Black, 1934), nitrógeno total, mediante el método semimicro-Kjedahl (Bremmer & Mulvaney, 1982), fósforo asimilable, mediante el método de Olsen (Olsen & Sommers, 1982), capacidad de intercambio catiónico (CIC), mediante el método de disolución de cloruro de bario y trietanolamina a pH = 8.1 (Peech *et al.*, 1947) y cationes básicos de cambio Na^+, K^+, Ca^{2+}, y Mg^{2+}, mediante espectrometría de emisión/absorción atómica tras extracción de cationes con una disolución concentrada de NH_4Cl (Peech *et al.*, 1947). Debido

al elevado número de muestras recogidas y al desigual número de horizontes por tratamiento, no todas las muestras fueron analizadas, y el número de ellas varió entre tratamientos y entre parámetros. En la Tabla 3.1 se resumen los casos estudiados, así como los correspondientes métodos de análisis y tamaños de muestra.

Tabla 3.1. Relación de parámetros analizados para cada uno de los tratamientos considerados. Se indican los métodos aplicados y los tamaños de muestra.

Parámetros	Tamaño de muestra por tratamiento			Método
	Matorral	Eucalipto	Intenso	
pH (activa)	16	12	16	pH en H_2O (1:2.5)
pH (de cambio)	16	12	16	pH en KCl (1:2.5)
Conductividad eléctrica	16	12	16	Pasta saturada 1:1
Materia orgánica	16	12	16	Walkley & Black
N total	11	9	11	Kjeldahl
Cociente C/N	11	9	11	Calculado
P asimilable	15	12	15	Método Olsen
Capacidad de Intercambio Catiónico	16	12	16	Cloruro de Bario
Cationes: Na^+, K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+}	9	9	9	Absorción Atómica
Saturación de Bases	9	9	9	Calculado

Para el análisis comparativo de las propiedades de los diferentes perfiles se plantea un problema básico: no todos los perfiles estudiados presentan la misma secuencia de horizontes y tampoco la misma potencia, por lo que cualquier comparación entre tratamientos, bien por horizontes, bien por profundidad, resulta compleja, y deben adoptarse algunos criterios para obtener una tabla de datos estadísticamente operativa. Si se plantea la comparación entre tratamientos considerando la profundidad de las muestras, esto supone agrupar y comparar horizontes de muy diferente naturaleza u

origen genético. Así, por ejemplo, a 30 cm de profundidad, el perfil 3 de Intenso es un horizonte de eluviación de arcillas (E), mientras que en el perfil 4, es de iluviación (Bt).

Por otro lado, si se pretende realizar la comparación de los resultados por horizontes, nos encontramos que, incluso dentro de un mismo tratamiento, los cinco perfiles difieren notablemente y los valores no se pueden promediar. Así, por ejemplo, el perfil 2 de Matorral es: A, B, C, mientras que el perfil 3 es: A, E, Bt, C.

No obstante, todos los perfiles presentan algún tipo de horizonte A, que aunque con ligeras diferencias en la potencia del mismo, no plantea ningún problema para la obtención de valores medios y comparación entre tratamientos. Muchos de los perfiles presentan a su vez un horizonte de acumulación de arcillas en profundidad, con características bien diferenciadas del resto de horizontes, por lo que éstos se han promediado y comparado también de forma específica, al igual que el horizonte A. En cambio, el primer horizonte subsuperficial, inmediato al A, es muy variable, pudiendo encontrar desde un segundo horizonte A, hasta un AB, B, E, Bt o AC. Exceptuando los casos de horizonte Bt, el resto de horizontes subsuperficiales fueron agrupados en términos de tratamiento estadístico, dado que estos horizontes presentan profundidades muy similares y además no difieren sustancialmente en sus propiedades. Todos estos horizontes son agrupados bajo el nombre de B. De este modo, resultan tres horizontes tipos para la comparación entre tratamientos: A, B y Bt, que en la exposición en forma gráfica son también denominados 10, 30 y 65 cm, atendiendo, a las profundidades medias de dichos horizontes.

El efecto de las variables independientes Tratamiento (Intenso, Eucalipto y Matorral) y Horizonte (A, B y Bt) sobre el conjunto de variables dependientes

(fósforo asimilable, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico (CIC), catión de cambio Na^+, saturación de bases, pH en H_2O y pH en KCl, nitrógeno total y cociente carbono/nitrógeno (C/N)), se testó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de doble vía para cada variable, con un número de réplicas comprendido entre tres y seis para cada combinación de Tratamiento × Horizonte, actuando los sitios como réplicas.

Por otra parte y debido a la fuerte desviación con respecto a la normalidad, el efecto independiente del Tratamiento y de la Profundidad sobre el contenido de materia orgánica, y los cationes de cambio: K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+} se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskall-Wallis.

La exploración de la normalidad se realizó mediante test de Kolmogorov–Smirnov. La homogeneidad de varianzas fue explorada mediante el test de Levene. En el caso de que las variables no se ajustasen a los supuestos de normalidad fueron previamente transformadas mediante raíz cuadrada (nitrógeno total, cociente C/N, pH H_20, pH KCl). Los análisis a posteriori realizados en el caso de que el análisis fuese significativo se realizaron mediante LSD test. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2007).

RESULTADOS

Los resultados de los análisis de los 14 parámetros utilizados para caracterizar el estado del suelo, muestran que en general los suelos son bastante homogéneos, estableciéndose diferencias entre los tres tratamientos únicamente en tres parámetros (contenido en nitrógeno, cociente C/N y conductividad). Sin embargo, la influencia de la profundidad es evidente, ya que los análisis detectan diferencias entre los tres horizontes tipo en ocho parámetros (materia

orgánica, nitrógeno total, cociente C/N, pH (H_2O), pH (KCl), CIC, K^+ y Mg^{2+}). La independencia que se establece entre el tipo de tratamiento y la profundidad es muy acusada ya que la interacción entre ambos factores no fue significativa en ningún caso.

Materia orgánica

El valor promedio de materia orgánica en el horizonte superior de los cinco eucaliptales estudiados en Monfragüe es de 2.34 ± 0.18% (Figura 3.2a), lo que los incluye dentro del rango característico de los bosques extremeños, que presentan un valor medio de 2.66 ± 2.80% (n = 49) en los 20 primeros centímetros de suelo (Montoya y López-Arias, 1997). Sin embargo, puede valorarse como elevado dentro del contexto de los eucaliptales de la España semiárida (Extremadura y Andalucía), (1.55 ± 1.56%, n = 18) (Montoya y López-Arias, 1997). Los valores observados en Monfragüe están muy por debajo de los encontrados por estos autores en los eucaliptales de la España húmeda (6.15 ± 9.97%, n = 18).

Si consideramos el perfil en su conjunto no se han detectado diferencias significativas entre los tres tratamientos, (χ^2 = 0.38, df = 2, p = 0.831), aunque sí entre profundidades (χ^2 = 24.38, df = 2, p < 0.001). En general el contenido de materia orgánica decrece con la profundidad en los tres tratamientos, aunque en Eucalipto, en el horizonte Bt (65 cm) se observan valores ligeramente superiores a los de B (30 cm).

La materia orgánica observada en Matorral en los dos primeros horizontes es mayor que la de Eucalipto e Intenso, mientras que en Bt el contenido en materia orgánica de Eucalipto es cuatro veces mayor que el de Matorral e Intenso (Figura 3.2a).

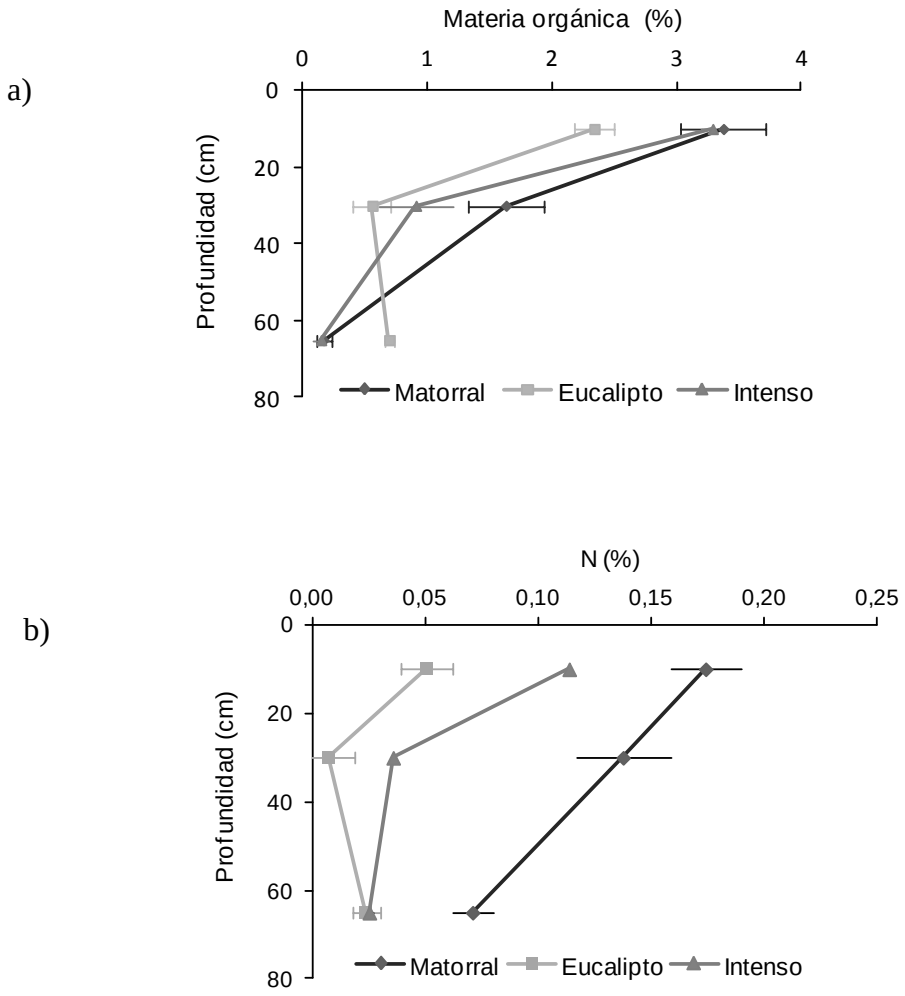


Figura 3.2. (a) Perfil del contenido en materia orgánica (%) en los suelos de tres tratamientos estudiados. (b) Perfil del contenido en nitrógeno (%) en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

Nitrógeno total

Los resultados obtenidos para el contenido de nitrógeno total en el suelo muestran claramente los efectos producidos por los trabajos forestales sobre la fertilidad química (Figura 3.2b). Se obtuvieron diferencias significativas entre profundidades ($F_{(2,22)} = 21.57$, $p < 0.001$), con un mayor contenido de nitrógeno en los horizontes superiores, perfil que es característico de la mayoría de suelos,

dada la alta dependencia del contenido total de nitrógeno con la cantidad de materia orgánica que contiene el suelo.

También se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($F_{(2,22)} = 29.26$, $p < 0.001$), con valores en el Matorral significativamente más altos en todos los horizontes que en Intenso y Eucalipto ($p < 0.050$). Las diferencias entre Matorral y Eucalipto ($p < 0.001$) podrían deberse al bajo contenido en materia orgánica detectada bajo los suelos de Eucalipto en los dos primeros intervalos de profundidad.

En cuanto a las diferencias entre Intenso y Eucalipto sólo se aprecian diferencias significativas ($p = 0.003$) en el intervalo de profundidad más superficial, detectándose un aumento del contenido de nitrógeno en el suelo tras los trabajos de eliminación del eucalipto, posiblemente como consecuencia del retorno masivo de restos vegetales al suelo y una rápida incorporación de dichos restos a los horizontes minerales superiores. De esa comparación no se habla en la discusión.

Cociente C/N

Los resultados del cociente C/N también muestran diferencias muy interesantes entre los diferentes tratamientos ($F_{(2,20)} = 12.01$, $p < 0.001$), observándose valores significativamente más altos en Eucalipto e Intenso que en Matorral ($p < 0.02$ en ambos casos). Estas diferencias se producen en todos los horizontes (Figura 3.3) y se van incrementando a medida que profundizamos, quedando clasificado el humus en los suelos de matorral como Mull, indicador de eutrofia y el de eucalipto como humus bruto o Mor, indicador de distrofia u oligotrofia. No obstante, los valores excesivamente bajos que se observan en los dos niveles más profundos de Matorral (< 8 en

ambos casos), son indicadores de agotamiento del suelo y de falta de energía para el desarrollo de los organismos, lo que puede acabar implicando consecuencias negativas en la movilización de nutrientes y la fertilidad física del suelo.

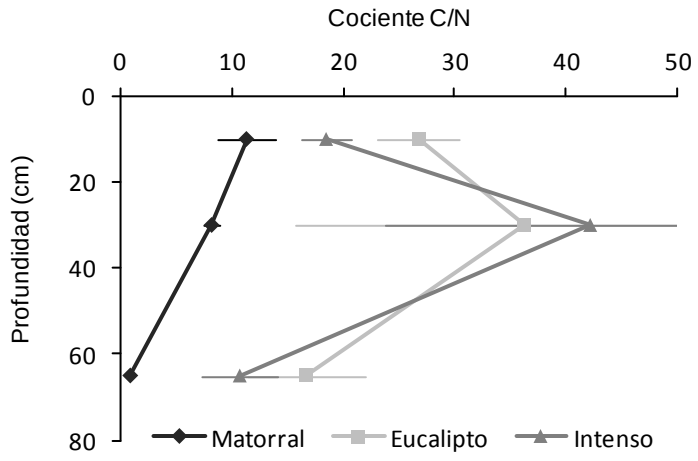


Figura 3.3. Perfil del cociente C/N en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

De nuevo se han detectado diferencias significativas entre las profundidades ($F_{(2,20)} = 8.34$, $p = 0.002$). Los valores más altos se observan en los dos primeros intervalos (0-30 cm), como cabría esperar, dado el menor grado de mineralización que presenta la materia orgánica que se encuentra más cerca de la superficie. No obstante, cabe destacar que tanto Eucalipto como en Intenso presentan una anomalía sobre el perfil característico en el que el cociente C/N disminuye con la profundidad, al que sí se ajusta el Matorral. En Eucalipto y especialmente en Intenso se produce un incremento del cociente C/N del primer intervalo de profundidad al segundo, decreciendo finalmente desde el segundo al tercero.

Fósforo asimilable

La práctica totalidad de valores medios obtenidos de fósforo asimilable se encuentran dentro del rango de 0.01-0.03 g P Olsen/100 g suelo (Figura 3.4), los cuales son considerados como medios o satisfactorios (Domínguez, 1997). Únicamente el Matorral presenta valores ligeramente inferiores a 0.01 g P. Olsen/100 g suelo en el horizonte A, lo que lo incluiría dentro del rango de valores bajos.

El ANOVA no detecta diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{(2,28)} = 3.13$, $p = 0.059$) ni entre las profundidades ($F_{(2,28)} = 0.58$, $p = 0.566$), ni interacción entre ambos factores ($F_{(4,28)} = 0.42$, $p = 0.796$). Sin embargo, tanto la Figura 3.4 como el valor del estadístico próximo a la significación, sugieren que es probable que las diferencias entre tratamientos se incrementarían elevando el tamaño de muestra. Los análisis a posteriori muestran que únicamente se establecen diferencias a nivel del horizonte más profundo entre Eucalipto y Matorral ($p = 0.042$).

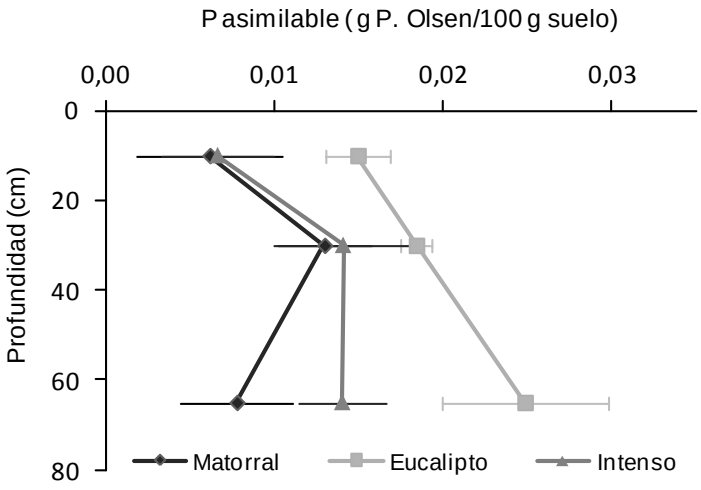


Figura 3.4. Perfil Fósforo asimilable (g P. Olsen/100 g suelo) en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

Conductividad eléctrica

La totalidad de los valores de conductividad eléctrica obtenidos nos indican la ausencia absoluta de salinidad en dichos suelos (Figura 3.5), con valores muy por debajo del límite establecido en 2.0 $dS \cdot m^{-1}$ para suelos salinos (Porta *et al.*, 2003).

El perfil de conductividad encontrado para los diferentes tratamientos mantiene una pauta común, sin interacción entre los factores Tratamiento x Profundidad ($F_{(4,32)}$ = 0.39, p = 0.812). Se encontraron valores ligeramente superiores en el horizonte intermedio que en el resto de horizontes, aunque sin detectarse diferencias significativas ($F_{(2,32)}$ = 1.60, p = 0.217). En Eucalipto, con independencia del horizonte, los valores fueron significativamente más bajos que en el resto de tratamientos ($F_{(2,32)}$ = 3.57, p = 0.040). Los análisis a posteriori nos indican que las diferencias se establecen únicamente entre Eucalipto e Intenso (p = 0.023).

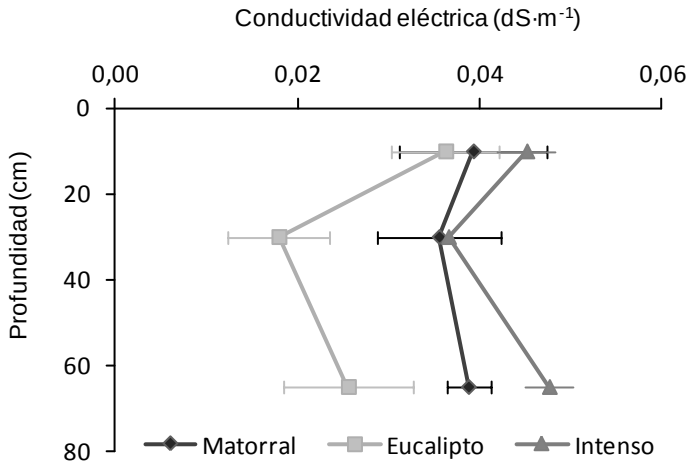


Figura 3.5. Perfil de la conductividad eléctrica (dSm^{-1}) en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

Acidez activa y de cambio

Los suelos de Monfragüe pueden calificarse como fuertemente ácidos (Porta *et al.,* 2003), con valores de pH en H_2O (acidez activa) situados mayoritariamente entre 5.0 y 5.5. Estos valores son muy frecuentes en gran parte de la geografía extremeña (García y López, 2002).

En la Figura 3.6a se observa que el perfil de pH en agua es muy similar en los tres tratamientos (interacción Tratamiento × Profundidad no significativa; $F_{(4,35)} = 0.79$, $p = 0.541$). En los tres tratamientos se detecta una tendencia similar en la disminución del pH a medida que aumenta la profundidad, observándose que los dos primeros horizontes muestran niveles similares de acidez que se van incrementando hasta los máximos detectados en el intervalo más profundo (diferencias significativas entre profundidades; $F_{(2,35)} = 5.27$, $p = 0.010$).

Las diferencias entre tratamientos sólo fueron marginalmente significativas ($F_{(2,35)} = 2.79$, $p = 0.075$). El suelo bajo Eucalipto se muestra bastante más ácido que el suelo bajo Matorral ($p = 0.043$ y $p = 0.044$ para el primer y segundo horizonte respectivamente). La misma tendencia, aunque en menor dimensión (sin alcanzar significación sus diferencias), se intuye entre los suelos de Matorral y los de Intenso.

En cuanto a la acidez de cambio, los valores encontrados en los eucaliptales se sitúan mayoritariamente entre 3.5 y 4.0 para el pH en KCl (Figura 3.6b). El perfil observado es similar al de la acidez activa, y los resultados del ANOVA también, detectándose diferencias sólo marginalmente significativas entre tratamientos ($F_{(2,35)} = 2.80$, $p = 0.075$), altamente significativas entre profundidades ($F_{(2,35)} = 17.76$, $p < 0.001$), y sin significación para la interacción entre ambos factores ($F_{(4,35)} = 2.07$, $p = 0.116$). Los análisis a posteriori muestran

que el pH en el Matorral es significativamente mayor que en Eucalipto ($p = 0.002$) e Intenso ($p = 0.028$) en el primer horizonte.

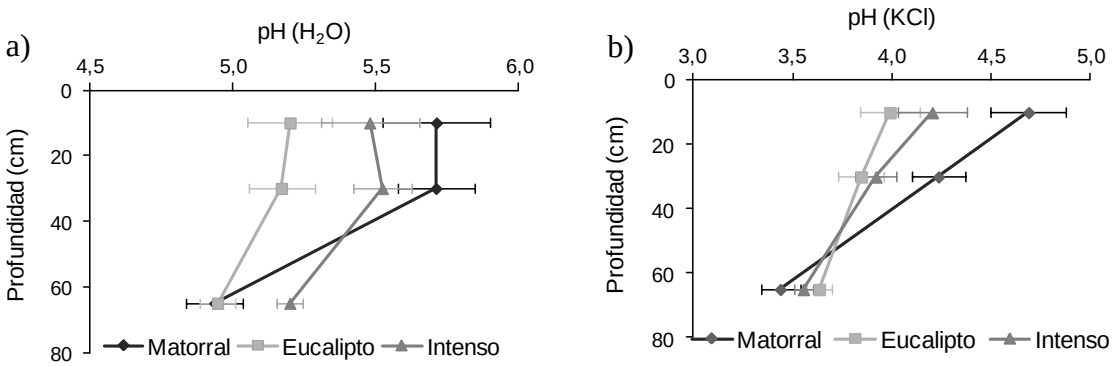


Figura 3.6. (a) Perfil acidez activa (pH (H_2O)) en los suelos de tres tratamientos estudiados. (b) Perfil de de acidez de cambio (pH (KCl)) en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC).

En la Figura 3.7 se detecta que la capacidad de intercambio catiónico en los tres tratamientos muestra una tendencia similar, sin detectar el ANOVA diferencias significativas entre ellos ($F_{(2,34)} = 0.90$, $p = 0.418$), aunque sí entre las profundidades ($F_{(2,34)} = 7.84$, $p = 0.002$), sin observarse interacción entre ambos factores ($F_{(4,34)} = 1.15$, $p = 0.348$).

Los dos primeros horizontes muestran respectivamente valores ligeramente superiores e inferiores a 15 meq/100g suelo. Estos valores pueden calificarse como satisfactorios (Porta *et al.*, 2003), quienes establecen el límite mínimo adecuado en 8-10 meq/100g suelo. Los valores de la CIC en los tres intervalos de profundidad son ligeramente superiores a los descritos para la zona (García y López, 2002). La CIC va decreciendo desde la superficie hasta el horizonte intermedio, para posteriormente incrementarse, alcanzando los valores

máximos en el horizonte más profundo en Intenso y Matorral (valores moderadamente altos en torno a 25 meq/100 g suelo), pero no en Eucalipto (Figura 3.7).

La menor CIC del horizonte más profundo del Eucalipto podría deberse a la mayor predominancia de arcillas de baja actividad (tipo caolinita), con respecto al resto de tratamientos. De hecho, en Eucalipto algunos perfiles se han descrito como Acrisoles, frente a los Luvisoles de Matorral e Intenso. Estas diferencias que se observan en los niveles más profundos deben ser consideradas independientes de los trabajos forestales realizados.

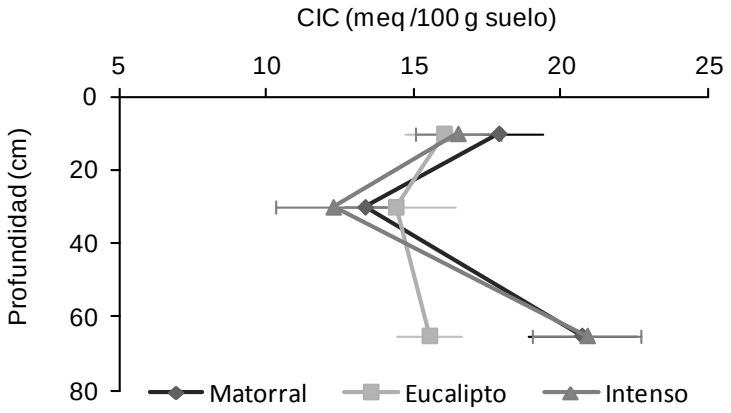


Figura 3.7. Perfil de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (meq/100 g suelo) en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

Cationes básicos

Los cationes básicos intercambiables del suelo son el Na^+, K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+}. La abundancia de los mismos determina la propia disponibilidad *per se*, pero también la reacción del suelo, es decir su pH. Es especialmente relevante el

contenido de cationes básicos cambiables presentes en la solución del suelo o el complejo de intercambio catiónico ya que son macronutrientes fundamentales para el desarrollo de las plantas.

(1) *Sodio*: todos los valores medios de Na^+ se encuentran comprendidos en el rango 1-2 meq/100g suelo (Tabla 3.2), valores que pueden calificarse como moderadamente altos, debido al escaso drenaje interno de estos suelos, y la alta influencia de las lluvias oceánicas en el oeste español (Moreno *et al.*, 2001). En la comparación de valores medios mediante ANOVA no se han detectado ni efecto significativo del tratamiento ($F_{(2,17)} = 2.00$, $p = 0.166$) ni de la profundidad ($F_{(2,17)} = 0.32$, $p = 0.729$), ni interacción significativa entre ambos factores ($F_{(4,17)} = 1.33$, $p = 0.300$). Los resultados sugieren que este parámetro no se ha visto afectado por los trabajos forestales realizados en el Parque.

(2) *Potasio:* existe una disminución gradual del contenido de K^+ cambiable con la profundidad en los suelos estudiados en los tres tratamientos, siendo esta tendencia mayor en el caso de Matorral (Tabla 3.2). Todos los valores medios de K^+ obtenidos en el horizonte superficial se pueden calificar como satisfactorios, mientras que los valores obtenidos en los horizontes intermedio y profundo se califican como medios en el primero, y de bajos a muy bajos en el segundo (Domínguez, 1997). No se detectaron diferencias entre tratamientos ($\chi^2 = 1.82$, $df = 2$, $p = 0.402$), aunque sí entre profundidades ($\chi^2 = 8.80$, $df = 2$, $p = 0.013$).

(3) *Calcio:* los contenidos de calcio en el horizonte superficial de Matorral, se incluyen dentro del rango de valores bajos de calcio cambiable, mientras que el resto de valores medios obtenidos en los otros tratamientos en todos los intervalos de profundidad se incluyen dentro del rango de valores muy bajos (< 4 meq/100g suelo) (Tabla 3.2). Además la ocupación de complejo de cambio por el Ca^{2+} se sitúa en torno al 20% del mismo e incluso por debajo de dicho

límite, el cual es considerado limitante para el desarrollo adecuado de las plantas (Domínguez, 1997). En cualquier caso está muy lejos del 70% considerado como óptimo (López *et al*., 1990). En el análisis de comparación de medias no se observan diferencias significativas entre tratamientos ($\chi^2 = 0.72$, df = 2, p = 0.704), ni entre profundidades ($\chi^2 = 5.66$, df = 2, p = 0.066), lo que muestra que los efectos de los trabajos forestales sobre estos parámetros no son muy acusados, posiblemente porque los contenidos de éste y otros cationes básicos ya son de por sí muy bajos.

(4) *Magnesio: l*os valores obtenidos para el Mg^{2+} (Tabla 3.2) son considerados como niveles altos (Domínguez, 1997; López *et al*., 1990). En el análisis de comparación de medias no se han detectado diferencias significativas entre tratamientos ($\chi^2 = 0.72$, df = 2, p = 0.703); el hecho de que Intenso se asemeje más a Matorral (pares de parcelas localizadas próximas entre sí) que a Eucalipto (parcelas distantes de los otros tratamientos), sugiere que podría existir una diferencia de partida en los suelos, previa a las diferentes acciones antrópicas. Tampoco debe descartar el papel de la vegetación, que al consumir más Ca^{2+} puede provocar un aumento aparente del Mg^{2+}. Sí que se detectan diferencias significativas entre profundidades ($\chi^2 = 6.57$, df = 2, p = 0.045), observándose valores más elevados de Mg^{2+} en el horizonte más profundo en los tres tratamientos.

(5) *Cociente Ca^{2+}/Mg^{2+}*: el valor ideal de este cociente está establecido en un mínimo de 5 (López-Ritas y López-Melida, 1990). En nuestro caso, sólo el horizonte superficial de Matorral se acerca a este valor óptimo, mientras que en el resto de tratamientos y horizontes aparecen niveles ligeramente desequilibrados, con valores situados en el rango de 1 a 3 (Figura 3.8). Valores igualmente bajos se han descrito en los suelos desarrollados sobre pizarras y granitos en la Sierra de Gata (Moreno *et al.,* 1996). Los tres tratamientos

muestran un cociente Ca^{2+}/Mg^{2+} muy similar ($F_{(2,17)}$ = 0.87, p = 0.435), aunque entre los horizontes sí se establecen diferencias ($F_{(2,17)}$ = 5.98, p = 0.011). Entre ambos factores no existe interacción significativa ($F_{(4,17)}$ = 0.56, p = 0.692).

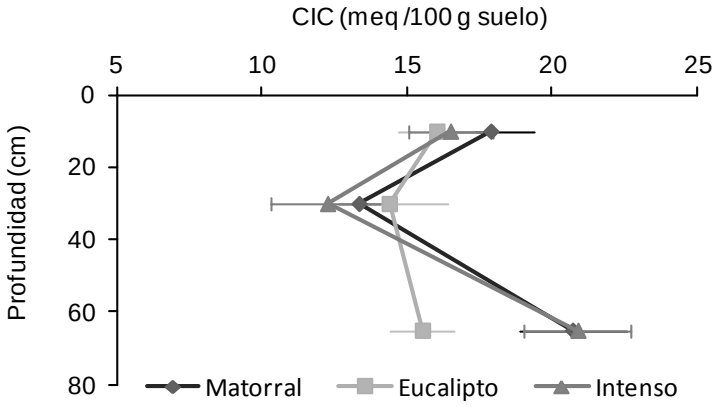


Figura 3.8. Perfil del cociente Ca^{2+}/Mg^{2+} en los suelos de tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican el error estándar.

(6) *Saturación de bases*: todos los valores medios obtenidos se corresponden con valores de saturación de bases del complejo de cambio que podrían calificarse como aceptables para suelos ácidos, con valores que oscilan entre 30% y el 50%, excepto el horizonte más profundo del Matorral que con un 26% se encuentra algo más insaturado (Tabla 3.2). No obstante no se han detectado diferencias significativas ni entre los diferentes tratamientos ($F_{(2,17)}$ = 0.84, p = 0.447), ni entre profundidades ($F_{(2,17)}$ = 0.79, p = 0.469), ni interacción significativa entre ambos factores ($F_{(4,17)}$ = 0.71, p = 0.595).

Tabla 3.2. Contenido (valores promedio ± E.S) en cationes básicos en tres intervalos de profundidad (10, 30 y 65 cm) en los tratamientos experimentales Matorral, Eucalipto e Intenso. Diferentes letras indican diferencias entre combinaciones de tratamientos y profundidades.

	Profundidad (cm)	Matorral	Eucalipto	Intenso
Na^+ (meq/100g suelo)	10 (A)	1.57 ± 0.08 a**b**	1.68 ± 0.09 a**b**	1.65 ± 0.10 a**b**
	30 (B)	1.47 ± 0.06 a**b**	1.82 ± 0.19 **b**	1.40 ± 0.02 **a**
	65 (Bt)	1.46 ± 0.22 a**b**	1.59 ± 0.09 a**b**	1.76 ± 0.03 a**b**
K^+ (meq/100g suelo))	10 (A)	0.54 ± 0.02 **c**	0.39 ± 0.10 **abc**	0.48 ± 0.05 **bc**
	30 (B)	0.26 ± 0.14 a**b**	0.37 ± 0.23 **abc**	0.33 ± 0.07 **abc**
	65 (Bt)	0.19 ± 0.0**a**	0.24 ± 0.06 **ab**	0.19 ± 0.06 **abc**
Ca^{2+} (meq/100g suelo)	10 (A)	4.93 ± 0.83 **b**	3.49 ± 0.66 a**b**	3.12 ± 0.33 **ab**
	30 (B)	2.32 ± 0.15 **a**	3.19 ± 0.76 a**b**	3.03 ± 0.79 **ab**
	65 (Bt)	2.52 ± 0.16 **a**	2.16 ± 0.28 **a**	2.75 ± 0.40 **ab**
Mg^{2+} (meq/100g suelo)	10 (A)	1.15 ± 0.09 **a**	1.16 ± 0.15 **a**	1.09 ± 0.10 **a**
	30 (B)	0.92 ± 0.07 **a**	1.22 ± 0.24 **a**	1.09 ± 0.19 **a**
	65 (Bt)	1.34 ± 0.16 **ab**	1.94 ± 0.49 **b**	1.66 ± 0.15 a**b**
Cociente Ca^{2+}/Mg^{2+}	10 (A)	4.33 ± 0.61**c**	2.97 ± 0.32 **b**	3.01 ± 0.41 **abc**
	30 (B)	2.52 ± 0.01 **ab**	2.60 ± 0.06 **abc**	2.72 ± 0.17 **ab**
	65 (Bt)	1.92 ± 0.06 **ab**	1.15 ± 0.08 **a**	1.66 ± 0.01 **ab**
V (%)	10 (A)	46.41 ± 0.52 **a**	44.44 ± 0.97 **a**	40.02 ± 0.52 **a**
	30 (B)	34.79 ± 0.29 **a**	47.14 ± 1.01 **a**	50.02 ± 0.49 **a**
	65 (Bt)	26.01 ± 1.19 **a**	44.35 ± 0.52 **a**	32.83 ± 0.40 **a**

DISCUSIÓN

Efectos de la plantación del eucalipto

El efecto acidificador de la vegetación será mayor cuanto más rápido sea su crecimiento y mayor sea el ritmo de extracción de biomasa (Van Bremen *et al.*, 1983; Moreno & Gallardo, 2002), por lo que las diferencias en el pH que se observa entre los suelos de Matorral y los de Eucalipto podrían interpretarse como una consecuencia de la mayor capacidad de explotación de los nutrientes

(cationes básicos) que presentan los eucaliptos, de crecimiento mucho más rápido (Jobbagy & Jackson, 2003, 2004; Jackson *et al*., 2005; Berthrong *et al*., 2009). El pH disminuye, ya que las raíces aportan protones para neutralizar las cargas negativas generadas por la extracción de cationes del complejo de intercambio (Díaz *et al*., 2006).

En general, los efectos de las plantaciones de eucaliptos sobre el suelo han sido estudiados en relación a la reducción de nutrientes y los efectos negativos del mantillo sobre los microorganismos del suelo. Algunos trabajos defienden que las plantaciones de eucaliptos mejoran la fertilidad del suelo a largo plazo (Ceccon y Martínez-Ramos, 1994; Cheng *et al*., 1994) mientras que otros demuestran su elevada exigencia nutricional (Sánchez-Rodríguez *et al.,* 2002; Merino *et al*., 2003; Rodríguez-Sollaeiro *et al*,. 2004; Berthrong *et al*., 2009), que hace que la calidad del suelo (materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y el contenido de nitrógeno y de fósforo) sea significativamente menor que con la vegetación original (Bagalopan *et al*., 1995).

El elevado contenido de materia orgánica superficial en Matorral respecto a las zonas con eucaliptos podría deberse al hecho de que en este tratamiento el suelo no ha sido modificado mecánicamente en las últimas décadas, mientras que los trabajos de aterrazado e implantación de los eucaliptos probablemente han provocado la disminución del contenido de materia orgánica por la oxidación acelerada generada por la oxigenación del suelo mediante el laboreo (Porta *et al.,* 2003). En nuestro estudio los niveles de nitrógeno en Eucalipto fueron significativamente menores que en Matorral en todo el perfil, a pesar de los presumiblemente mayores aportes de hojarasca del eucalipto respecto a la jara. Esta diferencia podría atribuirse a la disminución de materia orgánica provocada por los trabajos forestales con movimiento del suelo, ya que la disponibilidad de nitrógeno está íntimamente relacionado con la cantidad de

materia orgánica (Brady & Weil, 1999). Otra posible explicación para el menor contenido de nitrógeno de los suelos en Eucalipto podría deberse a una mayor intensidad de extracción de nutrientes del suelo por parte de los árboles frente al Matorral, especialmente en los horizontes superiores (Gaitán *et al*., 2005), lo que nos indicaría que el eucalipto podría estar contribuyendo al agotamiento nutricional de los suelos (Guo & Gifford, 2002). Esto contradice los resultados aportados por otros autores en España (Diaz-Fierros *et al.,* 1982), aunque estos trabajos se realizaron en Galicia, en ambientes más húmedos.

El elevado cociente C/N superficial observado en Eucalipto nos indica que el mantillo que genera no se descompone con facilidad (Reis y Reis, 1993), sin evidenciarse un ingreso efectivo al interior del suelo. Sin embargo en Matorral el cociente C/N es significativamente más bajo en ese mismo horizonte a pesar de que el contenido en materia orgánica es significativamente mayor que en Eucalipto, lo que indicaría que la tasa de mineralización de materia orgánica es más elevada en Matorral.

El incremento subsuperficial del cociente C/N observado en Eucalipto se debería a los movimientos del suelo llevados a cabo en los trabajos forestales, que han depositado en profundidades intermedias parte del horizonte más superficial en el que el cociente C/N es más elevado. Esta anomalía en el perfil se detecta en Eucalipto décadas después de su plantación, debido a que la mineralización es más lenta a esa profundidad, aunque no está claro que este efecto tenga consecuencias ecológicas.

En Matorral no se detecta ese incremento en el horizonte intermedio, ya que no se han realizado modificaciones en la estructura del suelo. Sin embargo en este tratamiento se observan niveles por debajo de 7 en el horizonte más profundo, lo que podría ser un síntoma del agotamiento del suelo, que generaría

consecuencias negativas en la movilización de nutrientes ya que se verían afectados tanto la estabilidad estructural del suelo como su fertilidad física (López-Ritas y López-Melida, 1990).

En general parece que la introducción del eucalipto ha producido un cambio drástico en el tipo de humus del suelo, transformándolo del típico mull (indicador de eutrofia) característico del matorral e indicador de buena fertilidad, a otro mor (indicador de distrofia u oligotrofia) que indica menor fertilidad química del suelo. No obstante este cambio en el tipo también implica un cierto rejuvenecimiento del mismo.

Los cationes básicos presentan un comportamiento similar entre estos dos tratamientos, lo que indica una baja incidencia de los trabajos forestales sobre estos parámetros. Pese a todo, existen indicios de una mayor extracción de nutrientes por parte del eucalipto, como indican por ejemplo los bajos niveles de Ca^{2+} y el reducido cociente Ca^{2+}/Mg^{2+} medidos para el horizonte más profundo de los eucaliptos y los niveles más altos tanto de K^{+} como de Na^{+} en la superficie del Matorral. El aumento en la disponibilidad del catión K^{+} en la capa más superficial del suelo también ha sido observado en la interacción jara-pasto por Rolo *et al*. (2012), quienes observaron que este efecto se reflejaba en la riqueza de K^{+} en el pasto que crece bajo jara. Estos resultados sugieren que el matorral puede incrementar la fertilidad química de la superficie del suelo y que la extracción de nutrientes en profundidad por parte de los eucaliptos es más pronunciada que la del matorral. Además coinciden con los obtenidos en otros trabajos en los que se detectaron reducciones de Ca^{2+} en el horizonte superior del suelo mineral bajo forestaciones de eucalipto (Díaz *et al*., 2006; Berthrong *et al*., 2009). De la misma forma, el hecho de que los valores de conductividad eléctrica en Eucalipto sean menores que en Matorral en todo el

perfil, podría confirmar el empobrecimiento en nutrientes y la disminución de la fertilidad bajo eucalipto (Aparicio, 2002).

En el horizonte más profundo la CIC en Eucalipto es menor que en Matorral, situación que podría venir determinada por la mezcla de horizonte producida durante los trabajos forestales. En el movimiento de tierra, las capas superficiales, pobres en arcillas, podrían haber sido mezcladas con las capas inferiores, resultando en un valor medio de arcillas inferior en las capas profundas de los suelos removidos. No obstante, en nuestro estudio no se detectó este empobrecimiento en arcillas en los suelos bajo eucaliptos (ver Capítulo 4), por lo que las diferencias en CIC podrían deberse a que entre las zonas de estudio hubiera diferencias previas en el grado de evolución de las arcillas del horizonte de iluviación (de menor actividad las presentes en las zonas reforestadas con eucaliptos).

Los niveles de fósforo en Matorral son bajos en todos los horizontes, lo que nos indicaría un elevado consumo por parte de la jara a lo largo del todo el perfil (Rolo *et al*., 2012). Por otra parte el elevado contenido en fósforo en las capas profundas del suelo en Eucalipto podría atribuirse tanto al escaso consumo de este elemento por parte de estos árboles, bien adaptados a ambientes deficitarios en este nutriente (Raison *et al*, 1982; Thompson *et al.*, 1983; Rodríguez-Sollaerio *et al*., 2004; Granados y López, 2007), como a la existencia de ácidos orgánicos de bajo peso molecular cuyo efecto positivo sobre la disponibilidad de fósforo en el suelo ha sido demostrado (Fox, 1995). De hecho, en nuestro estudio los mayores niveles de P disponible bajo eucalipto se observan a pesar de que bajo eucalipto el suelo es más ácido (condición que generalmente dificulta la disponibilidad del P).

Efectos de la eliminación del eucalipto y de los trabajos forestales a corto plazo.

El pH está considerado como una de las propiedades químicas más importantes del suelo, debido al efecto que ejerce sobre las características químicas, físicas y biológicas de éste (Jackson, 1982). Determina la asimilabilidad de los nutrientes, por lo que se convierte en un factor determinante en el rendimiento de los cultivos (Sañá *et al.*, 1996). Se ha encontrado reiteradamente, que los suelos plantados con *Eucalyptus* spp. presentan menor pH, más acidez intercambiable y menor saturación en bases que los que permanecen bajo la vegetación previa a la plantación (Delgado *et al.*, 2006).

El perfil del pH en Intenso y Eucalipto es similar, lo que nos indica que los trabajos forestales no han alterado significativamente este parámetro a corto plazo. Ni en la acidez activa o en la de cambio se han detectado diferencias entre los dos tratamientos anteriores a ninguna profundidad, lo que podría explicarse por la elevada capacidad de tamponamiento que tienen los suelos, ya que la acidez es una propiedad que no es fácilmente alterable por las acciones antrópicas (Runge & Rode, 1991). No obstante, pese a la ausencia de significación en el análisis estadístico, sí que se aprecia un ligero incremento del pH en los dos horizontes superiores de las áreas labradas respecto a las arboladas, posiblemente debido al aporte de cationes generado por la rápida mineralización de la materia orgánica procedente de los residuos vegetales, y quizás también a los cationes liberados durante la combustión de los montones de tocones de los eucaliptos.

El aumento de materia orgánica observado en el horizonte superficial del tratamiento Intenso probablemente sea debido a la incorporación al suelo de parte de los restos vegetales procedentes de la vegetación eliminada. Esta es

una consecuencia positiva de los trabajos ejecutados para la restauración de la vegetación natural; sin embargo es muy probable que este efecto positivo sólo permanezca a corto plazo, ya que la mineralización de la materia orgánica se va a acelerar como consecuencia de la oxigenación que provoca la remoción del suelo. La incorporación de materia orgánica y la aceleración de su mineralización puede producir un aumento transitorio de la disponibilidad de nutrientes, justo cuando apenas existe vegetación para aprovecharlos (Likens, 1992). Esto podría traducirse en un aumento muy significativo de la lixiviación de nutrientes a corto-medio plazo que puede facilitar la posterior eutrofización de las aguas superficiales del entorno (Brady & Weil, 1999), y una pérdida de fertilidad del suelo a medio-largo plazo.

En conjunto, los trabajos forestales podrían estar contribuyendo a corto plazo al aumento transitorio del contenido total de nitrógeno en superficie, y a largo plazo a la disminución del contenido de éste en el total del perfil del suelo. Estos hechos deben ser interpretados como muy negativos, pues una pérdida neta de nitrógeno en el suelo a largo plazo es perjudicial en suelos ya de por sí con bajos contenidos de este nutriente como los de Monfragüe, en los que es difícil encontrar valores superiores a los 1.50 g de $N \cdot Kg^{-1}$ suelo, el cual es establecido como límite de deficiencia (López-Ritas y López-Melida, 1990).

También se observa un incremento en el cociente C/N en el horizonte subsuperficial de Intenso provocado por el enterramiento a profundidades intermedias de parte del horizonte superficial cuyo cociente C/N es más elevado. Este efecto es similar al detectado en Eucalipto pero a una escala mayor debido a que los trabajos forestales son más recientes.

La pérdida tan acusada de P disponible en Intenso respecto a Eucalipto, teniendo tan poca movilidad en el suelo podrían atribuirse al efecto directo de

los trabajos forestales, que provocarían una pérdida de este nutriente por erosión de las partículas finas (las más ricas en P) durante los trabajos de movimiento de la tierra.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es un parámetro utilizado habitualmente para evaluar la fertilidad potencial de los suelos ya que controla la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Porta *et al*., 2003). Un suelo se considera fértil cuando su capacidad de intercambio catiónico es alta, lo que le permite retener una elevada cantidad de cationes sin que sean lixiviados por el agua (Fuentes, 1999). En el horizonte más profundo, la CIC en Eucalipto es menor que en el Intenso, situación que podría atribuirse a que entre las zonas de estudio haya diferencias preexistentes no provocadas por los trabajos forestales.

Los contenidos de cationes básicos K^+ y Ca^{2+} son muy bajos en los suelos de Monfragüe, y en el caso del Ca^{2+} con menos del 20% de ocupación del complejo de cambio podría resultar limitante para el desarrollo vegetal (Domínguez, 1997). Los bajos valores de cationes básicos en los suelos originados, explicarían las escasas diferencias que en general se detectan entre los tratamientos y en particular entre Intenso y Eucalipto que han sufrido el efecto de los trabajos forestales.

CONCLUSIONES

1. Para las propiedades del suelo asociadas mayormente a la mineralogía (contenidos en cationes básicos y fósforo) se observan diferencias que son atribuibles a la naturaleza original de los suelos y no tanto a los trabajos a los que han sido sometidos los diferentes suelos. No obstante, en alguna medida también la propia naturaleza del eucalipto (rápido crecimiento) afectó

negativamente al contenido de nutrientes disponibles en el suelo, agotando los cationes básicos y acidificando el suelo. Una ligera disminución del P disponible también podría atribuirse a la erosión del suelo.

2. Varias propiedades asociadas a la actividad biológica, como el contenido en nitrógeno, la materia orgánica, el cociente C/N y el pH se han visto afectadas negativamente con los trabajos forestales a largo plazo, aunque en algunos casos se puede observar un incremento inicial transitorio (e.g. nitrógeno). El mantenimiento de la vegetación o en su defecto de los restos vegetales podría contribuir a evitar la pérdida excesiva de nitrógeno, elemento que aparece como un probable limitante del desarrollo vegetal en los suelos en los que ha estado presente el eucalipto.

BIBLIOGRAFÍA

Alfredsson, H., Condron, L.M., Clarholm, M.D., Davis, M.R. 1998. Changes in soil acidity and organic matter following the establishment of conifers on former grassland in New Zealand. Forest Ecology & Management 112: 245-252.

Aparicio, J. 2002. Efecto de *Eucalyptus grandis* en las condiciones químicas del suelo de 26 sitios del sudeste de la provincia de Corrientes. XVIII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia.

Balagopalan, M. & Jose, A.Y. 1995. Soil chemical characteristics in a natural forest and adjacent exotic plantations in Kerala, India. Journal of Tropical Forest Science 8: 161-166.

Bará, S., Gil, Mª., Riguero, A. 1985. Efectos ecológicos del *Eucaliptus globulus* en Galicia. Estudio comparativo con *Pinus pinaster* y *Quercus robur*. Monografías Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, nº 50. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 381 pp.

Barberá, G.G., Martínez-Fernández, F., Alvarez-Rogel, J., Albaladejo, J., Castillo, V. 2005. Shortand intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. New Forest 29: 177–198.

Belmonte, D. 1986. Estudio de la flora y vegetación de la comarca y sierra de las Corchuelas. Parque Natural de Monfragüe. Cáceres. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 444 pp.

Berthrong, S.T., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon and nitrogen with reforestation. Ecological Applications 19: 2228-2241.

Bocio, I., De Simón, E., Navarro, F.B., Ripoll, M.A. 2001. Efectos de diferentes procedimientos de preparación del suelo en la forestación de tierras agrarias. En: Actas del III Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 317-322. Granada.

Bradley, R.I. 2004. Changes in organic carbon content of non-agricultural soils. Defra Project: SP0521. http://www2. defra.gov.uk/research/project_data/Default.asp.

Brady, N.C. & Weil, R.R. 1999. Soil organic matter. pp: 446-489. In: The nature and properties of soils (12th ed). Prentice Hall. New Yersey. 881 pp.

Bremer, L.L. & Farley, K.A. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts?. A synthesis of the effect of land-use transitions on plant species richness. Biodiversity and Conservation 19: 3893-3915.

Bremmer, J.M. & Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen total. pp: 595-624. In: Page, A.L, Miller, R.H, Keeney, D.R. (eds). Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Mongraph. 9 (2nd ed). American Society of Agronomy. Madison. 1159 pp.

Carrere, R. 2006. Maquillaje verde. Análisis crítico de la certificación de monocultivos de árboles en Uruguay por el FSC. Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales. Montevideo, Uruguay. Colección del World Rainforest Movement (WRM), Nº 5. http://www.wrm.org.uy/paises/Uruguay/libro/.html.

Ceccon, E. y Martínez-Ramos, M. 1994. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucaliptos de gran escala en áreas tropicales. Aplicación al caso de Méjico. Interciencia 24: 352-359.

Céspedes, C. 2007. Dinámica de la materia orgánica y algunos parámetros físico-químicos en Molisoles, en la conversión de una pradera a cultivo forestal en la región de Piedras Coloradas-Algorta (Uruguay). Tesis Doctoral. École Nationale Supérieure Agronomique de Tolouse (E.N.S.A.T). 287 pp.

Cheng, W.E. & Horng, F.W. 1994. Effect of *Eucalyptus* plantations on soil fertility. Bulletin of the Taiwan Forestry Research Institute 9: 241-256.

Delgado, S., Alliaume, F., García Préchac, F., Hernández, J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. Agrociencia 10: 95-107.

Del Pozo, J.L. y Bermejo, J.M. 2004. Las repoblaciones con eucalipto en Extremadura. Foresta 27: 184-192.

Díaz, D., Tesón, N., García, M.A. 2006. Efectos ambientales de las forestaciones de eucaliptos en el noroeste de Entre Ríos. XXI Jornadas forestales de EntreRíos. http://www.inta.gov.arg/concordia/info/documentos/Forestación.

Díaz-Fierros, F., Calvo de Anta, R., Paz, A. 1982. As especies forestais e os solos de Galicia. Publicatións do Seminario de Estudios Galegos. Cuadernos da Area de Ciencias Agrarias 3. 159 pp.

Domínguez, A. 1997. Tratado de fertilización. (3ªed). Mundi-Prensa. Madrid. 613 pp.

Durán, P., Silveira, L., Martínez, L., Chamorro, A., González, J.C., Zanetti, E., Alonso, Hayashi, R., Durán, A., García Préchac, F., Pérez, M., Frioni, L., Sicardi, M., Molteri, C., Bozzo, A. 2001. Estudio de Monitoreo Ambiental de Plantaciones Forestales en el Uruguay. Informe final. Universidad de la República. Montevideo. pp: A1-1 a B2-32J.

Dye, P.J., Poulter, A.G., Soko, S., Maphanga, D. 1997. The determination of the relationship between transpiration rate and declining available water for *Eucalyptus grandis*. Water Research Commission Report No. 441/1/97. 103 pp.

Fox, T.R. 1995: The influence of low-molecular-weight organic acids on properties and processes in forest soils. pp: 43-63. In: McFee, W.W., Kelly, M. (eds). Carbon forms and functions in Forest Soils. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. USA. 594 pp.

Fuentes, J.L. 1999. El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (5ª ed). Secretaría general de pesca Marítima. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 352 pp.

Gaitán , J.J., Peñón, E., Costa, M.C. 2005. Fine root distribution of *Eucalyptus globulus* ssp. *maidenii* in relation to some soil properties. Ciência Florestal, Santa María 15: 33-41.

García, A. y López, A. 2002. Mapa de suelos de la provincia de Cáceres. Escala 1:300.000. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura. Cáceres. 119 pp.

Granados, S. y López, G.F. 2007. Fitogeografía y ecología del género *Eucalyptus*. Chapingo 13: 143-156.

Guo, L.B. & Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology 8: 345–360.

Harper, R.J., Okom, A.E.A., Stilwell, A.T., Tibbet, M., Dean, C., George, S.J., Sochacki, S.J. 2012. Reforesting degraded agricultural landscapes with *Eucaliptus*: Effects on carbon storage and soil fertility after 26 years. Agriculture, Ecosystems and Environment. doi: 10.1016/j.agee.2012.03. 013.

Herrero-Borgoñón, J.J. y Rubio, J.L. 1994. Impacto de las técnicas forestales de repoblación sobre los procesos erosivos y la fertilidad del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Sèrie Divulgaciò Técnica. Nº 27. Consellería d´Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana. Valencia. 256 pp.

Jackson, M.L. 1982. Análisis químicos de suelo. (4ª ed). Omega. Barcelona. 662 pp.

Jackson, R.B., Jobbagy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., le Maitre, D.C., McCarl B.A., Murray, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological sequestration. Science 310: 1944-1947.

Jobbágy, E.G. & Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. Biogeochemistry 64: 204-229.

Jobbagy, E. G., & Jackson, R.B. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. Global Change Biology 10: 1299-1312.

Keenan, R.J., Gerrand, A., Nambiar, S., Parsons, M. 2006: Plantations and water. Plantation impacts on stream flow. Revised edition. Science for decision makers. Australian Government. Bureau of Rural Sciences. Canberra. 8 pp.

Knigth P.J. & Nicholas I.D. 1996. *Eucalypt* nutrition: New Zealand experience pp: 275-302. In: Attiwill, P.M., Adams, M.A (eds). Nutrition of eucalypts. (1st ed). Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (SCIRO). Australia. 440 pp.

Ladero, M. 1987. La España Luso-Extremadurense. pp: 455-488. En: Peinado, M., Rivas-Martínez, S. (eds). La vegetación de España. Colección Aula Abierta 3. Universidad de Alcalá de Henares. pp: 560.

Lavado, F.J. 2010. Introducción a la vegetación y la fauna en Extremadura. pp: 53-86. En: Schnabel, S., Lavado, F.J., Gómez, A., García, R. (eds). Aportaciones a la geografía física de Extremadura con especial referencia a las dehesas. Asociación Profesional para la Ordenación del Territorio, el Ambiente y el Desarrollo Sostenible-Fundicotex. Cáceres. 257 pp.

Likens, G.E. 1992. Style and method in ecosystem ecology. pp: 17-88. In: Kinne, O. (ed). The ecosystems approach. Its use and abuse. Ecology Institute. Oldendorf. 147 pp.

López-Ritas, J. y López-Melida, J. 1990. Calibración e interpretación de los análisis del suelo. pp: 37-59. En: El diagnóstico de Suelos y Plantas. Métodos de campo y laboratorio. Mundi-Prensa. Madrid. 363 pp.

Merino, A., Rodríguez-López, A., Brañas, J., Rodríguez-Soalleiro R. 2003. Nutrition and growth in newly established plantations of *Eucalyptus globulus* in northwestern Spain. Annals of Forest Science 60: 509-517.

Molteni, A.C. 2001. Efecto de la forestación con *Eucalyptus grandis* sobre la actividad biológica de los suelos bajo campo natural, en Uruguay. Trabajo de pasantía. Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de Montevideo, Uruguay. 60 pp.

Montero de Burgos, J.L. 1990. El eucalipto en España (comentarios a un problema). Serie Técnica. Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), D. L. Madrid. 44 pp.

Montoya, R. y López-Árias, M. 1997. La Red Europea de Puntos de Seguimiento de Daños en los Bosques (Nivel I) en España, 1987-1996. Publicaciones del Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente Madrid. 557 pp.

Moreno, G. & Gallardo, J.F. 2002. H^+ budget in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forest: atmospheric and management-induced soil acidification?. Plant and Soil 243: 11-22.

Moreno, G., Gallardo, J.F., Bussotti, F. 2001. Canopy modification of atmospheric deposition in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests of an unpolluted region (Central-Western Spain). Forest Ecology and Management 149: 47-60.

Moreno, G., Gallardo, J.F., Schenider, K., Ingelmo, F. 1996. Water and bioelement fluxes in four *Quercus pyrenaica* forest along a pluviometric gradient. Annals of Forest Science 53: 625-640.

Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo, A.D., Cortina, J. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. pp: 31-47. En: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Save, R. (Coord). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 193 pp.

Olsen, S.R. & Sommers, L. E. 1982. Phosphorus. pp: 403-430. In: Page, A.L, Miller, R.H, Keeney, D.R. (eds). Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Mongraph. 9 (2nd ed). American Society of Agronomy. Madison. 1159 pp.

Peech, M.A., Alexander, L.T., Dean, L.A., Reed, J.F. 1947. Methods of soil analysis for soil-fertility investigations. Circular 757. United States Departament of Agriculture. 25 pp.

Pérez-Bidegain, F., García Préchac, F., Durán, A. 2001. Soil use change effect, from pastures to *Eucalyptus sp*., on some soil physical and chemical properties in Uruguay. In: 3rd International Conference on Land Degradation, Rio de Janeiro (CD-ROM).

Poore, M.E. & Fries, C. 1985. The ecological effects of *Eucalyptus*. Forestry Paper 59. Food and Agriculture Organization (FAO). 100 pp.

Porta, J., López-Acebedo, M., Roquero De Laburu, C. 2003. Degradación de suelos por erosión hídrica: Conservación de suelos y aguas. pp: 669-699. En: Edafología para la agricultura y el medio ambiente. (3ª ed). Mundi Prensa. Madrid. 960 pp.

Raison R.J., Khanna P.K., Crane W.J. 1982. Effects of intensified harvesting on rates of nitrogen and phosphorus removal from *Pinus radiata* and *Eucalyptus* forests in Australia and New Zealand. New Zealand Journal of Forest Science 12: 394-403.

Reis, M.G. y Reis, G.G. 1993. A contribuição da pesquisa florestal para a redução dos impactos ambientais do reflorestamentos. Anais do I Simposio Brasileiro de Pesquisa Florestal. Society for Forest Research. pp: 119-135. Belo Horizonte.

Richard, J.F. 2002. Characterisation de substances humiques like comparaison avec des substances humiques naturelles. Thése présentée pour obtenir le titre de Docteur. Institut National Polytechnique de Toulouse. Specialité: Sciences des agroressources. France. 156 pp.

Richards, L.A. 1954. Methods for soil characterization. pp: 83-127. In: Diagnosis and Improvement of saline and alkali soils. Handbook nº 60. Department of Agriculture. Washington. DC. 160 pp. http//www.ars.usda.gov/Services/ doc.htm? docid=10158page=2.

Ritsema, C.J. & Dekker, L.W. 1994. How water moves in a water repellent sandy soil. Dynamics of fingered flow. Water Resources Research 30: 2519-2531.

Rodríguez-Soalleiro, R., Balboa, M., Álvarez-González, J.G., Merino, A., Sánchez, F. 2004. Efecto de la selvicultura en la extracción de nutrientes a lo largo del turno de plantaciones en tres especies de crecimiento rápido en el norte de España. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales. Fuera de serie. pp: 114-126.

Rolo, V., López-Díaz, M.L., Moreno, G. 2012. Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 93: 89-102.

Runge, M. & Rode, M.W. 1991. Effects of soil acidity on plant associations. pp: 183-202. In: Ulrich, B., Summer, M.E. (eds). Soil Acidity. Springer-Verlag. Berlin. 224 pp.

Sánchez-Rodríguez, F., Rodríguez-Soalleiro, R., Español, E., López, C.A., Merino, A. 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiate* D. Don plantations in northwestern Spain. Forest Ecology and Management 171: 181-189.

Sañá, J., Moré, J., Cohi, A. 1996. La gestión de la fertilidad de los suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 277 pp.

Sicardi, M., García-Préchac, F., Frioni, L. 2004. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) plantations in uruguay. Applied Soil Ecology 27: 125-133.

Statsoft, Inc. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Thompson, C.H., Moore, A.W., Northcote, K.H. 1983. Soils and land use. pp: 757-776. In: Soils, An Australian Viewpoint. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO). Melbourne. 928 pp.

Van Breemen, N., Mulder, G., Driscoll, C.T. 1983. Acification and alkalinization of soils. Plant and Soil 75: 283-308.

Walkley, A. & Black, A.I. 1934. An examination of the Degtjoreff method for determination soil organic matter and a proposed codification of the cromic acid titration method. Soil Science 37: 29-37.

El sol brillaba, no teniendo otra alternativa, sobre lo nada nuevo.

Samuel Beckett. Murphy.

Modificación de las propiedades físicas según tratamiento del suelo para la restauración forestal

4

ÍNDICE

Introducción 97

Objetivos 101

Materiales y Métodos 102

Área de estudio 102

Diseño experimental 103

Parámetros analizados 104

Análisis estadísticos 108

Resultados 110

Potencia de suelo y horizontes 110

Pedregosidad 111

Textura 111

Densidad aparente 113

Velocidad de infiltración 115

Densidad de cárcavas 118

Dimensión de cárcavas 119

Evolución de cárcavas 120

Discusión 122

Similitud inicial de perfiles edáficos 122

Densidad aparente 124

Velocidad de infiltración 126

Erosión: formación de cárcavas 127

Conclusiones 128

Bibliografía 129

INTRODUCCIÓN

La reforestación es una de las técnicas que se han utilizado tradicionalmente para la restauración de áreas degradadas y controlar la erosión (García *et al.*, 2009). En nuestro caso la plantación de los eucaliptos tenía un móvil principalmente económico, ya que existía el proyecto de instalación de una planta celulósica en Mérida que finalmente no se construyó (Del Pozo y Bermejo, 2004). Las bajas rentabilidades, la aparición de plagas y principalmente la presión social generaron que la tendencia a reforestar con especies foráneas se invirtiese a nivel regional y que se proyectara transformar los espacios ocupados por eucaliptos en áreas de bosque mediterráneo.

En Monfragüe, tras un largo e intensivo uso de los recursos naturales por parte de las poblaciones que se encuentran en su entorno, se ha producido una degradación de la vegetación y del suelo (Pulido y Sevilla, 2009). Los aprovechamientos tradicionales como el cultivo, pastoreo y carboneo se continuaron a mediados del siglo XX con sucesivas reforestaciones de pinos que sufrieron incendios periódicos. Como consecuencia de estas alteraciones la vegetación estaba representada principalmente por matorrales, que son elementos característicos de los primeras etapas sucesionales en la degradación de los encinares mediterráneos de la zona (Pulido *et al.*, 2007). Finalmente a principios de los setenta se acometió una reforestación con eucaliptos (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.).

En este contexto, a principios del año 2000 se acometió la eliminación de 852 ha de eucalipto de la finca "Baldíos de Lugar Nuevo" (Serradilla, Cáceres), que representa un área potencial de bosque mediterráneo y su posterior reforestación con vegetación autóctona. En la actuación realizada en Monfragüe, el procedimiento ejecutado fue el tradicional. Se inició con la corta

de los fustes, seguida del destoconado, apilado de los tocones y fustes en cordones antierosivos dispuestos según curvas de nivel y subsolado lineal si la pendiente no superaba el 35%. Las zonas de menor pendiente sufrieron un intenso tratamiento preparatorio del terreno, eliminando las terrazas y gradeando el terreno. Se realizó además un subsolado para mejorar la capacidad de arraigo de las plántulas, que facilitara superar principalmente el primer verano, que es el periodo crítico que condiciona el éxito de las reforestaciones (Gómez *et al.*, 2003; Marañón *et al.*, 2008). Finalmente se llevó a cabo la siembra de plántulas de alcornoque y encina al 50% con una densidad de 400 plantas · ha^{-1}, a las que posteriormente se protegió con tubos de plástico cilíndrico de 60 cm de altura (Tabla 2.1, Capítulo 2).

Tanto los eucaliptos, como los trabajos forestales para su implantación y para su posterior eliminación, pueden haber generado modificaciones en las propiedades tanto químicas (Capítulo 3) como físicas (Capítulo 4), debido a la acción directa del eucalipto, a los efectos indirectos del movimiento del suelo y a los directos del uso de maquinaria pesada en la preparación del suelo.

En general la preparación del terreno se realiza con los siguientes objetivos: (1) mejorar las condiciones del suelo, rompiendo las capas del suelo que limitan o dificultan el crecimiento de la raíz, (2) reducir la competencia, lo que aumenta la disponibilidad de agua edáfica para las plantas y (3) mejorar el régimen hidrológico del terreno mediante la creación de caballones, ahoyados y subsolados que facilitan la infiltración y reducen la velocidad de escorrentía. Todos ellos son efectos potencialmente positivos a corto plazo. De hecho, numerosos estudios encuentran relación entre la tasa de supervivencia de las plántulas y una preparación intensa del suelo antes de su implantación (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2006; ver también Capítulo 7).

A medio-largo plazo el trabajo mecánico sobre el suelo también tiene aspectos negativos, que se potencian con la reiteración, como son la degradación de la estructura del suelo debido a la ruptura de los agregados, la formación de costras superficiales, la formación de capas compactadas en profundidad (suela de labor), la formación de caminos preferenciales de agua cuando se labra siguiendo las líneas de máxima pendiente, la mezcla de los horizontes edáficos y la alteración de la fisiografía del terreno, el aumento de la pedregosidad superficial, la disminución del contenido en materia orgánica, la disminución de la biodiversidad y la eliminación de la cobertura vegetal, lo que eleva el riesgo de erosión (Herrero-Borgoñón y Rubio, 1994).

La principal consecuencia de la compactación es el aumento de la densidad aparente del suelo, ya que la compresión disminuye la fracción de volumen de poros (Carrero-González *et al.*, 2009). Esto acarrea una reducción de la velocidad de infiltración de los suelos (Li *et al.*, 2008), lo que limita la retención de agua y provoca una aceleración en el proceso de escorrentía de agua superficial y de erosión (García-Fayos *et al.*, 2000; Cerdá, 2001). Este fenómeno es frecuente en la cuenca mediterránea y amenaza gravemente los sistemas agrarios y forestales. Si se conserva el suelo, el agua se conserva, y este recurso es el principal factor limitante de la supervivencia de las plántulas en este tipo de entornos semiáridos (Padilla, 2008).

La erosión hídrica es el tipo de erosión más significativo en los entornos semiáridos. Se debe al efecto combinado del impacto de las gotas de lluvia, a la acción de la escorrentía y a los movimientos en masa (García Fayos, 2008), por lo que para limitar sus efectos hay que disminuir la agresividad de estos procesos, fundamentalmente protegiendo el suelo con vegetación y hojarasca.

Pese a que el acarcavamiento es uno de los procesos erosivos más destacados, la erosión por cárcavas y barrancos ha sido relativamente poco estudiada, en comparación con la erosión laminar, aunque numerosos trabajos muestran que el acarcavamiento es un proceso muy importante en la pérdida de sedimentos de suelos en zonas agrícolas (Poesen *et al*., 1998, 2003; Martínez-Casasnovas *et al*., 2002, 2003; Casalí *et al*., 2009). El inicio de este proceso se sitúa en una escasa infiltración de los suelos, que se traduce en la rápida producción de escorrentía en las laderas (Schnabel y Lavado, 2010). Es un proceso ligado al flujo superficial del agua y se produce al concentrarse el flujo de agua de forma rápida y recurrente en cauces estrechos, originando la eliminación progresiva del suelo de estas áreas hasta una profundidad considerable. Supone un serio problema en algunas regiones mediterráneas debido a la confluencia de factores como el clima, los suelos, el relieve, la escasa cubierta vegetal y los usos del suelo (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2009).

La pérdida de suelo va a limitar el desarrollo vegetal posterior, retroalimentando el sistema negativamente, conduciéndolo a la desertización. España es el principal país europeo afectado por la desertización, proceso que está degradando el 53% de la superficie nacional (Rodríguez, 2009). Por esta razón, los futuros proyectos de eliminación del eucalipto y la posterior restauración de la vegetación autóctona deberían contar con un estudio previo que evaluase la incidencia potencial de estas prácticas sobre la conservación y la calidad del suelo e indirectamente sobre la viabilidad de futuras plantaciones o siembras realizadas sobre él.

En este marco, nos planteamos varias preguntas: ¿se puede utilizar al eucalipto como mecanismo de restauración del suelo en entornos semiáridos?, ¿existe el riesgo de que la mecanización realizada en los trabajos de eliminación de los

eucaliptos suponga un nuevo impacto sobre el suelo? y ¿conlleva una preparación tan intensa del suelo mayores riesgos de degradación?.

OBJETIVOS

En este capítulo se pretende evaluar el impacto generado por la implantación, permanencia y eliminación de los eucaliptos sobre las propiedades físicas del suelo.

Los principales objetivos que se plantean en este estudio son:

1) Analizar los efectos a largo plazo sobre las propiedades físicas del suelo ocasionados conjuntamente por los trabajos de plantación de los eucaliptos y los generados por los propios árboles durante su desarrollo.

2) Analizar los efectos a corto plazo sobre las propiedades físicas del suelo originados por los trabajos forestales realizados durante la eliminación de los eucaliptos. Comparar dos tipos de preparación del terreno, uno más intensivo, con previsiblemente gran impacto sobre el sistema suelo, y otro más moderado, en el que se respetan las terrazas preexistentes y no se gradea el terreno.

Nuestras hipótesis son: (i) la implantación de los eucaliptos genera una pérdida de la calidad física del suelo en ambientes semiáridos, fundamentalmente por los trabajos de preparación del terreno (aterrazamiento), (ii) la mecanización para la eliminación de las terrazas en los trabajos de restauración de la vegetación autóctona ha supuesto una nueva alteración del suelo y (iii) los trabajos forestales intensos no mejoran el suelo e incrementan la erosión respecto a métodos más conservativos de preparación del terreno.

A partir de los resultados que se obtienen, se plantea un tercer objetivo:

3) Plantear recomendaciones útiles con bases científicas que permitan justificar futuras actuaciones de restauración de la vegetación autóctona que sustituyan a las plantaciones de eucaliptos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La reforestación se llevó a cabo en el invierno 2000-2001 en las cercanías de Villarreal de San Carlos, en el término municipal de Serradilla, dentro de la finca "Baldíos de Lugar Nuevo". Es un área potencial de bosque mediterráneo que ha sido profundamente modificada por el hombre.

Debido a la estructura del relieve sobre el que se asienta la zona de estudio, los suelos se han desarrollado fundamentalmente sobre coluviones de laderas cuarcíticas (Capítulos 1 y 2). El sustrato es ácido, con potencia variable (en general con menos de 100 cm de profundidad) y horizonte de iluviación de arcillas también de desarrollo variable (Capítulo 2). El clima es mediterráneo con influencia continental, con una precipitación media anual de 753 ± 28 mm y una temperatura media anual de 17 ± 0.3 ºC (serie temporal continua 1965-2008; estación climatológica de Serradilla, altitud 410m, longitud 60º 27´ 2´´ y latitud 39º 49´ 50´´). La vegetación potencial pertenece a la serie mesomediterránea Luso-Extremadurense silicícola de la encina (Belmonte, 1986; Ladero, 1987). En este bosque esclerófilo las encinas (*Quercus ilex* L.) y alcornoques (*Quercus suber* L.) son los árboles dominantes. Actualmente en la zona de estudio son frecuentes extensas áreas de jarales-brezales característicos de las etapas avanzadas de degradación de los encinares desarrollados sobre suelos silíceos.

Diseño experimental

Se diferenciaron cuatro tipos de tratamientos en función de la intensidad de los trabajos forestales: Matorral, Eucalipto, Intenso y Moderado. (1) Matorral: matorral de jara intacto, que no había sufrido transformaciones significativas en los últimos 30 años. (2) Eucalipto: zonas que fueron plantadas de eucaliptos hacía 25 años y que aún conservaban los árboles. (3) Intenso: zonas que fueron plantadas de eucaliptos hacía 25 años y en las que los árboles acababan de ser arrancados, eliminando las terrazas gradeando el suelo inmediatamente después. (4) Moderado: zonas que fueron plantadas de eucaliptos hacía 25 años y en las que los árboles acababan de ser arrancados, no realizando ninguna otra actuación posterior sobre el suelo.

Con el conjunto de tratamientos considerados se han establecido, las siguientes comparaciones:

(1) Matorral-Eucalipto: determina el efecto a largo plazo sobre el suelo de los trabajos forestales realizados durante la plantación de los eucaliptos y los efectos posteriores de los eucaliptos en sí.

(2) Eucalipto-Moderado: determina los efectos a corto plazo de la eliminación del eucalipto en las zonas de mayor pendiente en la que el grado de intervención sobre el suelo ha sido menor.

(3) Eucalipto-Intenso: determina los efectos a corto plazo de la eliminación del eucalipto en las zonas de menor pendiente en la que el grado de intervención ha sido mayor.

(4) Intenso-Moderado: determina si la diferente intensidad en los trabajos de preparación del terreno produce diferencias en las propiedades físicas del suelo, y en su respuesta a la erosión.

Parámetros analizados

Los parámetros analizados se agrupan en dos bloques: (1) propiedades físicas: profundidad del suelo, potencia de horizontes, pedregosidad, textura, densidad aparente y velocidad de infiltración y (2) indicadores de erosión: densidad y tamaño de cárcavas.

Respecto a las propiedades físicas, se determinó la profundidad y la potencia de horizontes mediante la observación directa de una calicata por tratamiento y sitio, hasta un total de 15 calicatas abiertas en tres tratamientos diferentes: Eucalipto (válido igualmente para Moderado), Matorral e Intenso, utilizando las calicatas señaladas en el Capítulo 3 (Figura 3.1). En cada horizonte genético de todas las calicatas se cogió un par de cilindros (100 cm^3) de suelo inalterado para la determinación de la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986). Además se recogió una muestra de suelo alterado (~ 1000 g), de nuevo en todos los horizontes genéticos. En estas muestras, secadas al aire y tamizadas (luz de malla estandarizada en 2 mm), se determinó: (1) pedregosidad mediante pesado separado de gravas y tierra fina (partículas < 2 mm Ø) y (2) textura por el método de la pipeta de Robinson (Gee & Bauder, 1986), diferenciando las fracciones mediante la clasificación de la USDA. Todas las calicatas fueron descritas y muestreadas en la primavera de 2001.

La densidad aparente superficial se midió por el mismo método del cilindro en dos años consecutivos tras los trabajos de preparación del terreno. El primer año (2001) se midió en los tratamientos: Eucalipto, Intenso, Matorral y Moderado (15 muestras x tres tratamientos; total 45 cilindros). En la primavera del segundo año (2002) se midió en los tratamientos Intenso y Moderado ampliando el tamaño de muestra hasta 120 (tres muestras x 20 parcelas x dos

tratamientos). En este caso las muestras se distribuyeron al azar por la superficie total del área de estudio.

Las pruebas de evaluación de la velocidad de infiltración se realizaron transcurridos dos años para ver las consecuencias a medio plazo de los trabajos forestales sobre este parámetro. Durante la primavera y el otoño de 2004 se realizaron pruebas de infiltración en 12 zonas que incluían un área de tratamiento Intenso y otra de Moderado (12 pares de mediciones adyacentes), distribuidas aleatoriamente por el área de estudio. Se utilizó un simulador de lluvia de fabricación propia, que constaba de: (1) un trípode telescópico, (2) un recipiente de plástico perforado uniformemente de tal forma que la caída de agua simulara la lluvia y (3) un aro metálico biselado para favorecer la penetración en el terreno (altura = 7cm, Ø = 53 cm), que disponía de un orificio de salida conectado a una goma que dirigía el agua no infiltrada (agua de escorrentía superficial) hacia un recipiente en el que el agua era recogida (Figura 4.1). Se añadían cinco litros de agua en el recipiente agujereado en varios ciclos: en el primero se añadía 1 L, y posteriormente se añadían 250 ml cada dos minutos hasta agotar el volumen de agua. De esta manera la presión hidrostática se mantenía más o menos estable provocando una intensidad de lluvia constante durante la prueba (25 $L \cdot m^{-2}$ en 40 minutos).

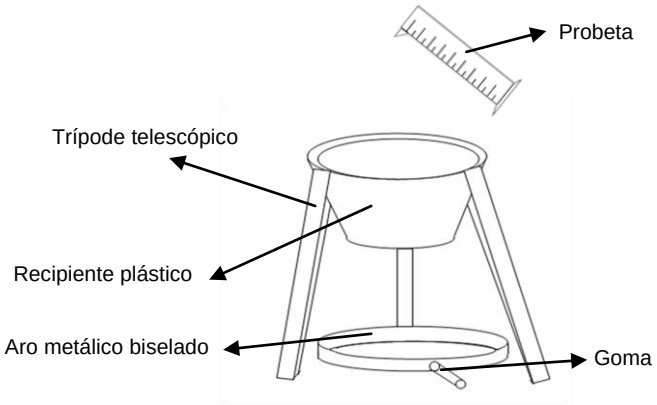


Figura 4.1. Simulador de lluvia.

Adicionalmente, en septiembre de 2004 se realizaron 24 pruebas de infiltración de agua en el suelo mediante un infiltrómetro de doble anillo (Eij Kelkamp, model IN010-B1, Ø = 30/55 cm) en 12 zonas elegidas al azar, cada una de las cuales incluía un área de tratamiento Intenso y otra de Moderado (12 pares de mediciones adyacentes) (Ibañez *et al.*, 2010). Los dos cilindros se clavaban concéntricamente en el suelo. A continuación se llenaban de agua ambos cilindros, controlando el volumen añadido y eliminado las fugas manteniendo constante la altura de agua. Para ello se dispuso una garrafa de 25 L con una boya en la boca de salida. A partir de ahí se medía el descenso de la lámina en centímetros en la garrafa de 25 L (infiltración perpendicular) en función del tiempo, hasta que ésta se vaciaba por completo (Figura 4.2).

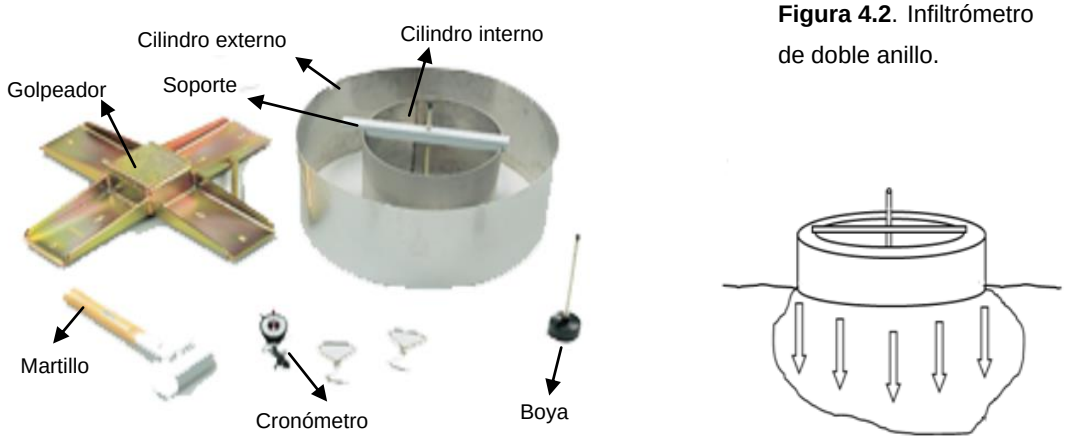


Figura 4.2. Infiltrómetro de doble anillo.

Respecto a los indicadores de erosión, durante la primavera de 2002 se evaluó la presencia de cárcavas en dos tratamientos experimentales, en 10 áreas de Intenso y 10 áreas de Moderado localizadas en pares adyacentes. En cada una de las veinte zonas, se realizó un transecto de forma perpendicular a la pendiente; en cada cárcava localizada se medía la profundidad y anchura de la cárcava, la distancia al origen del transecto mediante GPS (Garmin GPS 72 H) y la pendiente del sitio mediante un clinómetro. Un total de veinte cárcavas

(cinco zonas x dos tratamientos x dos cárcavas) de las registradas, se marcaron y monitorizaron periódicamente (Figura 4.3).

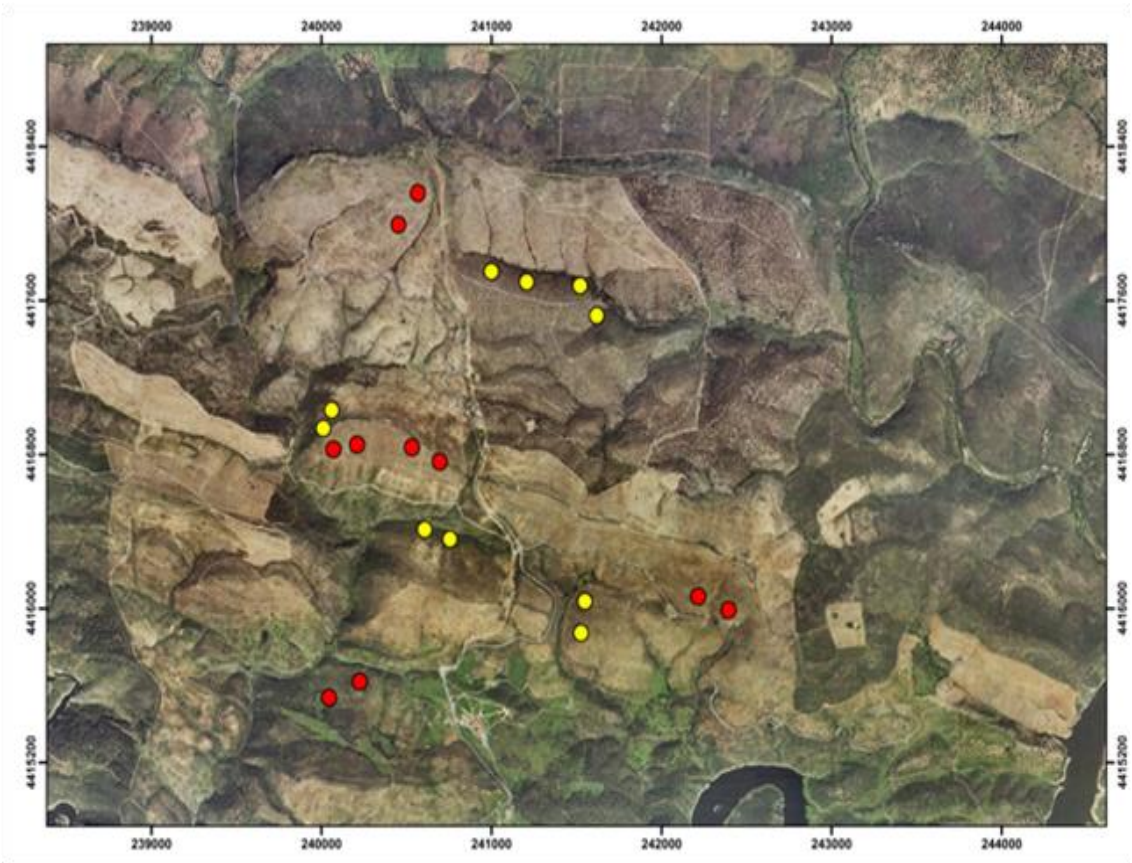


Figura 4.3. Distribución de las 20 cárcavas dentro de la zona de actuación. Los puntos rojos y amarillos representan a las cárcavas localizadas en los tratamientos Intenso y Moderado respectivamente.

Cada una de las cárcavas se marcó con dos estacas separadas 1.20 m y sobre éstas se dispuso un microperfilador topográfico de construcción propia. Éste consistía en un listón de madera perforado con 24 agujeros separados 4 cm. En cada uno de los agujeros se introducía una varilla cilíndrica de aluminio de longitud conocida (50 cm en las zonas laterales y 100 cm en las centrales), reproduciendo el conjunto de las longitudes de las varillas el perfil de la cárcava (Figura 4.4). La monitorización se realizó anualmente a lo largo del mes de septiembre desde 2001 a 2004.

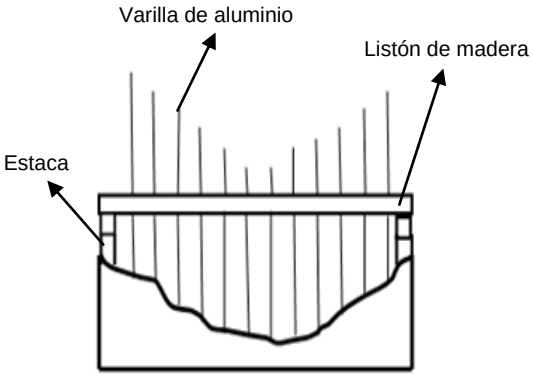


Figura 4.4. Microperfilador topográfico.

Análisis estadísticos

Para el análisis comparativo de las propiedades físicas de los diferentes horizontes, éstos se agrupan en tres horizontes tipo: A, B y Bt (equivalente a 0, 30 y 65 cm de profundidad), lo que permite obtener una base de datos operativa para el análisis estadístico que compare los valores medios entre tratamientos y profundidades (ver Capítulo 3 para más detalles).

La influencia del Tratamiento (Intenso, Eucalipto y Matorral) y la Profundidad (10, 30 y 65 cm, equivalentes a los horizontes A, B y Bt respectivamente) sobre el conjunto de variables dependientes (potencia de los horizontes del suelo, pedregosidad, porcentaje en peso de arena, limo, arcilla y densidad aparente) se testó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de doble vía para cada variable, considerando los sitios como réplicas. El efecto del Tratamiento sobre la densidad aparente superficial se evaluó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de una vía para los resultados de 2001. Para los resultados de 2002 este mismo efecto se evaluó mediante t-Student al compararse únicamente dos tratamientos (Intenso y Moderado).

Con los resultados del ensayo de infiltración obtenidos por el método del doble anillo, se realizó un ajuste exponencial relacionando el tiempo (horas) con el volumen de agua infiltrado (cm) mediante la ecuación [Altura (cm) = A * EXP (-B * horas)]. Los valores resultantes en los ajustes para los parámetros A y B (variables dependientes) se compararon entre Tratamientos (variable independiente) mediante t-Student.

Los datos obtenidos mediante el simulador de lluvia se evaluaron mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de doble vía con Tratamiento (Intenso-Moderado) y la Estación (otoño-primavera) como factores fijos y la infiltración como variable respuesta.

El efecto del Tratamiento (Intenso-Moderado) sobre la densidad, profundidad, anchura y pendiente de las cárcavas, se testó mediante U de Mann-Whitney para cada una de estas variables dependientes. Se realizaron además análisis de regresión con el fin de estimar la relación en ambos tratamientos entre la pendiente y la densidad de las cárcavas y entre la pendiente y la anchura y profundidad de éstas.

El efecto del Tratamiento y Año sobre el incremento de profundidad media y máxima de las 20 cárcavas durante el periodo 2001-2004, se analizó mediante un GLM sobre un diseño de ANOVA de medidas repetidas y de doble vía, tomando las longitudes de las varillas del microperfilador obtenidas en los sucesivos años como medidas repetidas.

La exploración de la normalidad se realizó mediante el test de Kolmogorov–Smirnov. La homogeneidad de varianzas fue explorada mediante el test de Levene. En el caso de que las variables no se ajustasen a los supuestos de normalidad eran previamente transformadas mediante logaritmo (anchura,

profundidad y densidad de las cárcavas) o raíz cuadrada (pendiente de las cárcavas). Los análisis a posteriori realizados en el caso de que el análisis fuese significativo se realizaron mediante LSD test. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2007).

RESULTADOS

Potencia de suelo y horizontes

Los suelos más profundos los encontramos en Intenso, seguido de Matorral y Eucalipto, aunque con diferencias poco acusadas (93 ± 6 cm, 90 ± 13 cm y 78 ± 10 cm respectivamente). En el muestreo se detectaron algunas excepciones, con suelos de menor profundidad por falta de desarrollo del horizonte Bt. Estas zonas se corresponden con las superficies de mayor pendiente donde aparecen los Leptosoles. En la Figura 4.5 se observa que en los tres tratamientos los dos primeros horizontes tienen un espesor similar, y siempre de menor potencia media que el horizonte más profundo.

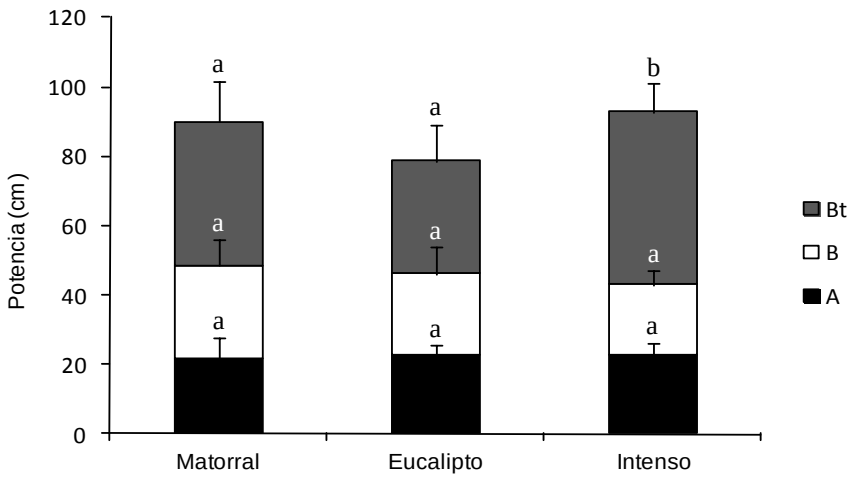


Figura 4.5. Valores medios de la potencia de los diferentes horizontes en los tres tratamientos experimentales. Las barras de error indican el error estándar. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Los resultados del ANOVA de dos vías nos muestran que la potencia del suelo es similar en los tres tratamientos ($F_{(2,25)} = 0.21$, $p = 0.813$), aunque entre los horizontes sí se establecen diferencias de potencia ($F_{(2,25)} = 3.28$, $p = 0.054$), sin detectarse interacción entre ambos factores ($F_{(4,25)} = 0.39$, $p = 0.813$).

Pedregosidad

En términos generales los suelos de los tres tratamientos presentan un elevado porcentaje de gravas de cuarcita, de tamaño generalmente grueso. Este hecho se refleja en el ANOVA, en el que no se han detectado diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{(2,35)} = 1.18$, $p = 0.320$), ni entre las profundidades ($F_{(2,35)} = 1.32$, $p = 0.280$), ni en la interacción entre ambos factores ($F_{(4,35)} = 1.60$, $p = 0.200$). No obstante, cabe destacar que en el Matorral el porcentaje de gravas disminuye notablemente desde el horizonte subsuperficial al más profundo (Tabla 4.1). En general se observa que las diferencias entre profundidades en los tres tratamientos son escasas y, en el caso de que aparezcan, sólo se establecen a nivel del horizonte más profundo, que en principio es el menos afectado por los diferentes trabajos forestales en general, y en particular, los llevados a cabo en Monfragüe.

Textura

Respecto al contenido en arena, los tres tratamientos presentan valores similares ($F_{(2,11)} = 1.31$, $p = 0.309$), aunque para este parámetro las diferencias entre profundidades sí son significativas ($F_{(2,11)} = 8.70$, $p = 0.005$), detectando el análisis a posteriori que en Intenso la capa más profunda es significativamente menos arenosa que las dos superiores ($p < 0.02$ en ambos casos) y en Matorral difieren únicamente el primer y el último horizonte ($p = 0.023$).

La presencia de limo es similar en todos los tratamientos ($F_{(2,11)} = 0.34$, $p = 0.716$) y profundidades ($F_{(2,11)} = 0.34$, $p = 0.715$), sin observarse interacción significativa entre ambos factores ($F_{(4,11)} = 77.97$, $p = 0.617$).

Existe un aumento del contenido de arcillas en los suelos de los tres tratamientos a partir del horizonte intermedio (30 cm), detectándose diferencias altamente significativas entre profundidades ($F_{(2,11)} = 8.04$, $p = 0.007$), pero no entre tratamientos ($F_{(2,11)} = 0.86$, $p = 0.450$). En general la concentración de arcillas en el horizonte más profundo es mayor que en los otros dos ($p < 0.01$ en ambos casos), aunque los análisis a posteriori muestran que esta situación es destacable principalmente en Intenso ($p < 0.03$ en ambos casos), mientras que en Eucalipto y Matorral el contenido de arcilla difiere menos entre horizontes.

Tabla 4.1. Contenido (% peso) de grava, arena, limo y arcilla en tres intervalos de profundidad (10, 30 y 65 cm) en los tratamientos experimentales: Matorral, Eucalipto e Intenso. Los análisis a posteriori no detectan diferencias entre los tres tratamientos en cada intervalo de profundidad.

Profundidad	Tratamiento	Pedregosidad	Arena	Limo	Arcilla	Textura
	Matorral	42.28 ± 9.22	48.38 ± 6.40	28.09 ± 7.96	23.42 ± 3.51	franco-arcilloso-arenoso
10 (A)	Eucalipto	35.74 ± 1.21	39.50 ± 12.50	33.64 ± 8.32	27.32 ± 4.18	franco
	Intenso	37.90 ± 4.18	40.34 ± 6.66	28.86 ± 5.83	30.88 ± 12.43	franco-arcilloso
	Matorral	52.07 ± 7.01	43.00 ± 5.20	31.85 ± 5.12	26.06 ± 4.20	franco
30 (B)	Eucalipto	32.43 ± 5.25	42.50 ± 4.50	31.86 ± 1.89	25.62 ± 6.39	fraco-arcilloso
	Intenso	28.61 ± 7.85	34.97 ± 12.03	38.39 ± 13.21	26.65 ± 1.18	franco
	Matorral	18.93 ± 10.56	20.75 ± 14.74	41.36 ± 3.35	38.07 ± 11.56	franco-arcilloso
65 (bt)	Eucalipto	44.95 ± 9.27	27.50 ± 2.50	25.10 ± 8.11	47.09 ± 10.56	arcilloso
	Intenso	17.73 ± 10.54	8.74 ± 1.22	37.83 ± 3.60	56.30 ± 3.41	arcilloso

Densidad aparente

Respecto a la densidad aparente medida en los diferentes horizontes genéticos, el ANOVA detecta diferencia significativas entre tratamientos ($F_{(2,28)}$ = 9.11, p = 0.001) y entre profundidades ($F_{(2,28)}$ = 10.21, p < 0.001). En la Figura 4.6 se observa que en todos los tratamientos la densidad aparente aumenta con la profundidad, aunque en Matorral e Intenso este factor aumenta de forma muy acusada con la profundidad, mientras que en Eucalipto el aumento es más moderado. De hecho, Eucalipto presenta una densidad aparente más baja que el resto de tratamientos a cualquier profundidad.

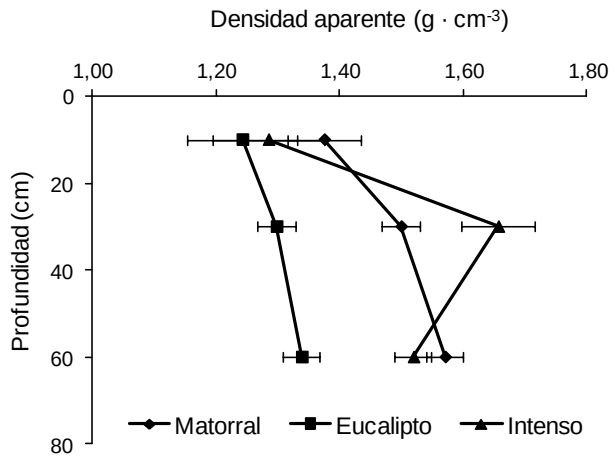


Figura 4.6. Perfil de la densidad aparente ($g \cdot cm^{-3}$) en los suelos de los tres tratamientos estudiados. Las barras horizontales indican los errores estándar.

El valor promedio de la densidad aparente en Intenso mantiene el perfil característico de las zonas labradas, con una densidad aparente en el horizonte intermedio superior a la que presentan el horizonte superficial y el más profundo; se trata de un perfil típico con suela de labor.

Considerando los valores de la monitorización adicional de la densidad aparente en superficie, en su conjunto parece que todos los tratamientos

presentan un elevado valor de densidad aparente superficial, con valores próximos a 1.3 $g \cdot cm^{-3}$ (Figura 4.7). El ANOVA detecta un potente efecto del tratamiento ($F_{(3,56)} = 4.33$, $p = 0.008$, $n = 15$). De nuevo Eucalipto presenta una densidad aparente superficial inferior a Matorral. Y de nuevo la densidad aparente aumenta con los trabajos de preparación del terreno más intensos (comparación Intenso-Eucalipto), pero no con la preparación más moderada (comparación Eucalipto-Moderado). De hecho las mayores diferencias se produjeron entre los tratamientos Intenso y Moderado, mostrando claramente la importancia del método de preparación del terreno que se elige. Ya desde el primer año, el trabajo intensivo habría producido compactación superficial del suelo tras un invierno de intensas lluvias con el suelo ya removido.

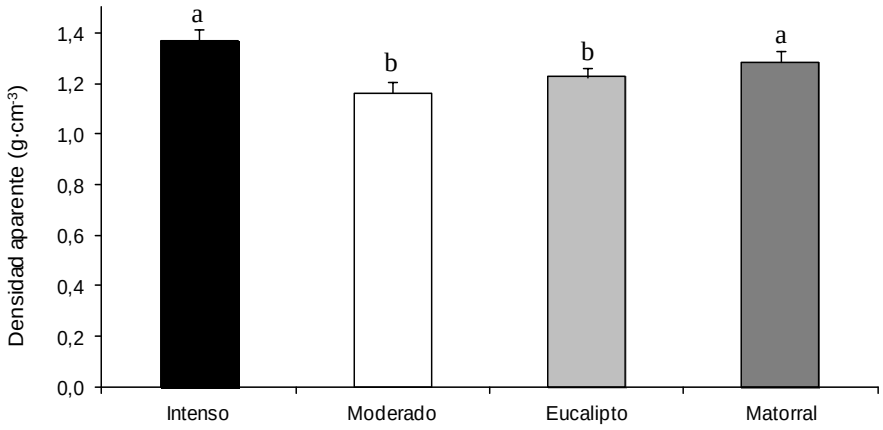


Figura 4.7. Valores promedio (± E.S.) de densidad aparente superficial en los suelos de los cuatro tratamientos estudiados en 2001. Los pares con letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Un año después, durante la primavera de 2002 se comparó la densidad aparente superficial en el par Intenso-Moderado, en el que se incluían un número mayor de muestras en ambos tratamientos ($n = 60$). En contraste con el año anterior los resultados obtenidos en ambos tratamientos son similares (1.31 ± 0.02 $g \cdot cm^{-3}$ y 1.32 ± 0.02 $g \cdot cm^{-3}$ para Intenso y Moderado respectivamente) confirmando el test t-Student que la densidad aparente dos años después de los trabajos

forestales se muestra independiente de la intensidad aplicada en los trabajos de preparación del terreno (p = 0.611, df = 118).

Velocidad de infiltración

El resultado de las diferentes mediciones de infiltración realizadas con el método de doble anillo es muy diverso, obteniéndose casos en los que la velocidad de infiltración era mayor en el tratamiento Moderado, y otros a la inversa (Figura 4.8). En todos los casos el poder explicativo del ajuste exponencial que relaciona altura de agua y tiempo fue alto, con valores de R^2 superiores al 90%. La Tabla 4.2 resume los promedios de los ajustes obtenidos para los 12 casos estudiados para cada tratamiento y en la Figura 4.9 se muestra el ajuste exponencial medio para los dos tratamientos estudiados.

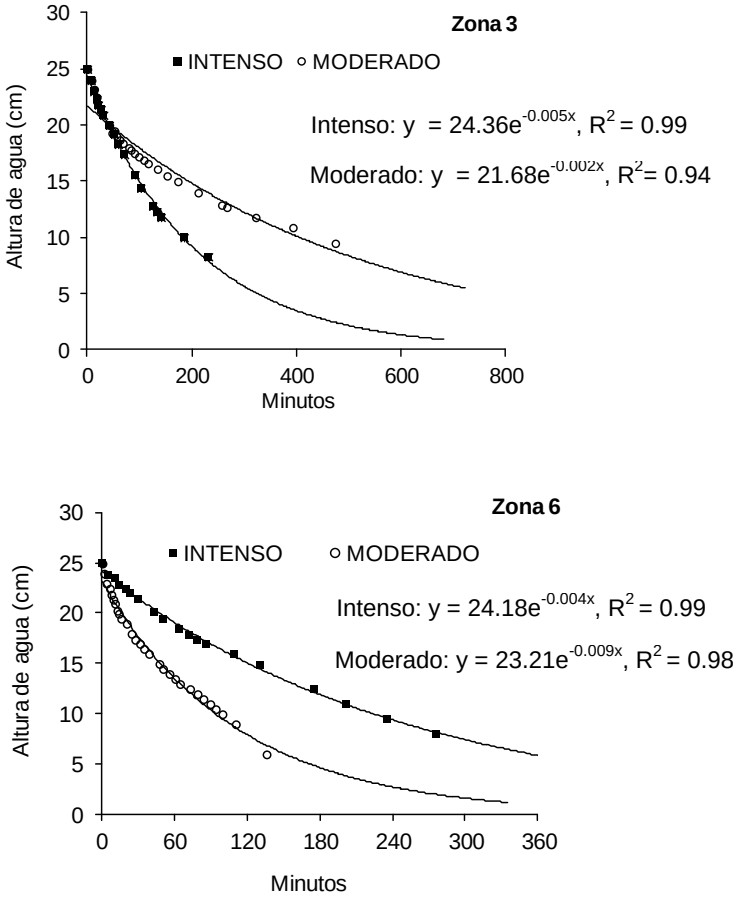


Figura 4.8. Ensayos de infiltración realizados por el método de doble anillo, donde se representa la altura de agua (cm) frente al tiempo (minutos) en dos zonas (de las 12 estudiadas) a modo de ejemplo. Zona 3 arriba y zona 6 abajo.

Tabla 4.2. Promedios (± E.S.) de los parámetros del ajuste exponencial [Altura (cm) = A * EXP (-B * horas)] entre tiempo y altura de agua (cm), en suelos sometidos a dos tratamientos diferentes de sustitución de los eucaliptos.

	A	B	R^2
Intenso	23,35 ± 0,30	0,0091 ± 0,0025	0,972 ± 0,006
Moderado	23,47 ± 0,64	0,0074 ± 0,0025	0,966 ± 0,015

Representando los ajustes definidos por los valores promedios de los parámetros A y B (Figura 4.9), se observa que al inicio del ensayo en ambos casos la velocidad de infiltración es moderadamente alta. En cambio, tras varias horas (> 6 horas) en ambos casos se reduce a valores del orden de 5 mm · h^{-1}, lo que los clasificaría como suelos en los que la infiltración es lenta (Porta *et al.,* 2003). El tiempo necesario para bajar por debajo de los 5 mm · h^{-1} es de algo más de 7 horas para el Moderado y de algo más de 6 horas para el Intenso. El acolchado (mulch) del horizonte superior en Intenso determina una velocidad de infiltración inicial ligeramente mayor con respecto a las zonas no labradas; sin embargo este efecto positivo es transitorio, pues la destrucción de agregados, el sellado superficial y la compactación subsuperficial conllevan una rápida reducción de la velocidad de infiltración a valores inferiores a los encontrados en Moderado (Figura 4.9).

No obstante la comparación de los valores de los ajustes exponenciales A y B obtenidos para ambos tratamientos, pone de manifiesto la ausencia de diferencias significativas entre los mismos ($p = 0.871$ y $p = 0.652$; g.l. = 1, 20 para A y B respectivamente). Es decir, la velocidad de infiltración parece independiente de la intensidad de los trabajos realizados el suelo en este estudio.

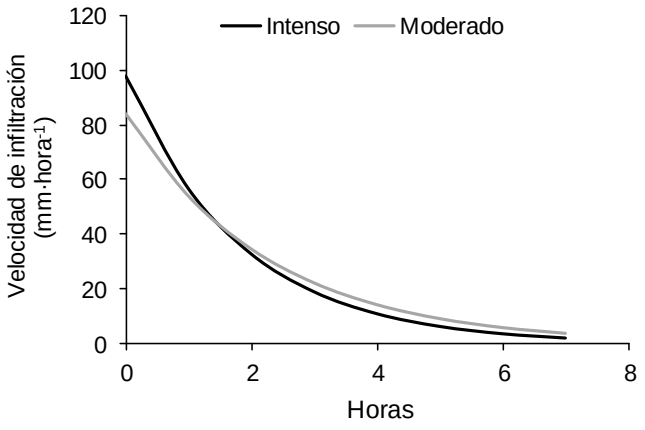


Figura 4.9. Velocidad media de infiltración en suelos de Monfragüe sometidos a dos métodos diferentes, para la eliminación del eucalipto. Se representa la evolución de la velocidad de infiltración a lo largo del tiempo modelizada a partir de de lecturas realizadas por el método del doble anillo.

Respecto a los resultados obtenidos por el método del simulador de lluvia, no se observan diferencias significativas entre tratamientos ($F_{(1,20)} = 3.33$, $p = 0.083$) ni entre periodos ($F_{(1,20)} = 2.15$, $p = 0.159$), aunque la interacción entre ambos factores sí es significativa ($F_{(1,20)} = 5.56$, $p = 0.029$). Los análisis a posteriori confirman que la velocidad de infiltración es significativamente más alta en el tratamiento Moderado que en el Intenso durante el periodo de primavera ($p = 0.008$), pero no así en otoño ($p = 0.709$). En este último periodo ambos tratamientos tienden a igualarse (Figura 4.10).

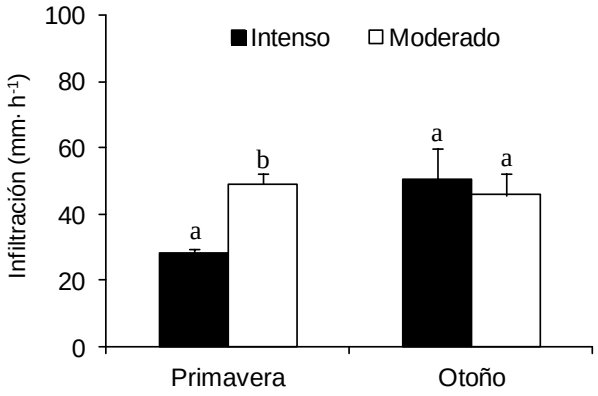


Figura 4.10. Velocidad media de infiltración (± E.S.) medida con simulador de lluvia en suelos sometidos a dos manejos de diferente intensidad (Intenso-Moderado) en el proceso de eliminación del eucalipto. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Densidad de cárcavas

La densidad de cárcavas formadas durante el primer año difiere significativamente entre los dos tratamientos ($U = 4.00$, $p < 0.001$; $n = 10$), con valores seis veces superiores en Intenso que en el Moderado (Figura 4.11). Se observa además que la pendiente es significativamente mayor en las cárcavas en Moderado ($U = 412.50$, $p < 0.001$; $n_{Intenso} = 178$, $n_{Moderado} = 19$), lo que muestra que en Intenso la formación de la cárcava es más fácil y precisa de pendientes menores para iniciarse (Figura 4.11).

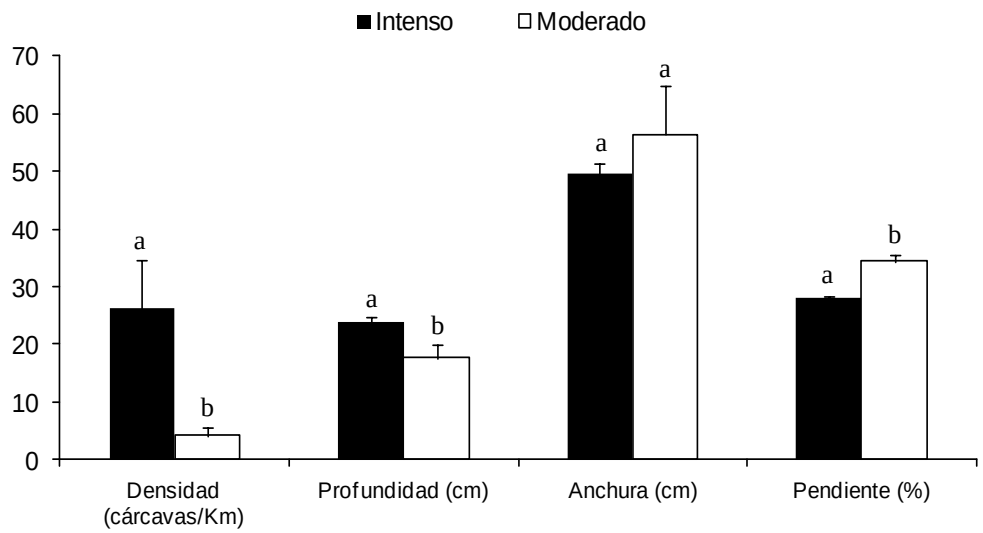


Figura 4.11. Valores medios (± E.S.) de densidad de cárcavas (nº de cárcavas/Km de transecto perpendicular a la pendiente) y dimensión de la mismas (anchura y profundidad) en los suelos de los dos tratamientos generados tras los trabajos forestales. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre los tratamientos.

El análisis de regresión que relaciona estos dos parámetros en cada uno de los tratamientos muestra que la pendiente no juega un papel significativo en la formación de las cárcavas en el caso de las parcelas de Moderado ($R^2 = 0.05$, $p = 0.608$; Figura 4.12), donde se mantienen las terrazas, las cuales se muestran

eficaces en el control de la erosión al disminuir la longitud de la pendiente. En cambio en las zonas de Intenso, donde se han eliminado las terrazas, sí se encuentra una relación positiva entre pendiente y densidad de cárcavas ($R^2 = 0.58$, $p = 0.010$).

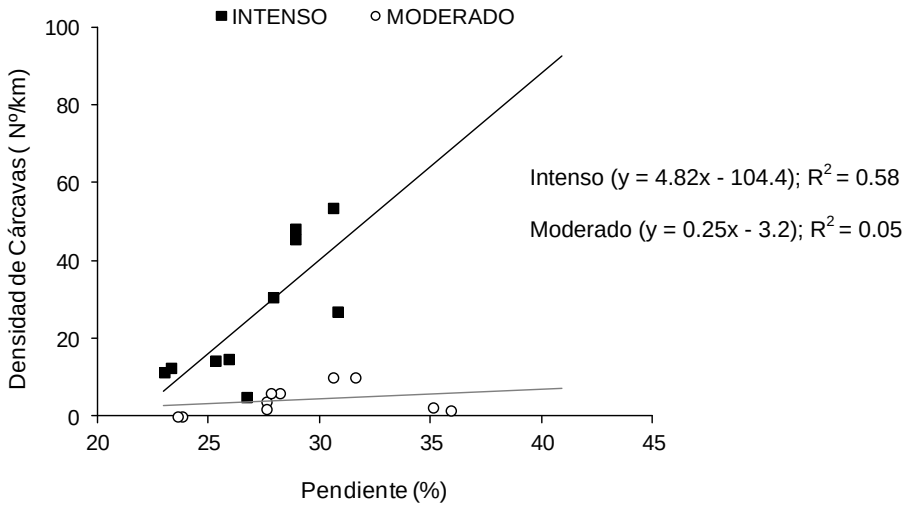


Figura 4.12. Relación entre la pendiente y la densidad de cárcavas formadas en suelos sometidos a trabajos con dos intensidades diferentes (Intenso-Moderado) de preparación del terreno para la eliminación del eucalipto en el Parque Nacional de Monfragüe.

Dimensión de las cárcavas

En cuanto a las dimensiones de las cárcavas, se detectan diferencias significativas entre tratamientos en la profundidad ($U = 1132.50$, $p = 0.018$; $n_{Intenso} = 178$, $n_{Moderado} = 19$), aunque no en la anchura de las cárcavas ($U = 1604.50$, $p = 0.714$; $n_{Intenso} = 178$, $n_{Moderado} = 19$). Con una preparación más intensa del terreno, las cárcavas producidas fueron más profundas (Figura 4.11). El análisis de regresión (Figura 4.13) en el que se relaciona la pendiente con la anchura y la profundidad de las cárcavas para ambos tratamientos, nos muestra que la pendiente es determinante de la profundidad de las cárcavas únicamente en Intenso, aunque la relación es muy débil ($R^2 = 0.03$, $p = 0.014$).

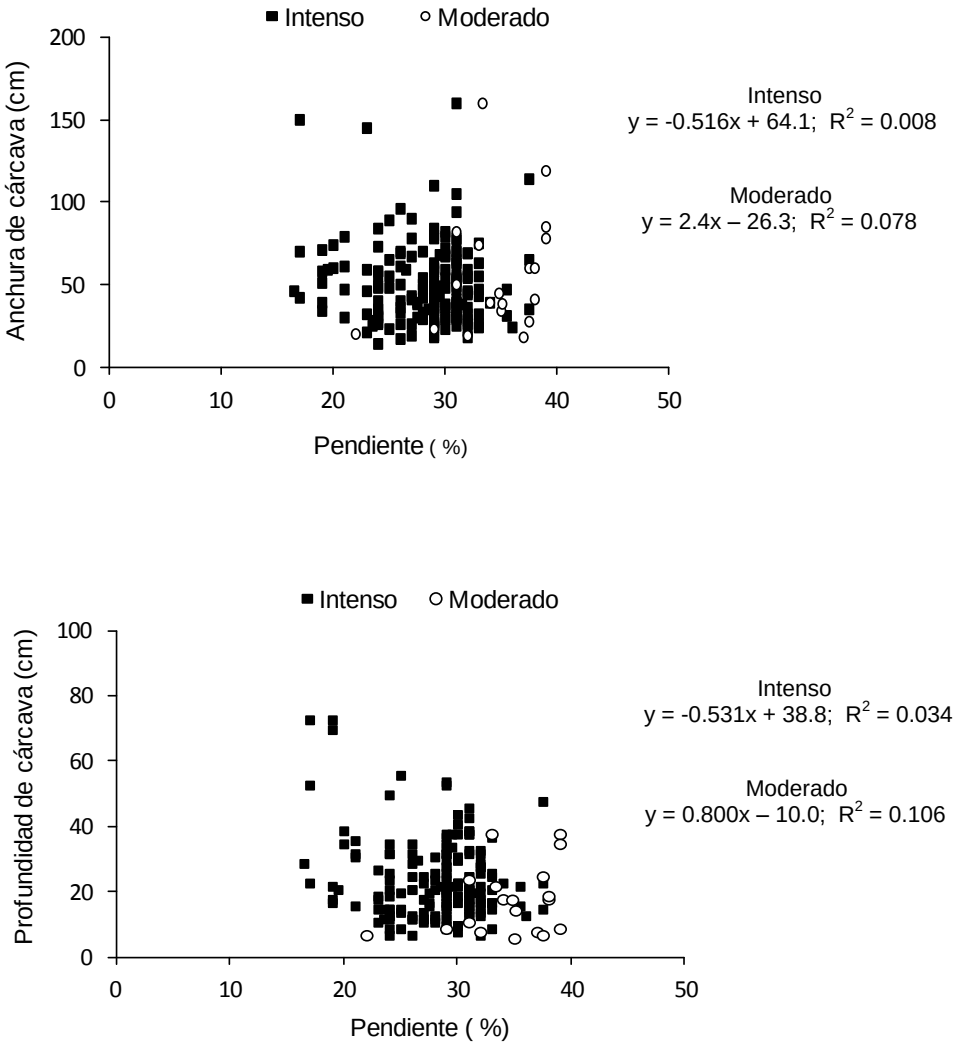
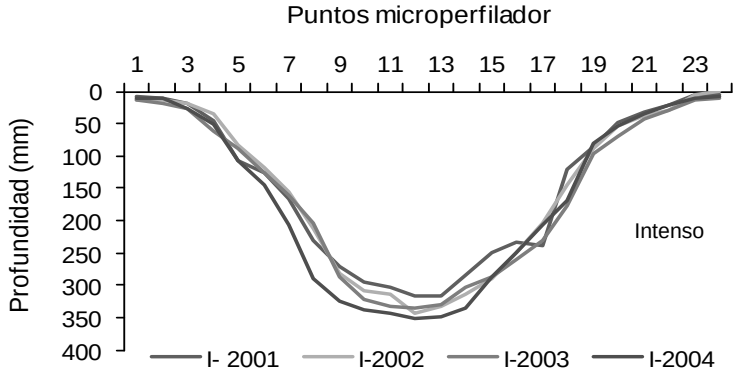


Figura 4.13. Relación entre la pendiente y la dimensión de las cárcavas: anchura (arriba) y profundidad (abajo) formadas en suelos sometidos a dos manejos de intensidad diferente (Intenso-Moderado).

Evolución de las cárcavas

La monitorización durante cuatro años de veinte cárcavas (diez por cada tratamiento experimental) muestra que la profundización de las cárcavas continúa a mayor velocidad en Intenso que en Moderado, con independencia del año. Mientras que las cárcavas en Intenso son más profundas cada año (profundidad promedio y máxima), en Moderado se detecta una cierta estabilización (Figura 4.14).



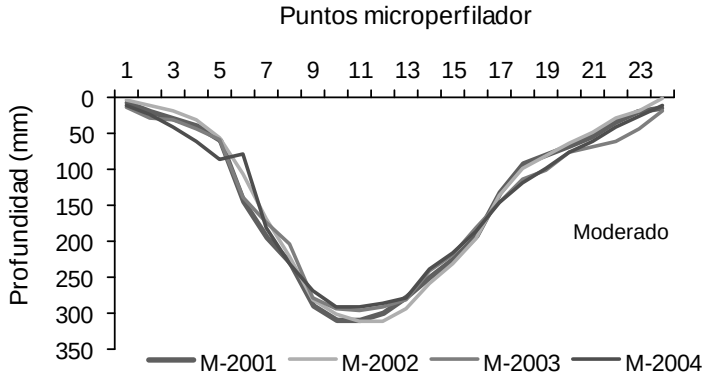


Figura 4.14. Evolución promedio de la profundidad de las cárcavas en los dos tratamientos experimentales: Intenso (arriba) y Moderado (abajo) a lo largo del periodo de monitorización.

El ANOVA de medidas repetidas no detecta diferencias significativas en la profundidad promedio entre tratamientos ($F_{(1,454)} = 1.78$, $p = 0.183$), aunque sí los detecta en la profundidad máxima ($F_{(1,265)} = 6.43$, $p = 0.012$). En ambos casos se establecen diferencias significativas entre años ($F_{(3,1362)} = 5.49$, $p = 0.001$ y $F_{(3,795)} = 12.82$, $p < 0.001$, respectivamente), e interacción entre año y profundidad media y máxima ($F_{(3,1362)} = 4.72$, $p = 0.003$ y $F_{(3,795)} = 3.63$, $p = 0.013$, respectivamente). Los análisis a posteriori en ambos casos confirman que la erosión en Moderado apenas profundiza más las cárcavas, mientras que en Intenso se establecen diferencias entre años desde el 2003 en adelante (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Evolución de la profundidad promedio en cm (± E.S.) de 20 cárcavas (diez por tratamiento), en los dos tratamientos experimentales de suelo (Intenso-Moderado) durante el periodo 2001-2004. Las letras minúsculas muestran los resultados de los análisis a posteriori al comparar los años dentro del mismo tratamiento.

Tratamiento	Profundidad	2001	2002	2003	2004
Intenso	Promedio	147.45 ± 8.77**a**	152.05 ± 9.25**a**	159.59 ± 8.93**b**	167.03 ± 9.75**c**
Moderado	Promedio	141.12 ± 9.08**a**	137.06 ± 8.44**a**	142.08 ± 8.44**a**	139.95 ± 8.70**a**
Intenso	Máxima	223.24 ± 9.69**a**	232.12 ± 10.40**a**	238.76 ± 9.47**b**	261.02 ± 10.81**c**
Moderado	Máxima	198.60 ± 11.39**a**	203.57 ± 11.40**a**	200.14 ± 10.65**a**	211.06 ± 10.45**b**

DISCUSIÓN

Similitud inicial de perfiles edáficos

La implantación de monocultivos forestales es reconocida como una actividad impactante (Machado & Souza, 1990; Mather, 1990; Lira Filho, 1993; Merino, 2005). Los trabajos realizados para la plantación y su posterior mantenimiento tiende a compactar el suelo debido al uso de maquinaria pesada, por lo que se ven alteradas diferentes procesos relacionados con la dinámica del agua en el suelo. Sólo algunos parámetros, que denominamos primarios, como son la potencia del suelo y de los horizontes, pedregosidad y textura no suelen ser modificados por los trabajos forestales, excepto por la mezcla de horizontes debidas al laboreo, o por la erosión superficial que provoca la pérdida de las partículas más finas. Estos últimos cuatro parámetros se han utilizado para comprobar la homogeneidad inicial de los suelos estudiados en cada uno de los tratamientos.

La ausencia de diferencias entre tratamientos en la profundidad de los suelos confirma cierta homogeneidad previa de los suelos de las zonas de estudio seleccionadas para el conjunto de tratamientos estudiados. Sin embargo, la potencia de determinados horizontes, especialmente los más superficiales, sí podría verse afectada como consecuencia de la mezcla de los mismos en el proceso de gradeo. En nuestros resultados se detecta esta situación, observándose que la diferencia que se establece entre los horizontes superiores y el más profundo es significativa únicamente en el tratamiento en el que el manejo del suelo ha sido más intenso.

Los suelos se han desarrollado principalmente sobre coluviones de cuarcitas debido a la historia geológica del Parque y su geomorfología (Capítulo 2), lo que justificaría el elevado nivel de gravas de este tipo de roca en los suelos. En general se observa que los trabajos forestales han homogenizado la cantidad de gravas en los dos horizontes superficiales generando escasas diferencias entre tratamientos y profundidades, que cuando aparecen sólo se establecen a nivel del horizonte más profundo, que es el menos afectado por los trabajos forestales.

Al igual que la profundidad y la pedregosidad, la textura del suelo es una propiedad primaria de éstos, resultando modificable únicamente a muy largo plazo. Cuando existe movimiento del suelo con mezcla de horizontes, pueden apreciarse cambios aparentes en la textura de determinados horizontes, pero no la del conjunto del suelo. En nuestro estudio el efecto del tratamiento no fue significativo ni para el contenido de arenas, ni de limos, ni de arcillas, pero sí modificó ligeramente su distribución a lo largo del perfil. En su conjunto, considerando los cuatro parámetros primarios podemos considerar que los suelos de los diferentes tratamientos son similares. Estos resultados nos confirman la validez de los perfiles estudiados en la comparación de los

tratamientos, validando así las conclusiones que se extraen sobre los efectos de los trabajos forestales en los suelos de la zona de actuación.

Densidad aparente

La densidad aparente es una propiedad muy sensible a las actuaciones humanas, ya que puede experimentar tanto modificaciones inmediatas, como a largo plazo. Refleja la compactación y la facilidad de circulación de agua y aire en los suelos, por lo que se convierte en un parámetro importante en el desarrollo vegetal. Inicialmente, como consecuencia de los trabajos forestales, suele producirse un aumento de la macroporosidad del suelo, disminuyendo la densidad aparente en la capa superficial; posteriormente las partículas desagregadas del suelo después de varias lluvias se compactan, reduciendo el espacio vacío entre ellas (Ceccon *et al.*, 1999; Green *et al.*, 2003). Se han registrado pérdida de hasta el 30% de los macroporos en los suelos que fueron deforestados y donde posteriormente el terreno se preparó con bulldozer (Greacen & Sands, 1980). A mayor profundidad, los cambios son menores. Nuestros resultados en cambio muestran que con el uso de aperos pesados y profundos (como en el tratamiento Intenso) se pueden detectar incrementos significativos en la densidad aparente incluso en capas muy profundas (65 cm de profundidad; comparación Intenso-Eucalipto; Figura 4.6).

Por debajo de la línea de los aperos, a profundidad intermedia (20-30) cm, se suele generar un incremento en la densidad aparente debido a la compactación que provocan los trabajos de preparación del suelo, fenómeno que se denomina "suela de labor". Nuestros resultados confirman la existencia de este efecto en el tratamiento Intenso. A esto se añade la elevada presencia de arcillas en el horizonte más profundo en este tratamiento, lo que podría generar una capa con características impermeables que condicionase la infiltración.

La comparación de la densidad aparente superficial entre Eucalipto y Moderado nos muestra que un trabajo moderado en la preparación del terreno en la reforestación no compromete la densidad aparente del suelo, no viéndose ésta afectada significativamente. La densidad aparente en el horizonte más superficial de Intenso en el primer año ya fue superior a la encontrada en Eucalipto (Figura 4.7), cuando teóricamente debería ser menor debido al efecto del laboreo. Suponemos que la densidad aparente superficial aumentó en el tratamiento Intenso de forma muy inmediata tras el laboreo por las abundantes lluvias invernales de 2000-2001 (599.40 mm recogidos en el observatorio de Serradilla entre diciembre, enero y febrero). Esta rápida compactación superficial en Intenso se detecta al comparar en 2001 la densidad aparente de los primeros 10 cm de suelo en Intenso y Moderado, observándose valores significativamente más elevados en Intenso. No obstante esta diferencia no se confirmó al año siguiente.

La elevada densidad aparente superficial en Matorral es también inesperada y debe estar relacionada con la intensidad de uso ganadero del pasado y la posterior recurrencia de perturbaciones como los fuegos. El hecho de que la densidad aparente en Eucalipto sea menor al Matorral en los tres horizontes mostraría el efecto positivo de la vegetación arbórea con sistema radicular muy denso, que aumentaría la porosidad total y la macroporosidad debido al efecto beneficioso de los canales radicales (Noble & Randall, 1998).

Velocidad de infiltración

Con frecuencia el exceso o déficit de agua en el suelo actúa como un factor limitante del crecimiento de las plántulas. La reserva hídrica depende de la velocidad de infiltración y de la capacidad de retención, parámetro que entre otros se relaciona con la textura, el contenido de materia orgánica, la densidad

aparente y la distribución de macro y microporos. Los trabajos forestales acometidos en la zona de actuación van a modificar la disponibilidad de agua para las plantas de la repoblación y de hecho factores edáficos tan importantes como la velocidad de infiltración y la capacidad de retención de agua van a diferir entre los dos tratamientos (Intenso-Moderado), condicionando la supervivencia de las plántulas.

La velocidad de infiltración, concepto que define la entrada del agua a través de la superficie del suelo en una unidad de tiempo definida ($cm \cdot h^{-1}$). (Cerdá, 1996; Porta *et al.*, 2003). Es considerada como un indicador clave de la calidad del suelo (Weixelmann *et al.*, 1996; Arshad & Martin, 2002) y depende de muchos factores como la textura, la estructura, el contenido de humedad, la cantidad de materiales orgánicos e inorgánicos, la actividad microbiana, el tamaño y volumen total del espacio poroso y los diferentes manejos que se le imponen al suelo (Gurovich, 1985).

La diferente intensidad de los trabajos forestales realizados en la zona de actuación ha generado dos tratamientos (Intenso-Moderado) en los que la velocidad de infiltración es similar. Sin embargo el acolchado (mulch) del horizonte superior en el tratamiento Intenso determinó una velocidad de infiltración inicial ligeramente superior con respecto a las zonas no labradas. Este efecto positivo es transitorio pues la expansión de las arcillas al mojarse, y la menor estabilidad estructural de los agregados en Intenso (quizás por su pérdida de materia orgánica; ver Capítulo 3) que provoca una rápida destrucción de agregados por la presión del agua, generan una rápida reducción de la velocidad de infiltración respecto a la observada en el tratamiento Moderado. La reducción de la velocidad de infiltración en Intenso respecto a Moderado fue significativa en primavera y no al inicio del otoño.

La presencia de una capa muy arcillosa compactada tras los trabajos forestales ("suela de labor") tras un largo periodo de humectación en primavera se comportaría como una capa de muy baja permeabilidad, produciendo escorrentía superficial de tipo hortoniano. En otoño, con el suelo más seco, la capa arcillosa no sería tan impermeable, y por eso la velocidad de infiltración aumentaría con respecto a la primavera. En el caso de Moderado, la ausencia de suela de labor implica que la infiltración no se vea impedida en ninguno de los dos periodos.

Esta hipótesis concuerda con los resultados obtenidos en el ensayo del doble anillo, donde se observa que la humectación prolongada afecta más negativamente al suelo con laboreo intenso. Los resultados encontrados en este estudio sugieren que los trabajos de preparación intensa del suelo en la reforestación en Monfragüe podrían estar determinando una disminución de la velocidad de infiltración, al menos bajo determinadas circunstancias.

Erosión: formación de cárcavas

El agua que no puede penetrar en el suelo se desplaza por la superficie y a menudo provoca erosión, dando como resultado una pérdida de fertilidad y la disminución del aporte de agua al suelo (Sarukhan y Maass, 1990; Osuma-Ceja y Padilla-Ramírez, 1998). Este incremento de la erosión es más acusado en las zonas de mayor intensidad de los trabajos de preparación del suelo (Edeso, 1999), favoreciéndose tanto la formación de cárcavas como su posterior desarrollo en profundidad. La mayor facilidad para la génesis de cárcavas en el tratamiento Intenso frente al Moderado puede justificarse por tres razones fundamentales: (1) menor velocidad de infiltración, (2) presencia de suelo desnudo debido a la exclusión de la vegetación y (3) incremento de la pendiente como consecuencia de la eliminación de las terrazas. Esta pérdida de suelo es

crítica ya que un elevado porcentaje de la zona de actuación se corresponde con el tratamiento Intenso, comprometiendo seriamente el éxito de la repoblación. De hecho la profundización de las cárcavas es evidente hasta al menos el cuarto año tras la reforestación en el tratamiento Intenso, indicando lo prolongado del proceso de degradación o pérdida de suelo.

La equivalencia final que muestran ambos tratamientos en términos de humedad edáfica habla a favor de Moderado, ya que carece de los graves efectos edafo-ecológicos a los que se asocia Intenso, por lo que parece recomendable no realizar ninguna actuación tan intensa sobre el suelo.

CONCLUSIONES

1. Las propiedades primarias, como la profundidad, potencia de horizontes, pedregosidad y textura confirman la uniformidad original de los suelos considerados para cada uno de los tratamientos con ligeras excepciones en Eucalipto.

2. Se ha detectado un aumento significativo de la densidad aparente en el horizonte subsuperficial ("suela de labor"), así como un descenso en la velocidad de infiltración en las áreas tratadas con mayor intensidad. A su vez se ha medido una mayor incidencia de la formación de cárcavas en estas zonas, indicando una mayor pérdida del suelo por erosión, debido a los efectos negativos provocados en las propiedades físicas, la mayor desprotección del suelo al eliminar toda la vegetación, y al aumento de la longitud de la pendiente por la eliminación de las terrazas.

3. Cabe recomendar desde el punto de vista técnico, para futuros trabajos de sustitución de los eucaliptos, el mínimo movimiento del suelo, el

mantenimiento de la estructura de las terrazas allí donde existan, así como conservar en la medida de lo posible la vegetación preexistente como mecanismo protector del suelo.

4. Sería recomendable conocer el volumen de sedimentos que pueden estar siendo exportados hacia los cursos de agua, por lo que sería aconsejable el seguimiento a largo plazo de las cárcavas, con el objeto de conocer si su evolución es hacia la estabilización o bien si incrementan su dimensión. Se deberían aplicar medidas correctoras para la protección o restauración tanto de las cárcavas más activas como de aquellas que causen mayor impacto visual.

BIBLIOGRAFÍA

Arshad, M. & Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment 88: 153-160.

Belmonte, D. 1986. Estudio de la flora y vegetación de la comarca y sierra de las Corchuelas. Parque Natural de Monfragüe. Cáceres. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid. 444 pp.

Blake, G.R. & Hartge, K.H. 1986. Bulk Density. pp: 363-375. In: Klute. A. (ed). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. (2nd ed). Madison, Wisconsin. 1188 pp.

Carrero-González, B., de la Cruz, M.T., Alonso, E., Caserneiro, M.A. 2009. Estudio de la compactación del suelo mediante resonancia magnética. pp: 53-54. En: Sánchez, J., Asíns, S. (eds). Libro de actas del IV Simposio Nacional sobre el control de la degradación de los suelos y cambio global. Valencia. 302 pp.

Casalí, J., Giménez, R., Bennett, S. 2009. Gully erosion processes: Monitoring and modeling. Earth Surface Processes and Landforms 34: 1839-1840.

Ceccon, E., Martínez-Ramos, M. 1999. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto a gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. Interciencia 24: 352-359.

Cerdá, A. 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. Geoderma 69: 217-232.

Cerdá, A. 2001. La erosión del suelo y sus tasas en España. Ecosistemas 10: 1-16.

Del Pozo, J.L. y Bermejo, J.M. 2004. Las repoblaciones con eucalipto en Extremadura. Foresta 27: 184-192.

Edeso, J.M., Merino, A., González, M.J., Marauri, P. 1999. Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from Northern Spain. Land Degradation and Development 10: 79-88.

García, N., Rodríguez, N., Querejeta, J.I., Albadalejo, J., Martínez-Mena, M. 2009. Cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo tras la reforestación con *Pinus halepensis* en ecosistemas mediterráneos. pp: 91-92. En: Sánchez, J., Asíns, S. (eds). Libro de actas del IV Simposio Nacional sobre el control de la degradación de los suelos y cambio global. Valencia. España. 302 pp.

García-Fayos, P. 2008. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. pp: 311-336. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A., Madrid. 589 pp.

García-Fayos, P., García-Ventoso, B., Cerdà, A. 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. Journal of Vegetation Science 11: 77-86.

Gee, G.W. & Bauder, J.W. 1986. Particle-size analysis. pp: 383-411. In: Klute, A. (ed). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. (2nd ed). Madison. Wisconsin. 1358 pp.

Geen, R.T., Ahuja, L.R., Benjamín, J.G. 2003. Advances and challenges predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. Geoderma 116: 3-27.

Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. 2003. Impact of vertebrate acorn and seedling predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. Forest Ecology and Management 180: 125-134.

Greacen, E.L. & Sands, R. 1980. Compactation of forest soils. A review. Australian Journal of Soil Research 8: 163-189.

Gurovich, L. 1985. Infiltración del agua durante el riego. pp: 143-177. En: Fundamentos y diseño de sistemas de riego. Instituto Interamericano de Cooperación para la agricultura. San José. 433 pp.

Herrero-Borgoñón, J.J. y Rubio, J.L. 1994. Impacto de las técnicas forestales de repoblación sobre los procesos erosivos y la fertilidad del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Sèrie Divulgaciò Técnica. Nº 27. Consellería d´Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana. Valencia. 256 pp.

Ibañez, S., Moreno, H., Gisbert, J.M. 2010. Características del infiltrómetro de doble anillo. http://hdl.handle.net/10251/7840.

Ladero, M. 1987. La España Luso-Extremadurense. pp: 455-488. En: Peinado, M., Rivas-Martínez, S. (eds). La vegetación de España. Colección Aula Abierta 3. Universidad de Alcalá de Henares. pp: 560.

Li C., Hao, X., Zhao, M., Han, G., Willms, W.D. 2008. Influence of historic sheep grazing on vegetation and soil propierties of a desert steppe in Inner Mongolia. Agriculture, Ecosystems and Environment 128: 109-116.

Lira Filho, J.A. 1993. Impactos ambientais da exploração de madeira numa área de floresta plantada em região acidentada, Vale do Rio Doce, MG. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. Tesis de Maestria. 73 pp.

Machado, C.C. & Souza, A.P. 1990. Impacto ambiental das estradas florestais no ecosistema: causas e controle. Viçosa: SIF. Boletim Tecnico 1: 1-12.

Marañón, T., Camarero, J.J., Castro, J., Díaz, M., Espelta, J. M., Hampe, A., Jordano, P., Valladares, F., Verdú, M., Zamora, R. 2008. Heterogeneidad ambiental y nicho de regeneración. pp: 71-111. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Martínez-Casasnovas, J.A. 2003. A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion. Catena 50: 293-308.

Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., Ribes-Dasi, M. 2002. Soil erosion caused by extreme rainfall events: wapping and qualification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. Geoderma 105: 125-140.

Martínez-Casasnovas, J.A. y Ramos, M.C. 2009. Erosión por cárcavas y barrancos. Caso del área de Viña del alt Penedès-Anoia (N.E. España). Cuadernos de Investigación Geográfica 35: 223-238.

Mather, A.S. 1990. Historical perspectives on forest resource use. pp: 30-57. In: Global forests resources. Belhaven Press. London. 341 pp.

Merino, A., Balboa, M., Rodríguez-Soalleiro, R., Álvarez González, J.G. 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in southern Europe. Forest Ecology and Management 207: 325-339.

Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo, A.D., Cortina, J. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. pp: 31-47. En: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Savé, R. (Coord.). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.193 pp.

Noble, A.D. & Randall, P.J. 1998. How trees affect soils. Rural Industries Research and Development Organisation. Canberra. 129 pp.

Osuma-Ceja, E.S. y Padilla-Ramírez, J.S. 1998. Estimación de la sorbilidad e infiltración usando datos de simulación de lluvia para tres tipos de suelo de la zona semiárida de México. Terra 16: 293-302.

Padilla, F.M. 2008. Factores limitantes y estrategias de establecimiento de plantas leñosas en ambientes semiáridos. Implicaciones para la restauración. Ecosistemas 17: 155-159.

Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G., Valentín, C. 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. Catena 50: 91-133.

Poesen, J., Vandaele, K., van Vesemael, B. 1998. Gully erosion: Importance and model implications. pp: 285-311. In: Broadman, J., Favis-Mortlock, D. (eds). Modelling Soil Erosion by water. Springer-Verlag, Berlin. 531 pp.

Porta, J., López-Acebedo, M., Roquero De Laburu, C. 2003. Degradación de suelos por erosión hídrica: Conservación de suelos y aguas. pp: 669-699. En: Edafología para la agricultura y el medio ambiente. (3ª ed). Mundi Prensa. Madrid. 960 pp.

Pulido, F., Sanz, R., Abel, D., Ezquerra, J., Gil, A., González, G., Hernández, A., Moreno, G., Pérez, J.J., Vázquez, F.M. 2007. Encinares. pp: 135-147. En: Los bosques de Extremadura evolución, ecología y conservación. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida. 338 pp.

Pulido, F. y Sevilla, J. 2009. Elaboración de un mapa de idoneidad del suelo para la restauración de la vegetación en "Lugar Nuevo" (Parque Nacional de Monfragüe). DYREX FORESTA. Trabajo inédito.

Rodríguez, A. 2009. Degradación de tierras y desertificación: aspectos éticos y sociales. pp: 15-28. En: Sánchez, J., Asíns, S. (eds). Libro de actas del IV Simposio Nacional sobre el control de la degradación de los suelos y cambio global. Valencia. España. 302 pp.

Sarukhan, J., Maass, J.M. 1990. Bases ecológicas para un manejo sostenido de los ecosistemas: el sistema de cuencas hidrográficas. pp: 81-114. In: Leff, E. (ed). Medio Ambiente y desarrollo en México. Volumen. I. Grupo Porrúa. México, D.F. 531pp.

Schnabel, S. y Lavado, F. 2010. Introducción a la vegetación y la fauna en Extremadura. pp: 53-86. En: Gómez, A., García, R. (eds). Aportaciones a la geografía física de Extremadura con especial referencia a las dehesas. Asociación Profesional para la Ordenación del Territorio, el Ambiente y el Desarrollo Sostenible-Fundicotex. Cáceres. 257 pp.

Statsoft, Inc. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Weixelman, D., Zamudio, D., Zamudio, K., Tausch, R. 1996. Classifying ecologycal types and evaluating site degradation. Journal of Range Management 50: 315-321.

Algunas veces he creído hasta seis cosas imposibles antes del desayuno.
La Reina blanca.

Lewis Carroll. Alicia a tráves del espejo.

Dinámica de la humedad edáfica según diferentes tratamientos del suelo y el matorral

5

ÍNDICE

Introducción 137

Objetivos 141

Materiales y métodos 142

Área de estudio 142

Diseño experimental 142

Parámetros analizados 143

Análisis estadísticos 144

Resultados 145

Dinámica estacional de la humedad edáfica 145

Perfil de humedad edáfica en los diferentes tratamientos 148

Valores medios anuales 148

Periodo estival 149

Periodo de humectación del perfil 152

Periodo de desecación del perfil 154

Discusión 155

Dinámica estacional de la humedad edáfica 155

Efecto del matorral sobre la humedad del suelo 157

Impacto del laboreo sobre la humedad edáfica 159

Conclusiones 161

Bibliografía 161

INTRODUCCIÓN

El clima mediterráneo se caracteriza tanto por la distribución estacional y la irregularidad en las precipitaciones como por la presencia de un periodo de sequía estival en general bastante acusado. Estos factores climáticos se están reforzando debido al incremento de la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera (IPCC, 2007; PCNA., 2007). Esta tendencia climática se detecta en Monfragüe donde se observa que las temperaturas promedio tienden a incrementar mientras que las precipitaciones tienden a decrecer (Capítulo 2). Este fenómeno se repite en otras comarcas del oeste español en la que se observa una tendencia similar (Hernández-Santana *et al.,* 2009).

Dado que la humedad edáfica se relaciona con las precipitaciones, la tendencia hacia la reducción de las precipitaciones, el aumento en la torrencialidad de las lluvias y el alargamiento del periodo de déficit hídrico generan un fuerte impacto sobre los componentes vegetales de los ecosistemas mediterráneos (Peñuelas *et al.,* 2009). Además, estos ecosistemas ya se encuentran muy alterados por la intensa actividad humana que durante milenios se ha desarrollado en toda la cuenca mediterránea (Blondel & Aronson, 1999).

Las altas temperaturas estivales características del verano se suman a la drástica reducción en las precipitaciones en este periodo, generando altas tasas de evapotranspiración que provocan un acusado estrés hídrico en las plantas, convirtiéndose éste en el principal factor limitante de la recolonización vegetal espontánea y de las restauraciones que se llevan a cabo en entornos mediterráneos continentales (Nicolau, 1996).

El estado de plántula se ha identificado como una fase crítica en el ciclo biológico de las especies arbóreas en condiciones naturales debido al alto

riesgo de estrés ambiental durante este periodo (Gómez *et al.*, 2003). En muchos casos este es el estado crítico que limita la regeneración natural, hasta el punto que en algunos ambientes semiáridos puede superarse cierto umbral de irreversibilidad por la imposibilidad de implantarse nuevas plantas. En estos casos únicamente se puede revertir la situación mediante la actividad humana en forma de prácticas de restauración, incluso si los factores causantes de la alteración desaparecen (Aronson *et al.*, 1993; Whisenant, 1999).

El estudio de la humedad del suelo adquiere por lo tanto gran interés en ambientes mediterráneos, convirtiéndose en una variable de estado con múltiples implicaciones sobre el funcionamiento de los sistemas naturales (Martínez-Fernández y Ceballos, 2003), siendo identificada como factor clave para la estructura, organización, dinámica y función de los ecosistemas (Puifgdefábregas *et al.*, 1999). En general el agua situada en la zona de influencia de las raíces procede de la lluvia, aunque no toda la precipitación se convierte en agua disponible para las plántulas. Una parte fluye superficialmente dependiendo de las características estructurales y topográficas del terreno y de la vegetación instalada sobre él; otra parte podría perderse por drenaje profundo, especialmente si las precipitaciones se concentran temporalmente. El resto permanece en el suelo, aunque de nuevo no toda esa fracción está disponible para las plantas; una parte queda tan fuertemente retenida que se convierte en un recurso al que las raíces no pueden acceder, lo que interrumpe el ciclo hídrico a través del vegetal sobreviniéndole la marchitez.

En los entornos semiáridos se genera una rápida desecación de las capas superficiales del suelo, mientras que los horizontes profundos se desecan más lentamente. Cuando la superficie del suelo alcanza cierto grado de desecación, esta capa seca actúa como una pantalla por debajo de la cual existe una

evaporación (por ascenso capilar) muy inferior a la se produciría con la superficie húmeda, conservando así mayor humedad en las capas subsuperficiales (Gandullo, 1994). Ante estas circunstancias las plántulas responden invirtiendo una buena parte de sus recursos en el desarrollo de un potente sistema radicular (Cubera *et al.*, 2009) con el que alcanzar rápidamente la humedad profunda e incrementar la probabilidad de supervivencia (Leishman & Westoby, 1994). Esto minimizaría la competencia que se establece entre las plántulas y el estrato herbáceo (Scholes & Archer, 1997; Moreno *et al.*, 2005; Cubera *et al.,* 2012), pero incrementaría la interacción con las raíces del matorral (Silva *et al.*, 2002; Rolo *et al.*, 2012a).

En nuestra zona de estudio la especie arbustiva dominante es la jara pringosa (*Cistus ladanifer* L.), de marcado carácter colonizador y que se asocia a procesos de degradación de los encinares desarrollados sobre suelos silíceos. Para reducir la competencia sobre las plántulas en las reforestaciones, esta especie es eliminada mediante una operación denominada bina, que consiste en el paso de un arado de discos o de una grada. Este laboreo del suelo favorece además una rápida desecación superficial que tiende a eliminar las herbáceas que podrían competir intensamente por la luz y los recursos edáficos en los primeros momentos de instalación de la plantación en el campo (Navarro-Cerrillo *et al.,* 2005; Cuesta *et al.,* 2010).

El tratamiento del suelo utilizado para controlar la competencia también se justifica con la mejora de la capacidad de infiltración, ya que la bina aumenta inicialmente de manera considerable la macroporosidad del horizonte superficial y la rugosidad de la superficie, lo que ofrece más oportunidades a la infiltración, facilitando la rehumectación de la parte profunda del suelo. La bina igualmente favore la penetración de las raíces hacia zonas profundas más húmedas en verano. Sin embargo, existe escasa evidencia científica del papel

del binado en la mejora de la disponibilidad hídrica para las plántulas de *Quercus*.

Al pasar el tiempo y *asentarse* el suelo (destrucción de poros formados mecánicamente), todos aquellos efectos se revierten y disminuye la porosidad (sobre todo la macroporosidad), aumentando la compactación y reduciéndose la infiltración (García-Préchac, 2002). Estos cambios potenciarían los procesos de escorrentía superficial y la pérdida de partículas por erosión; procesos especialmente graves en suelos de escasa profundidad (pizarra dura a menos de 1 m de profundidad) como los del área de estudio.

Existen otros métodos limitadores de la competencia del matorral que no alteran el perfil del suelo como son las cortas (desbroce) y el tratamiento con herbicidas, que pueden conservar la humedad de forma similar a los métodos tradicionales que incluyen un laboreo mínimo. Estos métodos son menos agresivos y potencialmente menos negativos para el suelo.

Por otra parte está demostrado que la presencia del matorral puede favorecer la regeneración natural. Numerosos estudios (Pulido y Díaz, 2005; Ramírez & Díaz., 2008; Plieninguer *et al*., 2010; Pulido *et al*., 2010) han constatado que la presencia de zonas matorralizadas en la dehesa incrementa la frecuencia de aparición de plántulas de encina debido a que suponen sitios seguros para los dispersantes, existiendo por otra parte una amplia bibliografía sobre el papel facilitador del matorral en el establecimiento de plántulas de especies arbóreas (Capítulo 7), destacando aquí el efecto positivo de la jara sobre la encina en condiciones determinadas (Rolo *et al*., 2012b).

Evaluar el comportamiento del agua en el suelo a lo largo del año y especialmente durante el periodo seco en tratamientos alternativos de

eliminación de la jara, puede aportarnos información valiosa para comprender la regeneración natural de especies arbóreas en entornos degradados de marcada aridez estival. Igualmente resulta útil para comprender las causas que provocan la mortalidad masiva de plántulas que se detecta en muchas repoblaciones, con las implicaciones ecológicas y económicas que esto supone. Esto nos permitiría acometer las restauraciones de una forma menos impactante con el paisaje, y con los elementos naturales del mismo, entre los que destacan los matorrales mediterráneos, que podrían volver a adquirir el papel ecológico relevante del que actualmente han sido relegados.

OBJETIVOS

En este capítulo se evalúa la dinámica estacional del perfil de humedad en los suelos sometidos a diferentes tratamientos.

Los principales objetivos que se plantean en este estudio son:

1) Comparar la dinámica estacional y el perfil de humectación/desecación en suelos en los que se ha seguido el método tradicional de preparación de suelo (laboreo profundo y eliminación del matorral intacto) frente a otros métodos alternativos en los que el matorral se mantiene o se desbroza, pero sin modificar el suelo.

2) Determinar los efectos de la jara sobre la disponibilidad, distribución vertical y dinámica estacional de la humedad edáfica, con el fin de describir las posibles relaciones de facilitación o competencia que se establecen con las plántulas de encina instaladas bajo este matorral.

En este marco se estudia la dinámica temporal de la humedad edáfica en tres tratamientos diferentes: Matorral (formación densa de jara), Intenso = Labrado (arranque matorral y laboreo profundo) y Desbrozado (eliminación de matorral por desbroce).

Nuestras hipótesis son: (i) las comunidades de matorral dominante en la zona de actuación (jarales) son un elemento limitante de la supervivencia de las plántulas de encina ya que reducen la cantidad de agua presente en el suelo y (ii) los trabajos forestales intensos no representan una mejora sobre la disponibilidad del agua en el suelo respecto a otros tratamientos de control de la competencia menos agresivos con el suelo (desbroce).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La localización de la zona de estudio y su caracterización climática, la descripción de la vegetación y del tipo de suelo de las parcelas experimentales se detallan en el apartado de materiales y métodos de los Capítulos 1 y 2. Concretamente el estudio de la humedad edáfica se realizó en las parcelas 1, 3, 4 y 5.

Diseño experimental

Cada parcela se dividió en tres tratamientos experimentales: (1) Matorral = Control (matorral intacto), (2) Desbrozado (matorral cortado) y (3) Intenso = Labrado (bina: arranque y laboreo profundo). Una descripción más detallada de los tratamientos experimentales aparece en el apartado de materiales y métodos del Capítulo 2.

Parámetros analizados

La humedad del suelo se monitorizó mediante la metodología TDR (Time Domain Reflectometry) (Tektronic Model 1502 C). Esta técnica permite calcular la constante dieléctrica del medio, que es el parámetro de partida para cuantificar la humedad volumétrica presente en el suelo a partir de métodos empíricos. Las sondas TDR se construyeron manualmente basándonos en modelos utilizados en otros estudios similares (Vicente *et al.*, 2003). Cada sonda estaba constituida por dos varillas de acero de 20 cm de longitud y 6 mm de diámetro separados entre sí 3 cm. Una de las varillas estaba conectada directamente a un cable coaxial de baja resistencia y la otra conectada a la malla metálica que recubre el cable. Ambas varillas se ensamblaron en dos tapones de goma perforados situados en la parte más estrecha de un recipiente plástico troncocónico que posteriormente se rellenaba de una matriz de resina epoxídica (Stuers kit EPOFIX®) lo que fijaba su posición, actuando a la vez como aislante eléctrico. La superficie de la matriz de resina que iba a estar en contacto con el suelo se cubrió con pegamento termosellante, especialmente en la zona de inserción de las varillas para mejorar sus propiedades mecánicas y de impermeabilidad. El extremo libre de las varillas de acero se afiló con el fin de facilitar su inserción en el suelo (Figura 5.1).

Un total de 48 sondas (tres por tratamiento experimental × cuatro parcelas × cuatro profundidades) se dispusieron verticalmente en el suelo en la zona central de cada tratamiento, en agujeros realizados mediante barrenado manual (Ø = 10 cm, longitud = 1 m; barrena Eijkelkamp) a intervalos de 20 cm hasta llegar a una profundidad de 80 cm, manipulándolas con cuidado durante la instalación para asegurar el máximo contacto entre las varillas y el suelo.

La monitorización de las sondas se realizó en julio, agosto y septiembre de 2001, y a partir de enero de 2002 mensualmente hasta septiembre de 2004.

a)

b)

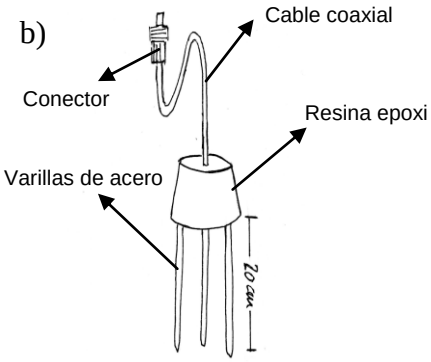


Figura 5.1. Instrumental utilizado para medir la humedad edáfica. (a) TDR (Tektronic Model 1502 C). (b) Sonda de humedad edádica.

La curva de calibración de las sondas se realizó en el laboratorio con suelo recogido de las calicatas realizadas en las proximidades de las parcelas experimentales (Cubera, 2006). La relación entre la humedad edáfica y las lecturas con el TDR seguía una tendencia lineal positiva de ecuación: $n_{TDR} = 0.0545 \times \theta_{\%\ peso} - 0.0432$. El índice de refracción n_{TDR} se calculó a partir del tiempo de llegada de la señal (Δt_s) y de la longitud de la sonda (L) de acuerdo con la relación $n_{TDR} = (c\Delta ts)/2L$, donde c es la velocidad de la luz en el aire (3×10^{-8} m · s^{-1}) y (Δts) se obtuvo a partir del análisis del tiempo empleado por la señal en recorrer el circuito, medida por el equipo TDR (Heimovaara & Bouten, 1990).

Análisis estadísticos

La dinámica temporal de la humedad edáfica se testó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de doble vía de medidas repetidas en el que los valores de humedad en los distintos tratamientos y profundidades

medidos en distintos meses actuaban como medidas repetidas. Las cuatro parcelas se incluyeron como réplicas. Con el mismo diseño se realizó un análisis en el que se agruparon en Estaciones los valores medios de humedad edáfica medida en los tres meses correspondientes. Finalmente, se testó la influencia del Tratamiento sobre la humedad edáfica en el periodo de máxima humectación (enero; periodo 2002-2004), desecación (julio; periodo 2001-2004) y veranos completos (julio-septiembre; periodo 2001-2004).

La exploración de la normalidad se realizó mediante el test Kolgomorov-Smirnov. La homogeneidad de varianzas fue explorada mediante el test de Levene. En el caso de que las variables no se ajustasen a los supuestos de normalidad eran previamente transformadas mediante logaritmo o raíz cuadrada. Las comparaciones a posteriori de valores medios en el caso de que el ANOVA resultase significativo se realizaron mediante test LSD. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2007).

RESULTADOS

Dinámica estacional de la humedad edáfica

En la Figura 5.2 se percibe la acusada estacionalidad de la humedad del suelo, con diferencias acusadas entre las diferentes estaciones ($F_{(11,374)} = 78.7$, $p < 0.001$), detectándose diferencias altamente significativas entre las cuatro estaciones, como cabía esperar. Las diferencias entre estaciones presentan cierta independencia respecto a la precipitación recogida durante los cuatro años hidrológicos, que fue de 1105 mm, 607 mm, 948 mm y 624 mm en 2001, 2002, 2003 y 2004 respectivamente. La alternancia de periodos secos y húmedos característicos del clima mediterráneo, provocan una rápida recarga

y desecación hídrica del perfil, independientemente del año y del tratamiento. La recarga hídrica del suelo fue más rápida en el año hidrológico 2002-2003 que en el 2003-2004 (23.74 ± 0.46% frente a 21.81 ± 0.52% respectivamente), reflejándose esta situación en todos los tratamientos experimentales. Los valores máximos de humedad edáfica en el 2002 se alcanzaron en otoño, mientras que en 2003 se alcanzan en invierno.

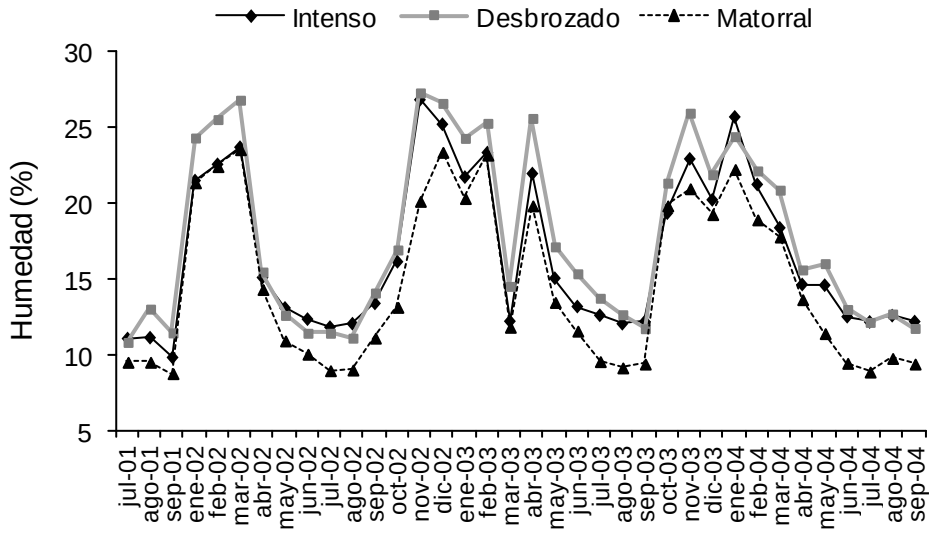


Figura 5.2. Evolución estacional de la humedad edáfica (%) en tres tratamientos experimentales medida desde julio de 2001 hasta septiembre de 2004.

Al comparar los tres tratamientos, se observan grandes diferencias entre ellos ($F_{(2,34)} = 9.12$, $p < 0.001$), con valores similares en Intenso y Desbrozado, ambos tratamientos con valores medios claramente superiores a los obtenidos en Matorral, con independencia del periodo estudiado. La falta de interacción Estación × Tratamiento mostrada por el análisis ($p = 0.912$), confirma la consistencia del comportamiento de los tratamientos a lo largo del tiempo, tanto para el periodo seco como el húmedo. La curva estacional de humedad edáfica es similar en los tres tratamientos estudiados.

Al integrar los datos de precipitación recogidos desde noviembre a enero durante el periodo monitorizado (149 mm, 453 mm y 178 mm respectivamente) y los porcentajes de humedad del suelo por tratamiento (Tabla 5.1), se observa que pese a la variabilidad en las precipitaciones, el comportamiento de los tratamientos es homogéneo entre años, mostrando Matorral niveles de humedad más bajos que Desbrozado e Intenso los tres años. Los datos de precipitación primaveral son similares los tres años estudiados (297 mm, 304 mm y 318 mm respectivamente), reflejándose esta igualdad en los valores de humedad edáfica observados al inicio del mes de julio de esos años, siempre con los valores más bajos en Matorral (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. (a) Humedad edáfica (%) después de la recarga otoño-invernal (enero) en el periodo 2002-2004. (b) Humedad edáfica (%) durante el periodo de máxima desecación (julio) en el periodo 2001-2004. Las letras minúsculas indican diferencias entre tratamientos y años.

a)

	enero		
	2002	2003	2004
Intenso	21.51 ± 4.55 **ab**	21.75 ± 3.97 **ab**	25.73 ± 9.93 **c**
Desbrozado	24.36 ± 2.54 **bc**	24.33 ± 2.46 **bc**	24.45 ± 6.70 **bc**
Matorral	21.40 ± 2.95 **ab**	20.36 ± 4.21 **a**	22.28 ± 6.94 **abc**

b)

	julio			
	2001	2002	2003	2004
Intenso	11.07 ± 3.74 **abcde**	11.82 ± 3.27 **bcde**	12.61 ± 3.88 **de**	12.17 ± 3.23 **cde**
Desbrozado	10.85 ± 5.48 **abcd**	11.45 ± 4.04 **abcde**	13.77 ± 4.57 **e**	12.18 ± 4.27 **cde**
Matorral	9.54 ± 4.51 **abc**	8.98 ± 4.06 **ab**	9.58 ± 4.20 **abc**	8.89 ± 4.47 **a**

En su conjunto, se derivan dos ideas básicas: el nivel de humedad edáfica al final de la estación húmeda es independiente de la lluvia acumulada durante

este periodo y el suelo con presencia de Matorral siempre tiene menor contenido de agua que en el resto de tratamientos.

Perfil de humedad edáfica en los diferentes tratamientos

Valores medios anuales

En general se detecta un efecto significativo de la profundidad sobre la humedad ($F_{(3,34)}$= 5.78, $p < 0.001$), observándose el máximo porcentaje de humedad en las zonas intermedias y no en las más profundas, situación que se debe probablemente a que las vetas pizarrosas comienzan a aflorar a 70 cm, lo que limitaría la capacidad de almacenamiento de agua en esa profundidad. Los análisis a posteriori muestran diferencias significativas entre la superficie y el resto de profundidades, las cuales presentan un comportamiento homogéneo.

La humedad edáfica en todas las profundidades difiere entre estaciones. A mayor profundidad se observa una estabilidad estacional mayor (menores diferencias entre máximos y mínimos anuales). En verano se observa una zonación vertical más acusada en la distribución de la humedad, detectándose un claro gradiente en su distribución relacionado con la profundidad: la humedad aumenta con la profundidad. En primavera e invierno el gradiente no es tan acusado, con valores de humedad a partir de 10 cm muy similares para el resto del perfil, mientras que en otoño hay menos agua en las zonas más profundas que en las intermedias, probablemente debido a que el proceso de recarga no se ha completado. No obstante, la interacción Profundidad x Estación no presenta significación ($F_{(33,374)}$ = 0.72, $p = 0.871$), indicando que las diferencias en los perfiles no varían de forma acusada entre estaciones.

En Matorral el suelo está significativamente más seco que en el resto de tratamientos independientemente de la profundidad (interacción Tratamiento x Profundidad no significativa; $F_{(6,34)} = 0.48$, $p = 0.816$), aunque sí se observa que las diferencias entre Matorral y los otros dos tratamientos son algo más acusadas en las capas más profundas, probablemente debido a la constante demanda de humedad profunda por parte de las jaras. Intenso y Desbrozado presentan perfiles de humedad edáfica más similares, aunque en las capas superiores la humedad es marginalmente superior en Desbrozado que en Intenso ($p = 0.080$). Al promediar la humedad disponible en los dos últimos intervalos de profundidad (50 y 70 cm), en Intenso y Desbrozado los valores son muy similares: 17.79 ± 0.62% y 17.83 ± 0.61% respectivamente, mientras que en las capas superficiales, Desbrozado está más húmedo que en Intenso: 16.96 ± 0.62% y 14.84 ± 0.57%, respectivamente.

Periodo estival

Al analizar los datos de la humedad edáfica correspondientes a los veranos de la serie 2001-2004, no detectamos el efecto del año ni del mes ($F_{(3,102)} = 1.15$, $p = 0.332$; $F_{(2,68)} = 0.20$, $p = 0.821$ respectivamente), lo que indica que la humedad edáfica se comporta de forma muy homogénea a lo largo del periodo seco durante los cuatro años del estudio. El efecto del tratamiento y de la profundidad sí es evidente ($F_{(2,34)} = 8.75$, $p < 0.001$ y $F_{(3,34)} = 8.17$, $p < 0.001$ respectivamente), mostrando nuestros datos que Desbrozado e Intenso se comportan de forma muy similar, estando el suelo significativamente más húmedo que en Matorral en cualquier mes del verano y profundidad, con independencia del año (interacción Tratamiento x Año no significativa; ($F_{(6,102)} = 0.32$, $p = 0.928$).

La humedad se ajusta al gradiente de profundidad, incrementándose desde la superficie a las capas más profundas en todos los meses con excepción de septiembre de 2002 en el que la humedad en los tres últimos intervalos es similar. Ninguna de las interacciones entre los factores detectadas en el ANOVA son significativas lo que apoyaría la hipótesis de que la dinámica de la humedad edáfica es muy similar para todos los tratamientos y profundidades (interacción Tratamiento x Profundidad x Año no significativa; $F_{(18,102)} = 0.46$, $p = 0.970$).

En Intenso, la humedad en julio y agosto desde 30 cm hasta 70 cm es similar, detectando el análisis diferencias significativas entre el primer intervalo y el resto, lo que podría asociarse a la alta tasa de evaporación que sufren los primeros decímetros del perfil debido a la escasa presencia de la vegetación; en septiembre la desecación edáfica avanza hacia zonas más profundas igualándose la humedad en las dos primeras profundidades.

En Desbrozado, la humedad edáfica en julio se estratifica claramente en dos zonas, estableciéndose el límite entre ambas a los 30 cm; en agosto la desecación avanza hacia zonas más profundas, acentuándose la diferencia entre el primer intervalo y el resto. El proceso de desecación va alcanzando a todo el perfil, y en septiembre el gradiente de humedad desaparece mostrando todo el perfil valores bajos y similares entre sí.

En Matorral, la humedad es similar en los tres últimos intervalos de profundidad con independencia del mes; la variación detectada se asocia principalmente a la humedad superficial que difiere del resto en julio, de la zona más profunda en agosto y de los dos últimos intervalos en septiembre. Las marcadas diferencias que se establecen entre Matorral y el resto de

tratamientos evidencian el elevado consumo estival de agua en profundidad por parte de la jara (Tabla 5.2).

Para observar la cantidad de agua disponible en profundidad promediamos la humedad disponible cada mes en los dos últimos intervalos (Tabla 5.2); en julio y agosto Intenso y Desbrozado se comportan de forma similar, mientras que en septiembre la humedad en Intenso es mayor que la de Desbrozado en un 1.15 ± 1.72%, lo que indica que Intenso conserva ligeramente mejor el agua en profundidad, probablemente debido a la ruptura del ascenso capilar provocado por el laboreo (efecto mulch).

Tabla 5.2. Distribución en tres intervalos de profundidad de la humedad en los tratamientos experimentales en los meses correspondientes al periodo estival durante el periodo de 2001 a 2004. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre profundidades y entre tratamientos dentro de cada mes (no se encontraron diferencias entre meses para ninguna combinación de Tratamiento x Profundidad).

Mes	Tratamiento	Profundidad		
		10	30	(50+70)/2
	Intenso	9.05 ± 0.78 **b**	11.73 ± 0.66 **cd**	13.45 ± 0.64 **d**
Julio	Desbrozado	9.28 ± 0.54 **b**	11.75 ± 1.03 **cd**	13.65 ± 0.87 **d**
	Matorral	6.48 ± 0.35 **a**	9.60 ± 1.08 **bc**	10.45 ± 0.89 **bc**
	Intenso	8.58 ± 0.99 **ab**	11.89 ± 0.71 **cd**	13.68 ± 0.59 **d**
Agosto	Desbrozado	9.49 ± 0.54 **ab**	12.93 ± 0.75 **cd**	13.58 ± 1.01 **cd**
	Matorral	7.16 ± 0.47 **a**	9.62 ± 0.98 **bc**	10.12 ± 0.04 **bc**
	Intenso	9.16 ± 0.96 **ab**	11.86 ± 0.76 **cd**	13.30 ± 0.61 **cd**
Septiembre	Desbrozado	11.11 ± 0.94 **bc**	13.70 ± 0.92 **d**	12.15 ± 1.11 **cd**
	Matorral	7.28 ± 0.61 **a**	9.35 ± 1.15 **ab**	11.06 ± 0.83 **bc**

Periodo de humectación del perfil

En 2002 el máximo de humedad edáfica se alcanza a lo largo del periodo octubre-noviembre mientras que en 2003 se detecta en septiembre-octubre; esta diferencia en el mes en el que se completa la recarga de agua se relaciona con la irregular distribución de lluvias que caracteriza al clima mediterráneo.
La humectación se inicia primero en las capas superficiales y va descendiendo progresivamente hacia las capas inferiores. Este proceso no es continuo, intercalándose dentro de él periodos de desecación (Figura 5.3).

Durante los dos años, Intenso se caracteriza por un perfil de humedad más homogéneo, que rápidamente alcanza los niveles más profundos; al alcanzar el máximo de humedad, ésta se acumula principalmente en zonas de 50 cm a 70 cm en 2002, mientras que en 2003 los intervalos correspondientes a 30-50 cm son los más húmedos.

El perfil en Desbrozado muestra que la ausencia del laboreo del suelo evita una profundización tan rápida del agua como en Intenso, detectándose una humectación gradual. Esta situación se observa claramente en 2002 en que hasta noviembre el agua no es capaz de humectar la zona de 70 cm, y en menor medida durante el 2003 en el que la distribución de agua a lo largo del gradiente de profundidad es más homogénea observándose que la humedad a 30 cm es mayor que a 70 cm a lo largo de los tres meses.

La humectación en las parcelas con Matorral muestra un comportamiento similar al observado en Desbrozado (por lo que parece depender más del estado del suelo que de la vegetación presente/activa), con un primer año en el que se detecta una humectación reducida en profundidad y un segundo año en el que la recarga a lo largo del perfil es más homogénea, acumulándose

más agua en la zona de 30 cm que en la zona más profunda durante octubre y noviembre.

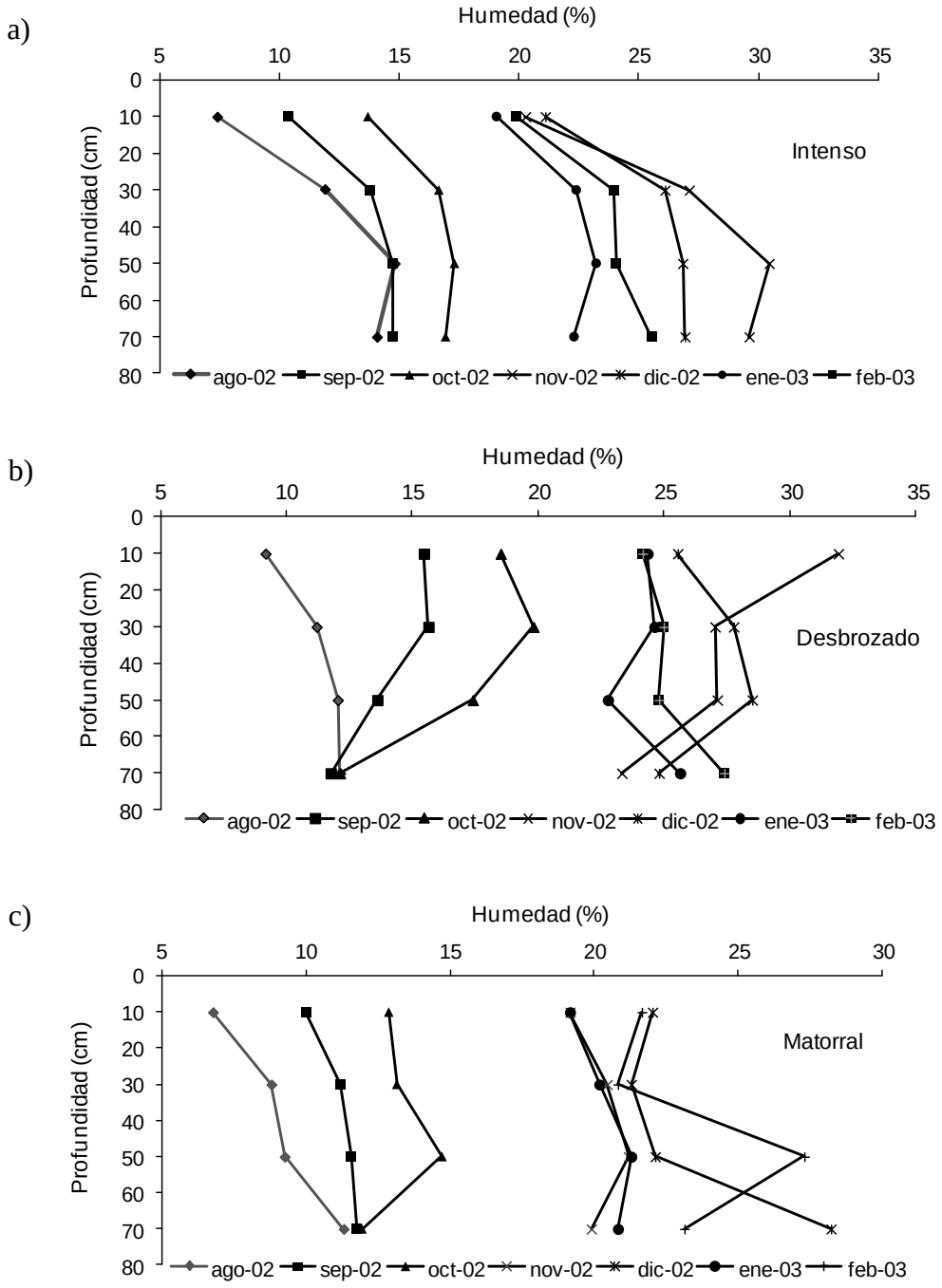


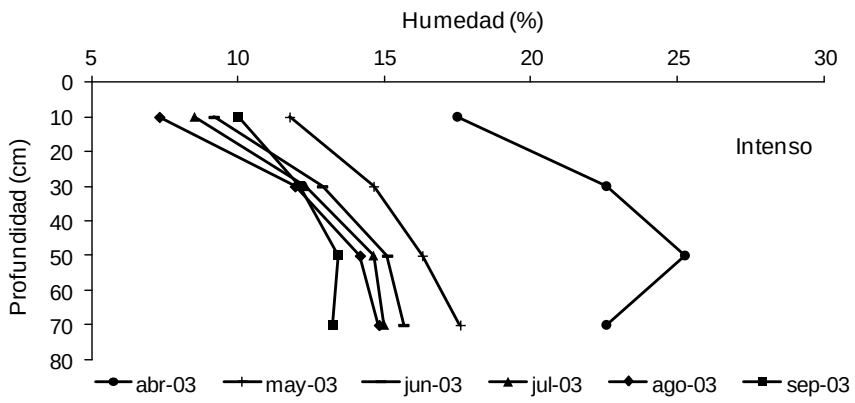
Figura 5.3. Perfiles de humedad edáfica (%) en tres tratamientos experimentales: (a) Intenso, (b) Desbrozado y (c) Matorral a lo largo de los periodos de humectación (agosto 2002- febrero 2003).

Periodo de desecación del perfil

En los tres tratamientos casi toda la humedad de los primeros 80 cm del suelo se consume entre los meses de abril y mayo. La desecación superficial es más rápida en Desbrozado y Matorral que en Intenso (Figura 5.4), quizá debido a la menor presencia de herbáceas en este último tratamiento. La presencia de herbáceas y pequeños arbustos en Desbrozado, y la jara en Matorral consumen de forma muy rápida el agua del suelo, inicialmente de la capa superficial.

Intenso es el tratamiento que presenta un comportamiento más homogéneo durante la monitorización. En él la desecación a lo largo de todo el perfil es más uniforme. Al final del periodo se mantiene un fuerte gradiente vertical de humedad, aumentando la humedad con la profundidad. En Desbrozado la desecación es mayor en la zona de 50 cm. Matorral muestra también una tendencia consistente caracterizada por un acusada reducción del nivel de humedad en la zona más profunda los primeros meses, desplazándose la desecación hacia la zona de 50 cm en julio. En Desbrozado y Matorral tras mayo se consume un gran volumen de agua del suelo, pero no así en Intenso.

a)



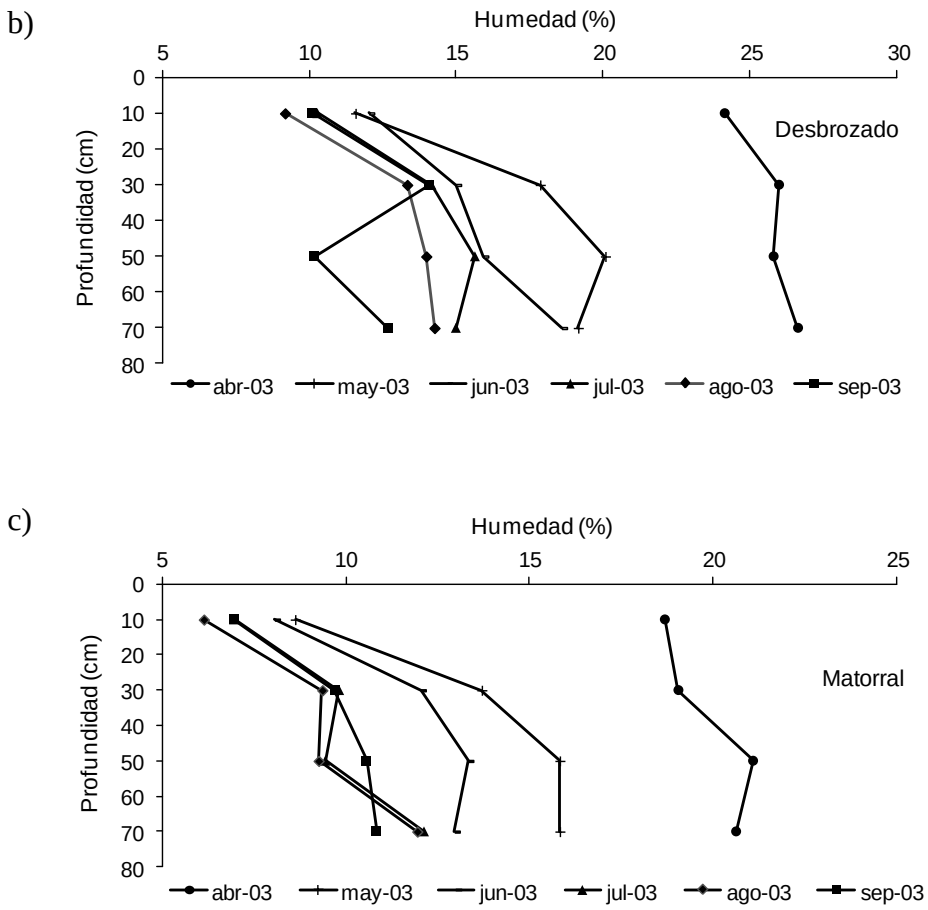


Figura 5.4. Perfiles de humedad edáfica (%) en tres tratamientos experimentales: (a) Intenso, (b) Desbrozado y (c) Matorral a lo largo de los periodos de desecación (abril 2003-septiembre 2003).

DISCUSIÓN

Dinámica estacional de la humedad edáfica

Los cambios estacionales del agua a lo largo del perfil son determinantes en la composición de especies (Canadell & Zedler, 1995). El elevado estrés hídrico estival característico de los ecosistemas mediterráneos afecta de forma muy significativa a la supervivencia de las plántulas de las especies arbóreas, generándose un cuello de botella que limita la regeneración natural y hace

peligrar el éxito de las reforestaciones. Por ello la conservación del recurso hídrico va a jugar un papel prioritario en la supervivencia de plántulas y brinzales, ya que la disponibilidad hídrica es el principal factor que regula la actividad de las plantas (Mooney *et al.*, 1975; Gómez-Aparicio, 2009), hasta el punto de que muchas especies muestran adaptaciones morfológicas y fisiológicas para el uso del agua diferentes en plántulas al estado adulto (Mediavilla y Escudero, 2004).

Las lluvias caídas durante la primavera van a condicionar la cantidad de agua disponible para las plántulas durante la primera parte del estío; si los niveles de agua en el suelo a finales de junio son bajos debido a que durante ese año las precipitaciones primaverales han sido escasas o tempranas, la supervivencia de las plántulas se va a ver limitada, máxime si la intensidad y la duración del periodo seco se ven incrementadas (Vallejo & Alloza, 1998).

La irregularidad pluviométrica durante el período analizado, propia de un clima mediterráneo, ha posibilitado el estudio del contenido de humedad del suelo ante condiciones ambientales contrastadas, reflejándose la estacionalidad de las precipitaciones sobre la cantidad y la distribución del agua en el suelo. Todas las estaciones presentan marcadas diferencias entre sí, siendo el verano el periodo más seco y en el que la humedad está más estratificada, lo que podría explicar la acusada mortalidad de las plántulas en este tipo de entornos semiáridos durante la época estival y sobre todo durante el primer verano después de su siembra (Vilagrosa *et al.*, 1997; Gómez *et al.*, 2003; Cortina & Vallejo, 2004). A medida que avanza el otoño y las precipitaciones se hacen más abundantes, se observa el avance del frente del agua hacia zonas más profundas del perfil, completándose la recarga durante el invierno. Al finalizar éste, la humedad edáfica tiende a homogeneizarse, observándose valores similares en las dos capas más profundas, lo que

indicaría que el suelo está al menos a capacidad de campo, mientras que en el resto del año se aprecia claramente una estratificación que se asocia a la dinámica de hidratación o desecación del suelo.

Efecto del matorral sobre la humedad del suelo

Muchas de las reforestaciones llevadas a cabo en entornos semiáridos consideran al matorral como un elemento competidor por el recurso hídrico. Esta competencia se incrementa durante la estación seca, siendo especialmente limitante durante el primer verano, que es el periodo clave para la instalación de las plántulas (Quintana-Asencio *et al.*, 1992; Buckeley *et al.*, 1998; Clark *et al.*, 1998; Bonfil & Soberón, 1999; Weltzin & McPherson, 1999). Por ello su eliminación es una técnica habitual en las restauraciones, pero que puede generar secundariamente graves problemas erosivos (Capítulo 4) que se hacen más patentes en zonas con suelos poco potentes asociados a una orografía relativamente abrupta como la estudiada.

La valoración del comportamiento de la humedad edáfica en las zonas en las que se ha conservado el matorral es muy importante para estimar el efecto competidor de éste, lo que permitiría la utilización de técnicas alternativas de reforestación que se sirvan de las especies arbustivas como plantas nodrizas, aprovechando los efectos facilitadores principalmente a nivel de microclima que genera la cubierta arbustiva (Capítulo 6).

Nuestros resultados muestran que los tratamientos en los que ha sido eliminado el matorral (Desbrozado e Intenso) disponen de más agua tanto en el periodo seco como en el húmedo. Las diferencias se incrementan en verano, por lo que la erradicación del matorral podría incrementar la disponibilidad de agua para las plántulas, sobre todo durante el primer estío. Nuestros

resultados muestran que en condiciones de fuerte déficit estival, el matorral de jara no parece mejorar la disponibilidad del recurso agua para las plántulas de encina. Estudios recientes han mostrado que la jara ejerce un efecto positivo protector para las plántulas jóvenes de encina, pero no parece jugar ningún papel positivo facilitador, sino más bien lo contrario (competencia) a largo plazo (Rolo *et al.*, 2012b).

El hecho de que la humedad edáfica en los tratamientos Desbrozado e Intenso sea similar, nos indica que la eliminación de la vegetación mediante métodos alternativos como las rozas pueden ser una solución muy interesante, ya que este tipo de actuaciones ejercen un menor efecto negativo sobre el suelo. Con el desbrozado no se altera su estructura y se controlan mejor los fenómenos asociados a la erosión, ya que las raíces del matorral incrementan la estabilidad del suelo actuando como barrera contra los deslizamientos superficiales (Greenaway, 1987), factor de gran importancia en este tipo de entornos serranos semiáridos. Por otro lado, aunque en Intenso se puede favorecer a corto plazo la infiltración del agua, el sellado superficial podrá provocar a medio plazo unas tasas de infiltración por debajo de la tasa de infiltración en Desbrozado (Baker, 1987; García-Ruíz y Bermúdez, 2009; ver también Capítulo 4).

En el contexto mediterráneo continental es importante conocer las implicaciones que la erosión pueda tener sobre la colonización vegetal, en virtud de la relación que este proceso tiene con la disponibilidad y distribución del agua del suelo para las plantas (García-Ruíz y Bermúdez, 2009). Ante esta situación, los gestores deben ponderar si realmente se produce un incremento en la humedad edáfica disponible para las plántulas al eliminar la cubierta protectora del matorral que disminuya las altas mortalidades que se detectan en muchas reforestaciones durante el verano, y

si ese factor supera al potente efecto de la erosión que puede provocar un empobrecimiento del suelo que condicione la supervivencia a largo plazo del sistema. Al tomar la decisión de eliminar la cobertura vegetal hay que tener en cuenta que la pérdida de suelo se debe principalmente a la escorrentía, lo que propiciaría la aparición en superficie del sustrato rocoso, que en la zona de actuación se sitúa a una profundidad somera debido a la escasa potencia de los suelos. Si estas capas afloran en superficie la supervivencia de los elementos vegetales procedentes tanto de la regeneración natural como de la repoblación se vería limitada, poniendo en peligro la restauración ecológica de la zona. De este modo, el control de la erosión se convierte en objetivo prioritario para que la restauración tenga éxito. Cualquier actuación que altere la vegetación o el suelo debe estar suficientemente meditada y debe incluir medidas de precaución y corrección que evite la desestabilización del sistema (García-Fayos, 2004).

Impacto del laboreo sobre la humedad edáfica

Bajo este prisma, una actuación tan intensa sobre el suelo (laboreo profundo) suele justificarse principalmente con el fin de incrementar la cantidad de agua acumulada en los horizontes más profundos durante el periodo estival, lo que se logra tanto por la mejora en la capacidad de infiltración como ruptura del ascenso capilar del agua profunda (efecto mulch). La desecación rápida de las capas superficiales del suelo controlaría a su vez la competencia de las herbáceas ya que éstas mueren al comienzo del verano debido a que su sistema radicular se desarrolla principalmente sobre esas zonas, mientras que las plántulas son capaces de acceder al agua situada a más profundidad, lo que incrementaría su supervivencia (Cubera *et al.*, 2009).

Nuestros datos confirman este efecto, detectándose grandes diferencias en la humectación de las zonas superficiales y las profundas. El laboreo permite una humectación más homogénea a lo largo de todo el perfil, observándose que este efecto se va atenuando a medida que transcurren los años y el suelo va recuperando su estructura original al destruirse los poros de origen mecánico. En los tratamientos en los que no se ha alterado el suelo se observa que la llegada del agua a la zona de 70 cm se retrasa respecto al Intenso, siendo esta situación especialmente evidente en las zonas en las que está presente la jara, en las que se acumula menos agua en profundidad debido a la explotación intensiva del recurso por parte de los arbustos. A pesar del retraso en la rehumectación profunda, en desbrozado los niveles de agua acumulados en el intervalo más profundo son iguales o mayores que en Intenso, lo que nos confirma que hay formas alternativas de que el agua se acumule en profundidad sin alterar tan profundamente la estructura del suelo evitando los problemas asociados a la erosión.

Dado que la humedad edáfica en la época estival juega un papel fundamental en la supervivencia, los tratamientos en los que las plántulas sean capaces de extraer agua durante la etapa más seca del verano van a ser los más exitosos en el establecimiento de éstas. La acumulación y permanencia de la humedad en las dos últimas capas del perfil durante el mayor tiempo posible del verano parece jugar un papel relevante en la supervivencia; nuestros datos muestran que en ese rango de profundidad Intenso está ligeramente más húmedo que Desbrozado. El análisis estadístico confirma que esas diferencias no son significativas, aunque quizás suficientes para justificar la divergencia detectada en la supervivencia entre ambos tratamientos (Capítulo 7). Es probable que con niveles de estrés fisiológico elevados un ligero incremento en los valores del principal factor limitante que condiciona la instalación de

las plántulas (la humedad edáfica) pueda generar diferencias notables en los porcentajes de supervivencia.

CONCLUSIONES

1. Los resultados confirman que la presencia de matorral de jara reduce significativamente la humedad disponible para las plántulas de encina a ambos niveles, provocando una desecación más temprana y más intensa de todas las profundidades del suelo.

2. Por otro lado, se ha podido demostrar que aunque el laboreo facilita una más rápida rehumectación del suelo en otoño, especialmente en las capas profundas del suelo, la disponibilidad de agua edáfica para las plántulas durante el periodo vegetativo es similar en las parcelas desbrozadas.

3. Nuestros resultados permiten recomendar un desbrozado del terreno (total o parcial), que permite ahorrar agua del suelo manteniendo así niveles superiores de humedad edáfica, acompañado de un ahoyado profundo en los puntos de siembra/plantación, que facilitaría la penetración radicular de las nuevas plantas, aprovechando así las raíces la humedad de todo el perfil del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Aronson, J., Florete, E., Le Floc´h, C., Ovalle, C., Pontanier, R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. I. A view from the south. Restoration Ecology 1: 8-17.

Baker, J.L. 1987. Hydrologyc effects of conservation tillage and their importance relative to water quality. pp: 113-124. In: Logan, T.J. *et al* (eds). Effects of conservation tillage on ground water quality. Nitrates and pesticides. Lewis Publishers. 292 pp.

Blondel, J. & Aronson, J. 1999. Humans as sculptors of Mediterranean landscapes. pp: 197-233. Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. Oxford University Press Inc. New York. 338 pp.

Bonfil, C. & Soberón, J. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. Applied Vegetation Science 2: 189-200.

Buckely, D.S., Sharik, T.R., Isebrands, J.G. 1998. Regeneration of northern red oak: positive and negative effects of competitor removal. Ecology 79: 65-78.

Canadell, J. & Zedler, P.H. 1995. Woody plant underground structures. pp: 177-210. In: Kalin-Arroyo, M., Zedler, P.H., Fox, M.D. (eds). Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California and Australia. Springer-Velag. New York. 455 pp.

Clark, J.S., Maklin, E., Wood, L. 1998. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forest. Ecological monographs 68: 213-235.

Cortina, J. & Vallejo, V.R. 2004. Restoration Ecology. pp: 101-124. In: Bodini, A., Klotz, S. (eds). Ecology. Encyclopaedia of Life Support Systems (E.O.L.S.S.), developed under the auspices of the UNESCO. E.O.L.S.S. Publishers. Oxford. (http://www.eolss.net).

Cubera, E. 2006. Dinámica del agua edáfica y distribución radicular en dehesas de *Quercus ilex* L. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. 171 pp.

Cubera, E., Moreno, G., Solla, A. 2009. *Quercus ilex* root growth in response to heterogeneus conditions of soil bulk density and soil NH_4-N content. Soil & Tilage Research 103: 16-22.

Cubera, E., Moreno, G., Solla, A., Madeira, M. 2012. Root system of *Quercus suber* seedling in response to herbaceous competition under different watering and fertilitisation regimes. Agroforestry systems 85: 215-214.

Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Rey Benayas, J.M., Michalet, R. 2010. Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrublands is explained by both directs and indirect interactions mediated by herbs. Journal of Ecology 98: 687-696.

Gandullo, J.M. 1994. El agua en el suelo. pp: 235-240. En: Climatología y ciencia del suelo. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Fundación Conde de Salazar. Madrid. 404 pp.

García-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y erosión hídrica. pp: 311-336. En: Valladares, F. (ed). Ecología del mundo mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

García-Préchac, F. & Clérici, C. 2002. Erosión y degradación de suelos. Curso de edafología. http://w.w.w.fagro.edu.uy/dpto/suelos/edafología/index.html.

García-Ruíz, J.M. y Bermúdez, F. 2009. La erosión del suelo en España. Sociedad Española de Geomorfología. Zaragoza. 441 pp.

Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. 2003. Impact of vertebrate acorn and seedling predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. Forest Ecology and Management 180: 125-134.

Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life–forms and ecosystems. Journal of Ecology 97: 1202-1214.

Greenway, D.R. 1987. Vegetation and slope stability. pp: 187-230. In*:* Anderson, M.G. & Richards, K.S. (eds). Slope stability. Geotechnical Engineering and Geomorphology. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. UK. 648 pp.

Heimovaara, T.J., Bouten, W., 1990. A computer-controlled 36-chanel time domain reflectometry system for monitoring soil water contents. Water Resources Research 26: 2311–2316.

Hernández-Santana, V., Martínez-Vilata, J., Martínez-Fernández, J., Williams, M. 2009. Evaluating the effect of drier and warmer conditions on water use by *Quercus pyerenaica*. Forest Ecology and Management 258: 1719-1730.

IPCC. 2007. Summary for policymakers. pp: 1-23. In: [Core Writing Team, Pachauri, R.K., Reisinger, A. (eds)]. Climate change 2007. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovermental Panel on Climate Change. I.P.C.C. Geneva. 104 pp.

Leishman, M.R. & Westoby, M. 1994. The role of seed size in seedling establishment in dry soil conditions-experimental evidence from semi-arid species. Journal of Ecology 82: 249-258.

Martínez-Fernández, J. y Ceballos, A. 2003. Temporal stability of soil moisture in a large field experiment in Spain. Soil Science Society of America Journal 67: 1647-1656.

Mediavilla, S. y Escudero, A. 2004. Stomatal responses to drought of mature trees and seedlings of two co-occuring Mediterranean oaks. Forest Ecology and Management 187: 281-294.

Mooney, H.A., Harrison, A.T., Morrow, P.A. 1975. Environmental limitations of photosynthesis on a California evergreen shrub. Oecología 19: 293-301.

Moreno, G., Obrador, J.J., Cubera, E., Dupraz, C. 2005. Fine root distribution in Dehesas of Central–Western Spain. Plant Soil 227: 153-162.

Navarro-Cerrillo, R. M., Fraqueiro, B., Ceaceros, C., Del Campo, A., de Prado, R. 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.]. Using different weed control strategies in southern Spain. Ecological Engineering 25: 332-342.

Nicolau, J.M., 1996. Effects of topsoiling on erosion rates and processes in coal-mine spoil banks in Utrillas, Teruel, Spain. International Journal of Surface Mining Reclamation and Environment 10: 73-78.

PCNA. 2007. Informe de progreso de primera fase del proyecto de regeneración de escenarios regionalizados de cambio climático. Secretaría General para la prevención de la contaminación y del cambio climático. Instituto de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente. 17 pp.

Peñuelas, J., Rutishauser, T., Filella, I. 2009. Phenology Feedback on Climate Change. Science 324: 887-888.

Plieninger, T., Rolo, V., Moreno, G. 2010. Large-scale patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber* and *Quercus pyeraica* regeneration in Central-Western Spain. Ecosystems 13: 644-660.

Puifgdefábregas, J., Solé, A., Gutiérrez, L., del Barrio, G., de Boer, M. 1999. Scales and proceses of water redistribution in dry lands: results from the Rambla Honda Field Site in South East Spain. Earth Science Reviews 48: 39-70.

Pulido, F.J. & Díaz, M. 2005. Recruitment of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. Écoscience 12: 99-112.

Pulido, F.J, García, E., Obrador, J.J., Moreno, G. 2010. Multiple pathways for oak regeneration in antropogenic savannas: integrating the effects of biotic and abiotic drivers. Journal of Applied Ecology 47: 1272-1281.

Quintana-Asencio, P.F., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth of *Quercus crispipilis* in sucessional forest of the highlands of Chiapas, México. Bulletin of the Torrey Botanical Club 119: 6-18.

Ramírez, J. & Díaz, M. 2008. The role of temporal shrub encroachment for the maintenance of Spanish holm oak *Quercus ilex* dehesas. Forest Ecology and Management 255: 1976-1983.

Rolo, V., López-Díaz, M.L., Moreno, G. 2012a. Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems: 93: 89-102.

Rolo, V., Plieninguer, T., Moreno, G. 2012b. Facilitation of holm oak recruitment through two contrasted shrubs species in Mediterranean grazed woodlands: Patterns and processes. Journal of Vegetation Science. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01458.x

Scholes, R.J. & Archer, S.R. 1997. Tree grass interactions in savannas. Annual Review of Ecological Systems 28: 517-544.

Silva, S., Rego, F.C., Martins-Louçao, M.A. 2002. Belowground traits of Mediterranean woody plants in a portuguese shrubland. Ecología Mediterránea 28: 5-13.

Statsoft, Inc. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Vallejo, V.R. & Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. pp: 91-108. In: Moreno, J.M. (ed). Large Forest Fires. Backhuys Publishers. Leiden. 239 pp.

Vicente, M.A., Gallardo, F.J., Moreno, G., González, M.I. 2003. Comparison of soil water-contents as mesured with neutron probe and Time Domain Reflectometry in a mediterranean forest ("Sierra de Gata", Central- Western Spain). Annals of Forest. Science 60: 185-193.

Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Hernández, N., Cortina, J., Bellot, J., Vallejo, V.R., 1997. Una nueva técnica viverística para la introducción de plantones de *Quercus* sp. en clima seco y semiárido. Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa: 3. pp: 667-672. Irati.

Weltzin, J.F. & McPherson, G.R. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. Ecological Monographs 69: 513-534.

Whisenant, S.G. 1999. Wildland degradation and repair. pp: 1-23. In: Bradshaw, A., Craig, J., Jordan, W., Pimm, S., Saunders, D., Usher, M. Repairing Damaged Wildlands. A Process-Oriented, Landscape-Scale Approach. Cambridge University Press. Cambridge. 312 pp.

- Ya la ciencia para vosotros – dijo Iturroz- no es una institución con un fin humano; la habéis convertido en ídolo.

Pío Baroja. El árbol de la ciencia.

Respuesta ecofisiológica de las plántulas de encina (*Quercus ilex* L.) al microclima y la competencia con el jaral

6

ÍNDICE

Introducción 169

Objetivos 173

Metodología 174

Área de estudio 174

Tratamientos experimentales 174

Parámetros analizados 175

Análisis estadísticos 176

Resultados 178

Relaciones entre variables 178

Diferencias microclimáticas entre tratamientos 182

Diferencias entre tratamientos en la actividad fisiológica de las plántulas 186

Discusión 188

Efecto de la sombra 188

Efecto del microclima y la humedad edáfica sobre el estado fisiológico de las plantas 189

Supervivencia *vs* crecimiento 192

Conclusiones 195

Bibliografía 196

INTRODUCCIÓN

El establecimiento de las plántulas representa un cuello de botella dentro del ciclo de vida de los árboles en los ambientes mediterráneos (García, 2001; Gómez *et al*., 2003; Castro *et al*., 2006; Pulido *et al*., 2010), por lo que en la mayor parte de las repoblaciones forestales realizadas en entornos semiáridos se realizan trabajos previos en el suelo en los que se elimina la vegetación preexistente (principalmente matorrales), con el fin de limitar la competencia y disminuir así el número de marras.

Las condiciones que se generan con los trabajos de preparación del terreno, en el que la estructura del suelo se modifica profundamente, favorecen inicialmente la instalación y el crecimiento de las plántulas (Castro et *al*., 2004; Navarro-Cerrillo *et al*., 2006), aunque durante la estación seca se potencian los efectos que se asocian a las altas temperaturas y al exceso de radiación (Boyer *et al*., 1987). La radiación solar es la fuente de energía sobre la que se desarrolla la fotosíntesis, siendo esencial para las plantas. Esta fuente de energía puede pasar de ser un factor limitante a bajas intensidades a un factor de estrés cuando es excesiva (Gómez-Aparicio *et al*., 2006). La eliminación de la cobertura expone a las plantas durante el verano a niveles elevados de radiación y al sobrecalentamiento. El aparato fotosintético se daña provocándose fenómenos de fotoinhibición que limitan el potencial fotosintético de las plantas (Jones, 1991; Valladares *et al*., 2008a,c).

Además, en el entorno mediterráneo la estación seca se caracteriza por un acusado estrés hídrico debido a la escasez de precipitaciones, lo que condiciona la fotosíntesis, ya que la respuesta de las plantas a la luz depende de la disponibilidad de agua (Valladares *et al*., 2007). Las plantas regulan la

pérdida de agua por transpiración mediante el cierre de los estomas. Este factor ha sido considerado habitualmente como el parámetro principal que modula la respuesta inmediata de la planta al estrés hídrico, ya que reduce la transpiración y por lo tanto el agua consumida por la planta. Aunque el cierre estomático supone una gran ventaja a la hora de evitar pérdidas de agua, tiene como contrapartida la limitación del intercambio gaseoso, reduciéndose la concentración de CO_2 en los espacios intercelulares, disminuyendo la tasa de fotosíntesis y así el crecimiento. Por ello en condiciones de estrés hídrico las plantas tienden a equilibrar ambos procesos y a optimizar la ganancia de carbono con la menor pérdida de agua posible (aumento de la eficiencia en el uso del agua; Lawlor, 2002; Quero *et al*., 2006).

Actualmente se están evaluando alternativas a las prácticas habitualmente utilizadas en las reforestaciones. En estas técnicas se tienen en cuenta los posibles beneficios aportados por el matorral en la supervivencia y el crecimiento de las plántulas debido a que su presencia puede modificar positivamente las condiciones microclimáticas y edáficas en las que éstas se instalan (Holgrem, 1997; Moro *et al*., 1997; Flores & Jurado, 2003; Peñuelas & Filella, 2003; Gómez-Aparicio, 2004; Cubera & Moreno, 2007; Moreno & Obrador, 2007).

Estas interacciones entre planta nodriza y plántula, en las que la facilitación predomina sobre la competencia son habituales, pero aparentemente aparecen con más frecuencia en ecosistemas con un alto estrés (Bertness & Callaway, 1994; Flores & Jurado, 2003; Pugnaire *et al.,* 2004). No obstante el signo de la interacción puede cambiar dependiendo de las especies involucradas y del clima (Gómez-Aparicio *et al*., 2004, 2006; Valladares, 2004; Puerta-Piñero *et al*., 2006), siendo difícil de evaluar debido a que ambos procesos ocurren

simultáneamente. Este hecho se refleja en los estudios realizados, en los que se han obtenido resultados dispares debido a la complejidad climática, biótica y edáfica en la que se establecen las interacciones (Armas & Pugnaire, 2005; Barchuk *et al*., 2005; Maestre & Cortina, 2005; Maestre, 2006; Maestre *et al*., 2005, 2009).

El sombreado generado por el matorral reporta importantes beneficios reduciendo la intensidad de la radiación y la temperatura de la hoja, lo que minimiza la aparición de diversos procesos metabólicos que incrementarían la susceptibilidad a la fotoinhibición y fotooxidación. Además disminuye la evapotranspiración lo que aumenta la eficiencia en el uso del agua que es el cociente entre tasa de fotosíntesis y la tasa de transpiración (Quero *et al*., 2006). El efecto positivo directo de la sombra sobre la supervivencia de *Quercus* mediterráneos esclerófilos es bien conocido (Cardillo & Bernal, 2006). Sin embargo, la influencia de la sombra es compleja ya que también genera estrés al reducir la tasa de fotosíntesis, lo que limita el crecimiento y la supervivencia de las plántulas (Lloret, 1998). Además bajo la cobertura de la vegetación se detectan niveles de estrés hídrico más elevados que en zonas abiertas debido a la competencia por el agua edáfica (Cubera y Moreno, 2007; Rodríguez-Calcerrada *et al*., 2008), lo que conduce al fenómeno conocido como "sombra seca" (Valladares, 2001). En este entorno las plantas se encuentran con la paradoja de que no pueden derivar recursos a su parte aérea para incrementar la captación de luz sin aumentar la demanda de agua debido a la transpiración, lo que además desecaría aún más el suelo. Las plántulas se ven obligada a asignar recursos a la construcción de un sistema radicular profundo que asegure el suministro de agua, lo que limita la inversión en recursos a la parte aérea, y el crecimiento (Valladares, 2003).

En nuestra zona de estudio las plántulas de encina (*Quercus ilex* L.) se sitúan bajo una cobertura densa de matorral en la que el elemento dominante es la jara pringosa (*Cistus ladanifer* L.). Numerosos estudios consideran que la jara ejerce un poderoso efecto competitivo por el agua y los nutrientes sobre las plántulas (Silva *et al*., 2002; Rolo *et al*., 2012b), árboles adultos (Rolo & Moreno, 2011) y herbáceas (Rivest *et al.,* 2011a,b) en formaciones arboladas abiertas de la Península Ibérica. Los efectos más notables por parte de *C. ladanifer* sobre los recursos edáficos son una disminución muy significativa del contenido de N-mineral (Rolo *et al*., 2012a) y el contenido de agua disponible (Moreno & Rolo, 2011). Además, no conviene olvidar que los matorrales del género *Cistus* generan sustancias alelopáticas (Chaves-Lobón & Escudero, 1997; Chaves-Lobón *et al*., 2002; Alias, 2006) que pueden retrasar el establecimiento de la plántula en la estación favorable, lo que condicionaría finalmente su supervivencia (Sosa, 2004). Cabe pues preguntarse si las condiciones microclimáticas que se establecen bajo la cobertura del matorral denso de jaras pueden aumentar la tasa fotosintética de las plántulas de encina y disminuir la transpiración, dirigiendo el signo de la interacción desde la competencia hacia la facilitación, incrementando así su supervivencia.

Los resultados de este estudio pueden aportar información complementaria a otros realizados con otras especies que sirvan para justificar la aplicación de nuevas técnicas de reforestación en las que se recomienda la conservación de las comunidades arbustivas si se demuestra que su presencia incrementa el éxito de las repoblaciones. Estos resultados tienen importancia económica ya que las comunidades de jarales cubren una amplia superficie en la región y los costes de los trabajos forestales que se realizan bajo este prisma más conservativo son menores.

OBJETIVOS

En este capítulo se comparan las condiciones microclimáticas (radiación, temperatura y humedad relativa del aire) en los diferentes tratamientos y se evalúa sus consecuencias sobre la actividad fisiológica y supervivencia de las plántulas de encina.

Los principales objetivos que se plantean en este estudio son:

1) Evaluar si la cobertura generada por el matorral de jaras genera cambios a nivel del microclima (radiación, temperatura y humedad relativa del aire) que incrementen el rendimiento fotosintético de las plántulas de encina y disminuyan la demanda evaporativa de la atmósfera.

2) Determinar si el efecto facilitador generado por la sombra a nivel de copa supera el efecto competitivo que se establece a nivel de suelo por el consumo de agua y nutrientes por parte de la jara.

3) Justificar la conveniencia o no de la conservación del jaral dominante en las reforestaciones.

Nuestras hipótesis son: (i) la mejora microclimática inducida por la jara compensa su efecto competidor por el agua del suelo, produciendo un efecto neutro sobre supervivencia de las plántulas y (ii) en las codiciones semiáridas del estudio las plántulas de encina mostrarán una estrategia ahorradora del agua.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el Parque Nacional de Monfragüe, en la finca denominada "*Baldíos de Lugar Nuevo*", situada en el entorno de Villarreal de San Carlos (término municipal de Serradilla). La caracterización climática, edáfica y de vegetación se describe con profundidad en el Capítulo 2.

Tratamientos experimentales

Se seleccionaron cuatro parcelas (parcelas 1, 2, 3 y 5) para el estudio, divididas todas ellas en cuatro tratamientos experimentales: (1) Matorral = Control (matorral intacto en el que la especie dominante es *Cistus ladanifer*), (2) Desbrozado (matorral eliminado mediante desbroce), (3) Sombreado (matorral eliminado mediante desbroce al que se añade una malla de sombreo de polietileno que permite el paso del 78 % de la luz, simulando la sombra generada por la jara, pero sin consumir los recursos hídricos del suelo y (4) Intenso = Labrado (matorral arrancado más laboreo en profundidad del suelo mediante subsolado). Una descripción más detallada de las parcelas y tratamientos experimentales aparece en el apartado descripción de los sitios experimentales del Capítulo 2.

En enero de 2003 se sembraron 800 bellotas de encina (cuatro parcelas × cuatro tratamientos × 50 bellotas), previamente pregerminadas, que fueron protegidas individualmente por un tubo de plástico (Tubex) de 60 cm de altura con el fin de evitar el daño producido por los roedores. Los elementos protectores se retiraron a lo largo del mes de mayo de 2003, una vez que las plántulas estuvieron instaladas con garantías.

Las 50 bellotas se dispusieron siguiendo un marco regular de 100 × 50 cm, en cinco filas de 10 bellotas. En el tratamiento Matorral el marco se aplicó de forma flexible, de forma que las bellotas siempre se localizaron bajo la copa de alguna jara.

Parámetros analizados

En todos los sitios y tratamientos durante el verano 2003 se evaluaron parámetros de carácter: (1) ambiental: radiación activa (PAR, µmol fotones $\cdot$ $m^{-2} \cdot s^{-1}$), temperatura del aire (T^a, ^oC) y humedad relativa del aire (Eref, mBar); (2) fisiológicos: tasa fotosintética (A, µmol $CO_2 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), tasa de transpiración (E, mmol $H_2O \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), eficacia en el uso del agua (cociente A/E, µmol CO_2/mmol H_2O) y conductancia estomática (g_s, mol $H_2O \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$).

Las medidas se obtuvieron mediante un IRGA ("infrared gas analyzer") modelo LCi, ADC (Analyser Serial BioScientific Ltd., U.K.) que cuantifica el intercambio gaseoso (CO_2 y H_2O) que realiza la hoja dentro de una cámara (área: 6.25 cm^2) conectada a la atmósfera. Las mediciones se realizaban en las hojas intactas (sin desprender de la planta), no comprometiendo la supervivencia de las plántulas, ni modificando su estado.

Para la toma de datos se siguió un protocolo no destructivo que hiciera posible que la radiación solar exterior fuese comparable en todas las parcelas y tratamientos. La monitorización de cada parcela se realizaba en días diferentes (primera lectura días 18, 24, 27 y 28 de julio; segunda lectura días 12, 13, 14 y 15 de agosto, para las parcelas 1, 2, 3 y 5, respectivamente), comenzando a las 9 h y finalizando a las 11 h (óptimo fotosintético observado en evolución horaria de los parámetros fotosintéticos). Se establecieron cuatro

circuitos de toma de datos en cada parcela, en los que los tratamientos se recorrían siempre siguiendo la misma secuencia. En cada circuito se registraban los datos de dos plántulas diferentes por tratamiento para un total de ocho réplicas (plántulas) por tratamiento y parcela. En total se realizaron 256 lecturas (dos meses × cuato parcelas × cuatro tratamientos × cuatro circuitos × dos plántulas). Con el fin de caracterizar la evolución horaria de los parámetros ambientales y fisiológicos en los cuatros tratamientos a lo largo del día, se siguió desde el amanecer (8.15 AM) al atardecer (8.00 PM) en la parcela nº 5 un protocolo similar al descrito anteriormente, en el que se recorrían los cuatro circuitos seis veces a lo largo del día, monitorizándose las mismas plántulas en cada tanda (n = 8 por tratamiento; seis medidas repetidas).

En las mismas parcelas y tratamientos se evaluó la humedad edáfica mediante TDR, la supervivencia de las plántulas (%) y su morfología (altura y número de hojas), siguiendo las metodologías que se exponen en profundidad en el apartado de métodos de los Capítulos 5 y 7 respectivamente.

Análisis estadísticos

Los datos se clasificaron en dos bloques: (1) obtenidos en la monitorización de los diferentes tratamientos en las cuatro parcelas experimentales en horario de máxima actividad fotosintética (9-11 h) y (2) obtenidos en la parcela 5 con el fin de caracterizar la curva diaria de evolución de los parámetros ambientales y fisiológicos.

Se realizó un análisis general de correlación entre los parámetros microclimáticos (PAR, Tª aire, Eref, humedad edáfica en cuatro intervalos de

profundidad y humedad edáfica promedio), fisiológicos (A, E, A/E y g_s), morfológicos (altura y número de hojas) y la supervivencia (%) con el fin de detectar los conflictos entre la asimilación del carbono, la gestión del agua y la supervivencia por parte de las plántulas. Para ello se utilizó un valor promediado para parcelas y tratamientos (n = 16). A su vez, la integración de los parámetros fisiológicos, microclimáticos, morfológicos, la humedad edáfica y la supervivencia de las plántulas, fue evaluada por medio de un Análisis de Componentes Principales.

Para determinar los factores que estaban afectando principalmente a la supervivencia de las plántulas se usó un modelo de regresión múltiple (procedimiento Forward Stepwise; Neter *et al.*, 1985), donde la variable dependiente es la supervivencia, actuando como variables predictoras los parámetros microclimáticos (PAR, Tª aire, Eref, humedad edáfica en cuatro intervalos y humedad edáfica promedio), fisiológicos (A, E, A/E y g_s) y morfológicos (altura y número de hojas).

Además, para evaluar los factores microclimáticos que condicionan el rendimiento fotosintético de las plántulas se usó un modelo de regresión múltiple, similar al descrito anteriormente. En este caso se utilizaron como variables dependientes los parámetros fotosintéticos (A, E, A/E y g_s) y como variables predictoras los parámetros microclimáticos (PAR, Tª aire, Eref, humedad edáfica en cuatro intervalos y humedad edáfica promedio).

La influencia del Tratamiento (factor fijo) y de la Parcela (factor aleatorio) sobre los parámetros (variables dependientes) fisiológicos (A, E, A/E y g_s) y los microclimáticos (PAR, Tª aire, Eref y humedad promedio del suelo) se

testó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA mixto factorial de doble vía.

La influencia del tipo de tratamiento sobre la evolución horaria de los parámetros microclimáticos (PAR, Tª aire y Eref) y fisiológicos (A, E, A/E y g_s) se testó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de medidas repetidas, tomando los valores de las variables dependientes en las sucesivas horas como medidas repetidas. En este caso las interacciones Tratamiento × Hora determinan si las curvas diarias varían entre los tratamientos.

La exploración de la normalidad de las variables continuas se realizó mediante el test de Kolmogorov–Smirnov. La homogeneidad de varianzas fue explorada mediante el test de Levene. En el caso de que las variables no se ajustasen a los supuestos de normalidad eran previamente transformadas mediante logaritmo o raíz cuadrada. Los análisis a posteriori realizados en el caso de que el análisis fuese significativo se realizaron mediante LSD test. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2007).

RESULTADOS

Relaciones entre variables

Los resultados de los análisis de correlación entre los parámetros microclimáticos, fisiológicos, morfológicos, el grado de humectación del suelo y la supervivencia se muestran en la Tabla 6.1. La humedad del suelo, especialmente la de capas profundas del suelo, favoreció la apertura estomática (g_s) y tasas elevadas de fotosíntesis (A) y transpiración (E). El PAR

igualmente se correlacionó positivamente con las tasas de E y A. El tamaño de las plántulas se correlacionó positivamente con el consumo de agua, pero negativamente con la humedad del suelo. Valores elevados de PAR limitaron el crecimiento en altura, pero favorecieron el desarrollo de las hojas.

La supervivencia de las plántulas (%) muestra una asociación positiva altamente significativa con las dos variables morfológicas (altura y número de hojas) y con las variables relacionadas con la transpiración (g_s y E). Las plantas mayores y con mayor consumo de agua, sobreviven mejor. La dependencia es negativa y altamente significativa con la humedad relativa del aire (Eref) y con la eficiencia en el uso del agua (A/E). Las plantas más derrochadoras, y menos eficientes en el uso de agua, tienen más probabilidad de sobrevivir. Por otra parte la supervivencia parece mostrar cierta independencia respecto a la humedad edáfica y a la tasa de asimilación de carbono.

Tabla 6.1. Resultados de los análisis de correlación de Pearson entre los parámetros: (1) supervivencia, (2) Morfológicos: altura y nº de hojas, (3) Microclimáticos: humedad relativa del aire (Eref), radiación activa (PAR) y temperatura del aire (Tª), (4) Fisiológicos: apertura estomática (g_s), transpiración (E), tasa de fijación del carbono (A) y eficacia en el uso del agua (A/E) y (5) humedad edáfica: humedad en cuatro profundidades (HS1ª, HS2ª, HS3ª y HS4ª) y humedad promedio en todo el perfil (HS prom). (n = 172 para la supervivencia, altura y nº de hojas; n = 175 para el resto de parámetros; *(p < 0.05); **(p < 0.01).

	altura	nº hojas	E ref.	PAR	Tª	gs	E	A	A/E	HS 1ª	HS 2ª	HS 3ª	HS 4ª	HS prom
supervivencia	**0,67****	**0,52****	**-0,28****	-0,08	-0,04	**0,51****	**0,23***	-0,02	**-0,22***	0,014	-0,06	-0,08	0,02	-0,01
altura		**0,43****	**-0,23***	**-0,26***	0,01	**0,27****	0,08	-0,05	-0,10	**0,22***	-0,07	**-0,27****	-0,13	-0,13
nº hojas			**-0,28****	**0,18***	**0,16***	**0,21****	**0,22****	0,06	-0,14	**-0,15***	**-0,16***	-0,11	**-0,24****	**-0,22****
E ref				-0,03	0,01	-0,08	-0,09	0,13	**0,18***	-0,07	-0,06	-0,04	-0,01	-0,09
PAR					**0,37****	-0,05	**0,15***	**0,23****	0,09	0,02	**0,32****	**0,29****	**0,37****	**0,44****
Tª						**-0,22****	**0,20****	-0,06	**-0,20****	**-0,27****	0,08	-0,14	-0,12	**-0,15***
gs							**0,62****	0,1	**-0,46****	0,15	0,02	0,14	**0,20***	**0,20****
E								**0,29****	**-0,61****	0,08	0,11	0,10	**0,20****	**0,20****
A									**0,50****	**0,16***	-0,70	0,11	**0,22****	**0,20***
A/E										0,11	-0,13	0,02	0,04	0,02
HS 1ª											-0,10	**0,23****	**0,40****	**0,52****
HS 2ª												**0,32****	**0,34****	**0,59****
HS 3ª													**0,22****	**0,67****
HS 4ª														**0,80****

El Análisis de Componentes Principales confirma que la actividad fotosintética se relaciona mayoritariamente con la humedad del suelo y la radiación (PAR), mientras que los factores que mejor explican la supervivencia de las plantas son el tamaño de la planta, la apertura estomática y la tasa de transpiración (Figura 6.1). El crecimiento se relaciona negativamente con la sequedad del aire. Las cargas de PCA se resumen en dos factores que explican el 47.2% de la varianza. F1 explica el el 29.1% mostrando fuertes cargas factoriales positivas para la supervivencia (0.81), la altura (0.70) y el número de hojas (0.70). F2 explica el 18.1% de la varianza, mostrando fuertes cargas factoriales positivas únicamente para el PAR (0.73).

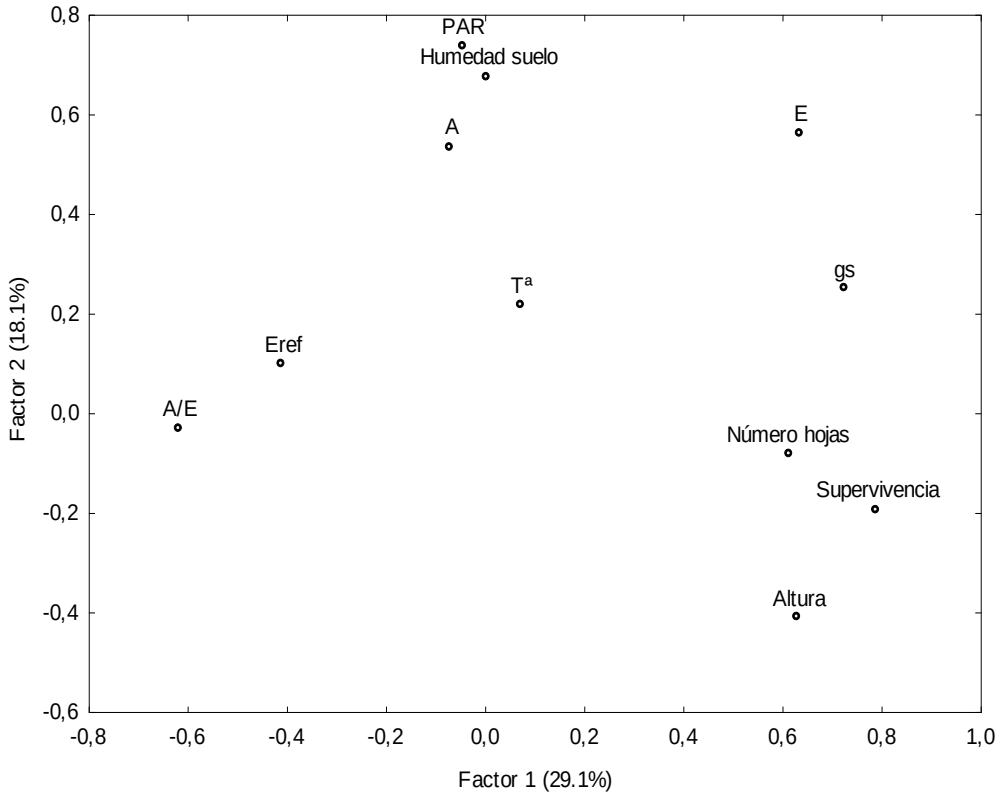


Figura 6.1. Resultados del análisis multivariante en el que se integran las variables relacionadas con la morfología de la plántulas (altura y número de hojas), con la actividad estomática (A, E, A/E, g_s), con el microclima (PAR, Tª aire, Eref), la humedad del suelo (%) y la supervivencia de las plántulas (%).

En la Tabla 6.2 se muestran los resultados significativos de las regresiones múltiples que relacionaron la supervivencia de las plántulas (%) con los factores ambientales (incluida la humedad del suelo), fisiológicos y de tamaño de las plántulas, y las regresiones múltiples que relacionan las variables fisiológicas con las variables ambientales.

La apertura estomática está positivamente afectada por la humedad de las capas profundas del suelo, pero negativamente afectada por las altas temperaturas. Entre ambas variables explican el 63% de g_s. Junto a estas variables ambientales, la actividad fotosintética también se correlacionó positivamente con el PAR y negativamente con la humedad superficial, aunque en su conjunto no explicaron más del 12% de variabilidad de A.

De todas las regresiones múltiples, el modelo con mayor poder explicativo es el de la supervivencia (65% de su variabilidad es explicada por el modelo). Los factores que mejor explican la supervivencia son el tamaño de la plántula (altura y número de hojas), la conductancia estomática y la humedad media del perfil edáfico. Sin embargo, la humedad de los primeros centímetros del suelo se correlacionó negativamente con la supervivencia de las plántulas, indicando que la mayor humedad superficial, que favorece el desarrollo de las herbáceas, implica la reducción de la probabilidad de supervivencia de las plántulas de encina.

Tabla 6.2. Resultados de las regresiones múltiples en las que las variables dependientes son: supervivencia, tasa de asimilación de carbono (A), transpiración (E), eficacia en el uso del agua (A/E) y cierre estomático (g_s). En el caso de la supervivencia todos los factores microclimáticos (Eref, PAR y Tª aire), morfológicos (altura y número de hojas) y edáficos (HS1ª, HS2ª, HS3ª,HS4ª y HS prom) son considerados como predictores, mientras que en el resto de los casos se consideraron únicamente los factores microclimáticos (Eref, PAR y Tª aire) y de humedad edáfica.

Variable dependiente	R^2	g.l.	F	p	Factores	Beta	t	p
supervivencia	0.65	(9,165)	37.37	<0.001	altura	0.58	9.27	<0.01
					g_s	0.36	5.85	<0.01
					nºde hojas	0.18	3.18	<0.01
					HS1ª	- 0.32	- 4.08	<0.01
					HS2ª	- 0.20	- 2.43	0.02
					HS prom	0.27	2.04	0.04
A	0.12	(5,172)	5.85	<0.001	PAR	0.24	2.72	0.01
					HS2ª	- 0.27	-3.07	<0.01
					HS prom	0.24	2.40	0.02
					Eref	0.14	2.03	0.04
E	0.31	(3,174)	6.31	<0,001	Tª aire	0.24	3.29	<0.01
					HS prom	0.22	3.02	<0.01
A/E	0.12	(4,173)	7.03	<0,001	Tª aire	- 0.29	- 3.80	<0.01
					Eref	0.19	2.69	<0.01
					PAR	0.25	3.17	<0.01
					HS2ª	- 0.18	- 2.40	0.02
g_s	0.63	(3,174)	4.98	<0.001	Tª aire	- 0.19	- 2.64	0.01
					HS4ª	0.16	2.23	0.03

Diferencias microclimáticas entre tratamientos

La caracterización de las condiciones microclimáticas en los diferentes tratamientos se muestra en la Tabla 6.3, en la que se observa claramente el efecto que produce la sombra sobre los valores de radiación activa (PAR) disponible, detectándose diferencias altamente significativas entre tratamientos ($F_{(3,162)} = 42.72$, $p < 0.001$). Por un lado, los tratamientos Intenso y

Desbrozado presentan valores similares entre sí ($p = 0.240$). En Desbrozado el PAR fue del 95.26% respecto al de Intenso. En el otro extremo se situaron los otros dos tratamientos, siendo la densidad del sombreado artificial (25.14% de PAR respecto a Intenso) significativamente superior a la producida por las jaras (48.23% de PAR) ($p = 0.012$ entre Matorral y Sombreado).

La temperatura del aire también difiere significativamente entre tratamientos ($F_{(3,162)} = 3.30$, $p = 0.022$), siendo Sombreado el que presenta valores promedio más bajos, aunque la diferencia respecto a Desbrozado, que es el tratamiento con temperaturas más altas, es únicamente de 1.8 ºC en promedio. La temperatura en los tratamientos Intenso y Matorral presentó valores intermedios.

La humedad relativa del aire muestra mayor homogeneidad entre tratamientos, estableciéndose diferencias marginalmente significativas ($F_{(3,162)} = 2.27$, $p = 0.083$), en las que el Matorral muestra una humedad relativa superior a los otros tres tratamientos ($p = 0.020$, $p = 0.016$ y $p = 0.003$ con Desbrozado, Intenso y Sombreado respectivamente), que no difieren entre ellos.

La humedad del suelo difiere significativamente entre tratamientos ($F_{(3,111)} = 8.28$, $p < 0.001$), observándose que los tratamientos sin sombra (par Desbrozado/Intenso, $p = 0.333$) difieren significativamente ($p < 0.001$ en todos los casos) de los tratamientos más sombreados (Sombreado/Matorral, $p = 0.435$). Mas detalles sobre la dinámica temporal de la humedad edáfica y las diferencias entre tratamientos pueden consultarse en el Capítulo 5.

Tabla 6.3. Valores medios y error estándar de los parámetros: humedad relativa del aire (Eref, mBar), radiación fotosintéticamente activa (PAR, µmol fotones · m^{-2} · s^{-1}), temperatura del aire (Tª, ºC) y humedad edáfica (%) de los cuatro tratamientos experimentales a lo largo de los meses de julio y agosto de 2003 (periodo de máxima desecación del suelo). Las letras minúsculas indican las diferencias entre tratamientos (test LSD).

Tratamiento	Eref	PAR	Tª	humedad edáfica
Intenso	13.06 ± 0.29 **a**	925.71 ± 50.11 **a**	33.58 ± 0.41 **b**	12.33 ± 0.73 **a**
Desbrozado	12.95 ± 0.31 **a**	881.84 ± 53.90 **a**	34.70 ± 0.44 **a**	13.23 ± 0.82 **a**
Sombreado	12.77 ± 0.28 **a**	232.76 ± 48.71 **b**	32.86 ± 0.39 **b**	10.02 ± 0.68 **b**
Matorral	14.16 ± 0.46 **b**	446.54 ± 81.36 **c**	33.77 ± 0.66 **ab**	9.37 ± 0.72 **b**

La variabilidad entre sitios (cuatro parcelas) para los cuatro parámetros microclimáticos es notable ($F_{(3,162)} = 24.31$ $p < 0.001$; $F_{(3,162)} = 2.99$, $p = 0.033$; $F_{(3,162)} = 16.26$, $p < 0.01$ y $F_{(3, 111)} = 11.70$, $p < 0.001$ para Eref, PAR, Tª del aire y humedad del suelo, respectivamente). Sin embargo, la interacción entre el tipo de tratamiento y la parcela es significativa únicamente para el PAR ($F_{(9,162)} = 3.71$, $p < 0.001$), explicada por el hecho de que el PAR en Matorral varía más entre sitios que en el resto de tratamientos, indicando que la sombra proyectada por la jara varía con la estructura del jaral (densidad, altura, edad, etc), observándose la sombra más intensa en la parcela 2 (PAR medio 253,42 ± 160,81 µmol fotones $m^{-2} \cdot s^{-1}$) y el jaral menos sombreado en la parcela 5 (PAR medio 714,73 ± 135,94 µmol fotones $m^{-2} \cdot s^{-1}$), con valores intermedios en las dos parcelas restantes.

La evolución a lo largo del día de los parámetros microclimáticos en los diferentes tratamientos experimentales durante un día de verano en la parcela 5 se muestra en la Figura 6.2. Respecto al PAR se observa que aunque hay diferencias muy importantes en la intensidad de la radiación, la evolución diaria es similar en todos los casos (máximo en horas centrales), aunque con

matices interesantes, que determinan una interacción Tratamiento × Hora significativa ($F_{(15,138)} = 2.70$, $p < 0.001$). Este resultado se puede justificar por la poca intensidad de la sombra producida por la cobertura de jaras. Sólo en las primeras horas de la mañana y las últimas de la tarde, la jara parece proyectar una sombra importante, mientras que apenas es efectiva en las horas centrales del día. Para la temperatura y la humedad del aire, las interacciones no resultaron significativas ($p = 0.942$ y $p = 0.261$, respectivamente), indicando que independientemente del tratamiento, la humedad del aire presenta valores máximos en las primeras horas de la mañana (10:00), decreciendo rápidamente hasta estabilizarse en valores mínimos a media tarde (17:00). La temperatura sigue una curva similar al PAR, aunque decrece más lentamente en la tarde (Figura 6.2).

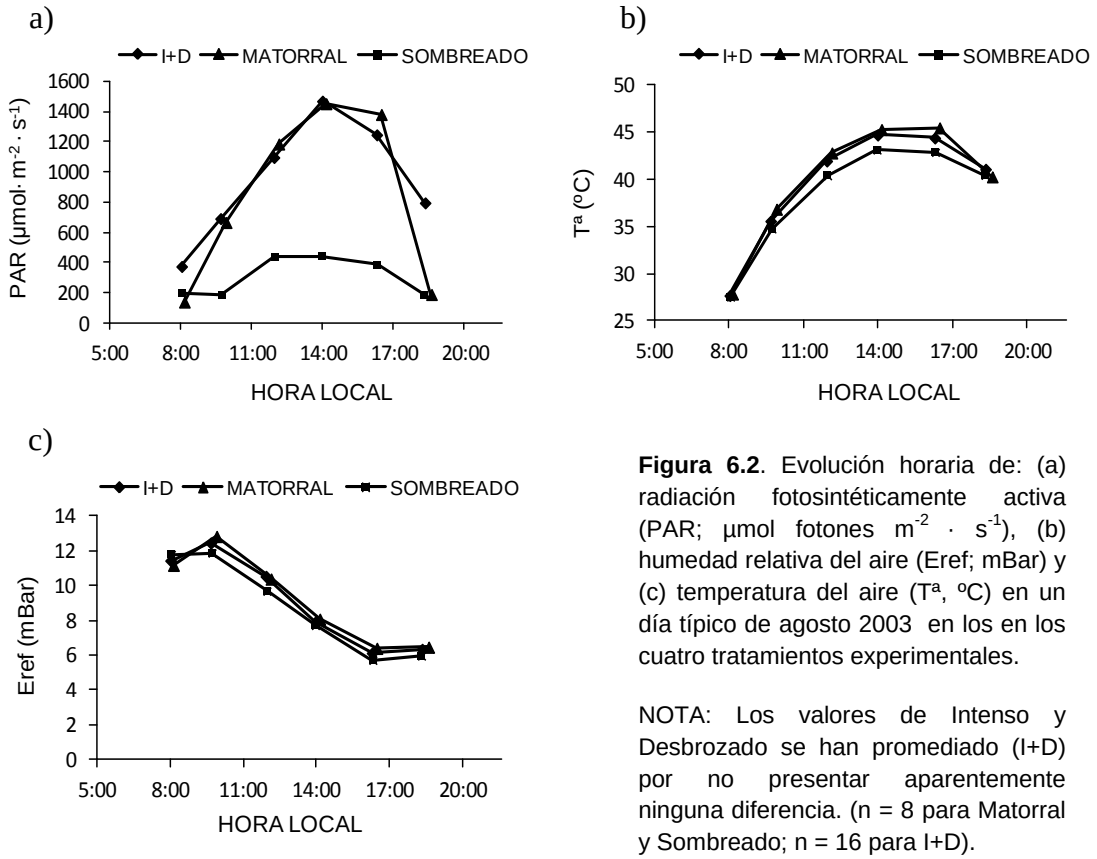


Figura 6.2. Evolución horaria de: (a) radiación fotosintéticamente activa (PAR; µmol fotones $m^{-2} \cdot s^{-1}$), (b) humedad relativa del aire (Eref; mBar) y (c) temperatura del aire (Tª, ºC) en un día típico de agosto 2003 en los en los cuatro tratamientos experimentales.

NOTA: Los valores de Intenso y Desbrozado se han promediado (I+D) por no presentar aparentemente ninguna diferencia. (n = 8 para Matorral y Sombreado; n = 16 para I+D).

Diferencias entre tratamientos en la actividad fisiológica de las plántulas.

Los resultados del ANOVA factorial muestran que las diferencias entre los tratamientos experimentales son significativas para las cuatro variables fotosintéticas monitorizadas ($F_{(3,162)} = 10.87$, $p < 0.001$; $F_{(3,162)} = 11.15$, $p < 0.001$; $F_{(3,162)} = 5.23$, $p = 0.002$; $F_{(3,162)} = 16.83$, $p < 0.001$ para A, E, A/E y g_s respectivamente).

Los valores de apertura estomática son significativamente mayores en el Intenso que en el resto de tratamientos. Desbrozado y Sombreado se comportan de forma similar y es en el Matorral donde se observan los valores más bajos (Tabla 6.4). La actividad fotosintética (A) fue significativamente más elevada en Intenso, mientras que en Matorral se encontraron los valores más bajos, aunque con valores estadísticamente similares a Desbrozado y Sombreado (Tabla 6.4).

En la tasa de transpiración se establece un gradiente muy acusado entre todos los tratamientos; en uno de los extremos aparece el Intenso y en el otro el Matorral. No detectamos diferencias significativas entre los dos tratamientos en los que está presente la sombra, aunque sí entre los dos que reciben la mayor radiación (Tabla 6.4).

Respecto a la eficacia en el uso del agua, las plántulas situadas bajo el matorral son las más eficientes (Tabla 6.4), con independencia de la parcela monitorizada (datos no mostrados).

La interacción entre el tratamiento y el sitio resultó significativa en todos los casos, excepto para la eficiencia en el uso del agua ($F_{(9,162)} = 1.52$, $p = 0.145$),

indicando que las diferencias entre tratamientos varía sitio a sitio, aunque mayoritariamente sin un patrón definido. No obstante, cabe destacar que el jaral mas iluminado (parcela 5) presenta los valores más altos entre los jarales para g_s, E y A mientras que el de la parcela 2 (el más sombreado) presenta los valores más bajos para esos parámetros.

Tabla 6.4. Valores promedio y error estándar en cada tratamiento de los parámetros fotosintéticos: tasa de asimilación fotosintética (A, µmol $CO_2 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), tasa de transpiración (E, mmol $H_2O \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), eficacia integrada en el uso del agua (A/E, µmol CO_2/mmol H_2O) y conductancia estomática (g_s, mol $H_2O \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$). Valores promediados con ocho plantas por tratamiento y sitio en dos días diferentes (n = 64). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos (test LSD).

	A	E	A/E	g_s
Intenso	4.13 ± 0.28 **a**	2.93 ± 0.20 **a**	2.02 ± 0.21 **a**	0.04 ± <0.01 **a**
Desbrozado	2.52 ± 0.30 **b**	1.81 ± 0.22 **b**	1.86 ± 0.23 **a**	0.02 ± <0.01 **bc**
Sombreado	1.96 ± 0.27 **b**	1.66 ± 0.20 **bc**	1.73 ± 0.21 **a**	0.03 ± 0.03 **b**
Matorral	2.64 ± 0.46 **b**	1.05 ± 0.33 **c**	3.28 ± 0.35 **b**	0.01 ± 0.05 **c**

La evolución a lo largo del día de los parámetros fisiológicos en los diferentes tratamientos experimentales durante un día de verano en la parcela 5 se muestra en la Figura 6.3. Respecto a la apertura estomática, la curva es idéntica en los cuatro tratamientos a pesar de las diferencias en los valores absolutos (interacción no significativa; $F_{(15,138)} = 0.25$, $p = 0.990$). Tampoco resultaron significativas la interacciones para las variables A/E ($p = 0{,}938$) y E ($p = 0.748$). Sólo para la tasa de asimilación de CO_2, la interacción resultó marginalmente significativa ($F_{(15,138)} = 1.69$, $p = 0.062$), debido a que para algunos tratamientos (Desbrozado) la curva diaria mostró forma de campana (típica en plantas sin déficit hídrico) mientras que en otros (Matorral) mostró una forma de valle (típica de plantas con déficit hídrico).

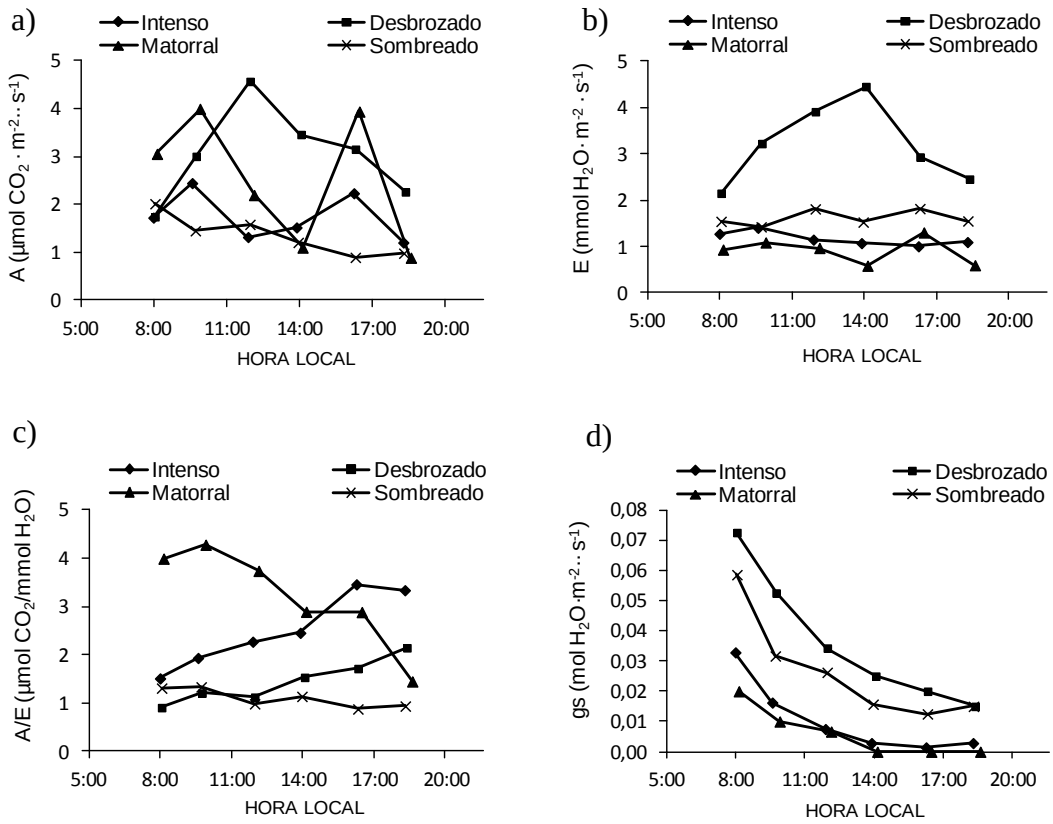


Figura 6.3. Evolución horaria de: (a) tasa de asimilación fotosintética (A, µmol CO_2 · m^{-2} · s^{-1}), (b) tasa de transpiración (E, mmol H_2O · m^{-2} · s^{-1}), (c) eficacia integrada en el uso del agua (A/E, µmol CO_2/mmol H_2O), y (d) conductancia estomática (g_s, mol H_2O · m^{-2} · s^{-1}) en un día típico de agosto 2003 en los cuatro tratamientos experimentales.

DISCUSIÓN

Efecto de la sombra

Son numerosos los factores del medio físico que afectan a la dinámica de las plántulas en el sotobosque, destacando la variabilidad en el microclima que se asocia a la cubierta vegetal (Titus y del Moral, 1998; Denslow & Guzmán, 2001), la disponibilidad hídrica del suelo (Ashton *et al*., 1995) y la competencia entre especies (Callaway, 1992) entre otros factores.

La caracterización microclimática de los tratamientos experimentales nos muestra un gradiente lumínico y de temperatura generado por la presencia/ausencia de la sombra. A pesar de la igualdad entre tratamientos que muestra el análisis, la humedad relativa en el Matorral es significativamente mayor que en el resto de tratamientos. La resistencia aerodinámica que ejerce la planta de jara reduce la velocidad de desalojo del vapor evapotranspirado, aumentando así la humedad relativa del aire. Este proceso es formulado a través del índice de acoplamiento de Jarvis y McNaugton (1986), quienes indicaron que la humedad relativa del aire de superficie difiere más de la atmosférica a medida que aumenta la rugosidad (resistencia aerodinámica) de la vegetación.

Existe una clara relación de causalidad entre la radiación incidente y la temperatura de la hoja, lo que asocia temperaturas menores al tratamiento con sombreado artificial, mientras que la sombra producida por el jaral no se refleja en temperaturas significativamente más frescas que los tratamientos abiertos. Estos resultados se confirman al comparar tanto las plantas de los diferentes tratamientos a través de los cuatro sitios de estudio, como al comparar la evolución diaria de las variables en los diferentes tratamientos de la parcela 5.

Efecto del microclima y la humedad edáfica sobre el estado fisiológico de las plántulas

Los parámetros relacionados con la actividad estomática se encuentran muy relacionados entre sí (todas las correlaciones son significativas excepto la que relaciona la asimilación fotosintética con la conductancia estomática), y muestran que el laboreo del suelo, con la eliminación de toda las plantas

potencialmente competitivas, genera tasas de apertura estomática más elevadas, lo que produce a su vez tasas más elevadas de asimilación de carbono y de transpiración en las plántulas. La estrategia de mayor apertura estomática en las plántulas de Intenso, provoca una eficiencia en el uso del agua significativamente menor que en las plántulas que crecen bajo Matorral. Los valores más bajos de eficiencia en el uso del agua se produjeron bajo la sombra artificial.

El hecho de que la tasa de asimilación de CO_2 sea mayor en Intenso nos indica que aparentemente la intensa radiación solar (significativamente mayor que en Sombreado y Matorral) no está provocando fotoinhibición, lo que podría deberse a que las plantas de entornos mediterráneos, que están adaptadas a crecer en ambientes con altos niveles de radiación, soportan umbrales de exceso de energía elevados y muestran estrategias de tolerancia a la luz (Gratani *et al.*, 1998; Oliveira & Peñuelas, 2000; Wright & Westoby, 2003).

La mayor eficacia en el uso del agua se observa en los individuos situados debajo de la cubierta de Matorral, que presentan estomas significativamente más cerrados que los del resto de tratamientos ($p < 0.010$ en todos los casos) aunque la tasa de asimilación de CO_2 es similar a Sombreado y Desbrozado, confiriendo así el aparato fotosintético una mayor resistente al déficit hídrico. En esta situación, una elevada eficiencia en el uso del agua se podría interpretar como una estrategia de aclimatación conveniente a un entorno exigente como el que ocurre en el jaral, donde se combinan una baja disponibilidad de humedad edáfica debido al consumo competitivo de agua por la jara, al discreto papel de la jara en la mejora del microclima, con altas temperaturas foliares en la plántula y una intensidad de sombra moderada, no

siendo relevante en las horas centrales del día. Estos resultados fueron consistentes en el conjunto de sitios experimentales estudiados.

La relación entre el microclima y fotosíntesis es más compleja. No obstante los modelos de regresión múltiple señalan que la temperatura aparece como factor relevante (significativo) para el conjunto de variables relacionadas con la actividad estomática. A mayor temperatura, menor apertura estomática, pero más pérdida de agua y lógicamente menor eficiencia en su utilización. Estos resultados indican que las altas temperaturas, asociadas a niveles altos de radiación, provocan tanto el cierre de los estomas como la disminución de la eficiencia en el uso del agua debido a la disminución del flujo de CO_2 de gases a través de los estomas, evidenciando que las plantas se ven sometidas a un conflicto entre la asimilación del carbono y la gestión del agua.

La humedad del suelo favoreció tanto la apertura estomática como las tasas de transpiración y de asimilación de CO_2. Esta última también se vio favorecida por el aumento de la radicación fotosintéticamente activa. Ambas variables (humedad edáfica y PAR) se perfilan como factores importantes en la regulación de la asimilación de carbono por las plántulas (Loveys *et al*., 2002; Leakey *et al*., 2003).

La luz y el agua son dos factores estrechamente interrelacionados, especialmente en entornos áridos, por lo que la capacidad fotosintética de las plantas va a depender de la disponibilidad de agua (Quero, 2006; Valladares *et al*, 2008b). La asimilación de CO_2 durante el periodo estival se reduce a medida que aumenta el estrés hídrico (Ogaya & Peñuelas, 2003), lo que se confirma con nuestros resultados: la tasa de asimilación de CO_2 aumenta con el PAR y la humedad edáfica. Los bajos niveles de déficit hídrico

que se observan en Intenso se reflejan en mayores niveles de actividad fotosintética en las plántulas en este tratamiento.

Supervivencia *vs* Crecimiento

Hemos observado que la supervivencia depende del tamaño de la plántula, la humedad del suelo y la apertura estomática. Como era de esperar, los valores elevados de humedad edáfica promedio en todo el perfil sí se traducen en un incremento en la supervivencia de las plántulas. En los dos tratamientos más húmedos (Desbrozado e Intenso) la supervivencia es significativamente mayor que en Matorral (Capítulo 7), aunque en Sombreado, con baja humedad edáfica (probablemente por mayor crecimiento de herbáceas; datos no mostrados), la supervivencia es también elevada, indicando la importancia de considerar la humedad edáfica en relación con la intensidad de la radiación. Es decir, los efectos negativos de la falta de humedad en el suelo son mitigados por la sombra. Debido a la escasa intensidad de la sombra de la jara, los efectos negativos de la competencia por el agua edáfica son predominantes y es en este tratamiento donde peor actividad fisiológica presentan las plántulas, y donde menos sobreviven.

En cambio la humedad superficial condiciona negativamente la supervivencia, lo que nos mostraría el efecto de la competencia que se establece entre las plántulas y la vegetación de raíces superficiales, principalmente las herbáceas. La apertura estomática también es un factor predictor de la supervivencia. El cierre estomático condiciona la asimilación de CO_2, lo que sugiere que el control de la pérdida de agua es más importante que la asimilación de carbono en sí para la plántula en estas condiciones de elevado estrés hídrico (Varela, 2010). Aquellas plantas que pudieron mantener

más abiertos los estomas (por tener mayor reserva hídrica en el suelo), tuvieron más probabilidad de supervivencia. Finalmente, la supervivencia estuvo supeditada al tamaño de las plántulas, hecho que es explicado por diversos autores porque las plántulas mayores tienen mayores reservas para afrontar posibles episodios de fuerte déficit de recursos, y que las plántulas mayores también presentan sistemas radiculares mayores (e.g., Cuesta *et al.*, 2008; González-Rodríguez *et al.*, 2011).

Estos resultados contradicen la teoría general que indica que las características asociadas a una mayor capacidad de crecimiento son aquellas que están asociadas negativamente a la supervivencia de las plántulas (Villar *et al.*, 2008). Teóricamente en el entorno mediterráneo donde las altas temperaturas y sequía estival suelen asociarse con el déficit edáfico de agua, el crecimiento aéreo no siempre refleja la probabilidad de supervivencia, ya que para sobrevivir a veces es mejor limitar el consumo de agua. Este ahorro de agua implica limitar el crecimiento, pero esto no parece ser la estrategia utilizada por las plántulas de encina (Mediavilla & Escudero, 2004). Una estrategia menos ahorradora de agua está basada en que un cierto consumo de agua les permite a éstas incrementar el tamaño de la parte aérea, lo que aumentaría la ganancia de carbono.

Esta ganancia en fotosintatos se invierte en potenciar el sistema radicular, lo que segregaría espacialmente las raíces respecto a la de las herbáceas, permitiéndoles el acceso al agua profunda, favoreciendo su establecimiento. Por otra parte en este entorno tan competitivo ser ahorrador con el agua permitiría que los competidores dispusieran del recurso, lo que no parece ser una estrategia exitosa en este entorno en el que la humedad edáfica es un factor limitante. De hecho, nuestros resultados indican que la supervivencia se

correlacionó significativamente con la humedad del perfil, pero se correlacionó negativamente con la humedad de los horizontes superiores, que podrían favorecer el desarrollo de las herbáceas en detrimento de las plántulas de encina. Los árboles de encina adultos sí muestran estrategias ahorradoras ya que su sistema radicular es el único capaz de acceder al agua situada en las zonas más profundas del suelo, evitando así la competencia (Mediavilla & Escudero, 2004; Moreno *et al*., 2005; Rolo & Moreno, 2012).

Si el déficit hídrico es menor como ocurre en el tratamiento con laboreo del suelo, las plántulas allí establecidas desarrollan estrategias menos ahorradoras aumentando la conductancia estomática y la tasa de asimilación de carbono, resultados que se reflejan en plántulas con biomasa aérea mucho más desarrollada que en el resto de tratamientos.

La situación debajo de la cubierta de jaras es la contraria, con una baja disponibilidad hídrica generada por la competencia, altas temperaturas pese a la sombra y una disminución moderada de la radiación, lo que produce mayor cierre estomático y disminución de la transpiración. Aunque esto implica un aumento en la eficacia del uso del agua. Este aumento, en cambio no compensa el cierre estomático, y la disminución de la actividad fotosintética implica una reducción del tamaño y de la supervivencia de las plántulas de encina.

En el tratamiento Sombreado los valores de humedad en el suelo son los más bajos, probablemente debido al mayor desarrollo de las herbáceas (pese a su escardado periódico) que consumen rápidamente el agua del suelo. Esto junto a la menor radiación recibida, explicaría que en este tratamiento se obtuvieran las tasas fotosintéticas más bajas además de la menor eficiencia en el uso del

agua. Los resultados, desde el punto de vista fisiológico, fueron peores en el Sombreado que en el Matorral, pero en Sombreado la supervivencia fue mucho mayor como se ha señalado anteriormente. La mayor mortalidad de las plántulas de encina bajo jara debe explicarse por la combinación de baja humedad edáfica, alta radiación y elevada temperatura del aire. Sombras más intensas sí podrían compensar niveles bajos de humedad edáfica (Vilagrosa *et al.*, 1997; Cortina & Vallejo, 2004).

No se detectaron diferencias en las condiciones microclimáticas entre los tratamientos Desbrozado e Intenso, sin embargo, las plántulas en Desbrozado presentaron apertura estomática, tasas de asimilación de CO_2 y de transpiración más bajas que las plántulas de Intenso. Esto se tradujo en tamaño de plántulas y tasa de supervivencia más alto también en Intenso que en Desbrozado (Capitulo 7). Estas diferencias deben explicarse por la mayor facilidad en el desarrollo radicular en Intenso y la utilización del agua profunda durante el periodo estival (Cubera *et al.,* 2009).

CONCLUSIONES

1. La actividad fotosintética de las plántulas de encina se asocia a valores elevados de radiación fotosintéticamente activa y humedad edáfica, pero la supervivencia se asocia sobre todo a la apertura estomática, la humedad edáfica y al tamaño grande de planta, resultados indicadores de una estrategia no conservadora de consumo de agua. Un rápido consumo de agua, permite un rápido desarrollo aéreo y radicular, permitiendo así el acceso al agua profunda no accesible a las plantas herbáceas.

2. La jara reduce significativamente la cantidad de agua disponible para las plántulas y genera una sombra moderada que no mejora significativamente el microclima respecto a los tratamientos más irradiados. En cualquier caso, la leve mejora microclimática inducida por la jara no compensa su efecto competitivo. El estrés al que se ven sometidas las plántulas de encina bajo el matorral se refleja especialmente a nivel fisiológico, observándose en ellas mayores niveles de eficacia del en el uso del agua, pero mayor cierre estomático y menor tasa fotosintética.

3. La mayor supervivencia de las plántulas en Intenso y Desbrozado se asocia a la mayor humedad edáfica en estos tratamientos. En general las plántulas en Intenso muestran mayor crecimiento y tasa fotosintética que en Desbrozado a pesar de que en ambos tratamientos se observen niveles similares de humedad edáfica durante el verano. Esta situación podría deberse a que el laboreo facilita la penetración radicular, permitiendo a las plántulas utilizar mejor el agua profunda.

BIBLIOGRAFÍA.

Alias, J.C. 2006. Influencia de los factores climáticos en la síntesis y actividad de compuestos fitotóxicos sintetizados por *Cistus ladanifer* L. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. 288 pp.

Armas, C., & Pugnaire, F.I. 2005. Plant interactions govern population dynamics in a semi-arid plant community. Journal of Ecology 93: 978–989.

Ashton, P.M.S., Gunatille, C.V.S., Gunatilleke, I.A.U.N., 1995. Seedling survival and growth of four *Shorea* species in a Sri Lankan rain forest. Journal of Tropical Ecology 11: 263-279.

Barchuk, A.H., Valiente-Banuet, A., Díaz, M.P. 2005. Effect of shrubs and seasonal variability of rainfall on the establishment of *Aspidosperma quebracho-blanco* in two edaphically contrasting environments. Austral Ecology 30: 695–705.

Bertness, M.D. & Callaway, R.M. 1994. Positive interactions in communities. Trend in Ecology and Evolution 9: 191-193.

Boyer, J.S., Armond, P.A., Sharp, R.E. 1987. Light stress and leaf water relations. pp: 111-122. In: Kyle, D.J., Osmond, C.B., Arntzen, C.J. (eds.) Photoinhibition. Elsevier Science Publishers. Amsterdam. 595 pp.

Callaway, R.M. 1992. Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. Ecology 73: 2118-2128.

Cardillo, E. & Bernal, C.J. 2006. Morphological response and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings at different shade levels. Forest Ecology and Management 222: 296-301.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A. 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. Applied Vegetation Science 9: 137-142.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. Restoration Ecology 10: 297-305.

Chaves-Lobón, N.C & Escudero, J.C. 1997. Effect of *Cistus ladanifer* on seed germination. Functional. Ecology 11: 432-440.

Chaves-Lobón, N.C., Gallego, J.C., Díaz, T.S., Escudero, J.C. 2002. Allelopathic potential of *Cistus ladanifer* chemicals in response to variations of light and temperature. Chemoecology 12:139–145.

Cortina, J. & Vallejo, V.R. 2004. Restoration Ecology. In: Ecology. Bodini, A. & Klotz, S., (eds). Encyclopaedia of Life Support Systems (EOLSS). EOLSS Publishers, Oxford, U.K. (http://www.eolss.net).

Cubera, E. & Moreno, G. 2007. Effect of land use on soil water dynamic in dehesas of central-western Spain. Catena 71: 298-308.

Cubera, E., Moreno, G., Solla, A. 2009. *Quercus ilex* root growth in response to heterogeneous conditions of soil bulk density and soil NH_4-N content. Soil & Tillage Research 103: 16–22.

Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Peñuelas, J.L., Rey-Benayas, J.M. 2008. Establecimiento de plantones de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis* de morfología y estado nutricional contrastados en un escenario de fuerte competencia herbácea. Cuadernos de la sociedad Española de Ciencias Forestales 28: 55-60.

Denslow, J.S. & Guzman, G.S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. Journal of Vegetation Science 11: 201-212.

Flores, J.L. & Jurado, F. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. Journal of Vegetation Science 14: 911-916.

García, D. 2001. Effects of seed dispersal on *Juniperus communis* recruitment on a Mediterranean mountain. Journal of Vegetation Science 12: 839-848.

Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. 2003. Impact of vertebrate acorn and seedling predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. Forest Ecology and Management 180: 125-134.

Gómez-Aparicio, L., Valladares, F., Zamora, R. 2006. Differential light responses of Mediterranean tree sapling: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. Tree physiology 26: 947-958.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. Ecological Applications 14: 1128-1138.

González-Rodríguez, V., Navarro-Cerrillo, R.M., Villar, R. 2011. Artificial regeneration with *Quercus ilex* L and *Quercus suber* L by direct seedling and planting in Southern Spain. Annals of Forest Science 68: 637-651.

Gratani, L., Pesoli, P., Crescente, M.F. 1998. Relationship between photosynthetic activity and chlorophyll content in an isolated *Quercus ilex* L. tree during the year. Photosynthetica 35: 507–516.

Holgrem, M., Scheffer, M., Huston, M.A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. Ecology 78: 1966-1975.

Jarvis, P.G. & McNaughton, K.G. 1986. Stomatal control of transpiration: scaling up from leaf to region. Avances in Ecological Research 15: 1-49.

Jones, H. & Sutherland, R. 1991. Stomatal control of xylem embolism. Plant, Cell and Environment 14: 607-612.

Lawlor, D.W. 2002. Limitation to Photosynthesis in Water-stressed Leaves: Stomata vs. Metabolism and the Role of ATP. Annals of Botany 89: 871-885.

Leakey, A.D., Press, M.C., Scholes, J D. 2003. High-temperature inhibition of photosynthesis is greater under sunflecks than uniform irradiance in a tropical rain forest tree seedling. Plant Cell Environ 26: 1681–1690.

Lloret, F. 1998. Fire, canopy and seedling dynamics in mediterranean shrubland of northeastern Spain. Journal of Vegetation Science 9: 417-430.

Loveys, B.R., Scheurwater, I., Pons, T.L., Fitter, A.H., Atkin, O.K. 2002. Growth temperature influences the underlying components of relative growth rate: an investigation using inherently fast and slow plant species. Plant, Cell and Environment: 25: 975-987.

Maestre, F.T. 2006. Linking the spatial paterns of organisms and abiotic factors to ecosystem function and management: Insights from semi-arid environments. Ecology 6: 75-87.

Maestre, F.T., Callaway, R.M., Valladares, F., Lortie, C. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. Journal of Ecology 97: 199-205.

Maestre, F.T. & Cortina, J. 2005. Remnatn shrubs on Mediterranean semiarid steppes: effect of shrub size, abiotic factors and species identity on understorey richness and ocurrente. Acta. Oecologica 27: 71-179.

Maestre, F.T., Valladares, F., Reynolds, J.F., 2005. Is the change of plant–plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. Journal of Ecology. 93: 748–757.

Mediavilla, S. & Escudero, A. 2004. Stomatal responses to drought of mature trees and seedlings of two co-occurring Mediterranean oaks. Forest Ecology and Management 187: 281-294.

Moreno, G. & Obrador, J.J. 2007. Effects of trees and understorey management on soil fertility and nutritional status of holm oaks in Spanish dehesas. Nutrient Cycling in Agroecosystems 78: 253-264.

Moreno, G., Obrador, J.J., Cubera, E., Dupraz, C. 2005. Fine root distribution in dehesas of Central-Western Spain. Plant and Soil 277: 153-162.

Moreno, G. & Rolo, V. 2011. Dinámica del uso del agua edáfica entre estratos vegetales en dehesas matorralizadas del suroeste de la Península Ibérica. Volumen 10: 53-58. En: Martínez, J., Sánchez, N. (eds). Estudios en la zona no saturada del suelo. Universidad de Salamanca. 370 pp.

Moro, M.J., Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J. 1997. Mechanism of interaction between a leguminous shrub and its understorey in a semi-arid environment. Ecography 20: 175-184.

Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo, A.D. y Cortina, J. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. En: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Savé, R. (Coord). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 193pp.

Neter, J., Wasserman, W., Kutner, M.H. 1985. Applied linear statistical models. Regression analysis of variance, and experimental designs (2nd edition). Irwin Inc. Homewood, Illinois. 1127 pp.

Ogaya, R. & Peñuelas, J. 2003. Comparative field study of *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*: photosynthetic response to experimental drought conditions. Environmental and Experimental Botany 50:137-148.

Oliveira, G., Peñuelas, J. 2000. Comparative photochemical and phenomorphological responses to winter stress of an evergreen (*Quercus ilex* L.) and a semi-deciduous (*Cistus albidus* L.) Mediterranean woody species. Acta Oecologica 21: 97-107.

Peñuelas, J. & Fillela, I. 2003. Deuterium labelling of roots provides evidence of deep water access and hydraulic lift by *Pinus nigra* in a mediterranean forest of NE Spain. Environmental and Experimental Botany 49: 201-208.

Puerta-Piñero, C., Gómez, J.M., Zamora, R. 2006. Species-specific effects on topsoil development affect *Quercus ilex* seedling performance. Acta Oecologica. 29: 65–71.

Pugnaire, F.I., Armas, C., Valladares, F. 2004. Soil as a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. Journal of Vegetation Science 15: 85-92

Pulido, F., García, E., Obrador, J.J., Moreno, G. 2010. Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: integrating the effect of biotic and abiotic drivers. Journal of Applied Ecology 47: 1272-1281.

Quero, J.L., Villar, R., Marañón, T., Zamora, R. 2006. Interactions of drought and shade effects on seedlings of four *Quercus* species: physiological and structural leaf responses. New Phytologist 170: 819-834.

Rivest, D., Rolo, V., Lopez-Diaz, L., Moreno, G. 2011a. Shrub encroachment in Mediterranean silvopastoral systems: *Retama sphaerocarpa* and *Cistus ladanifer* induce contrasting effects on pasture and *Quercus ilex* production. Agriculture, Ecosystems and Environment 141: 447-454.

Rivest, D., Rolo, V., Lopez-Diaz, L. Moreno, G. 2011b. Belowground competition for nutrients in shrub-encroached Mediterranean dehesas. Nutrient Cycling in Agroecosystems 90: 347-354.

Rodríguez-Calcerrada, J., Mutke, S., Alonso, J., Gil, L., Pardos, J.A., Aranda, J. 2008. Influence of overstory density on understory light, soil moisture and survival of two underplanted oak species in a Mediterranean montane Scot pine forest. Investigación agraria: Sistemas y Recursos Forestales 17: 31-38.

Rolo, V., López-Díaz, M.L., Moreno, G. 2012a. Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems: 93: 89-102.

Rolo, V. & Moreno, G. 2011. Shrub species affect distinctively the funcioning of scattered *Quercus ilex* trees in Mediterranean open woodland. Forest Ecology and Management 261: 1750-1759.

Rolo, V. & Moreno, G. 2012. Interspecific competition induces asymetrical changes in rooting patterns in shrub encroached open woodlands. Trees Structures and Function. Trees 26: 997-1006.

Rolo, V., Plieninguer, T., Moreno, G. 2012b. Facilitation of holm oak recruitment through two contrasted shrubs species in Mediterranean grazed woodlands: Patterns and processes. Journal of Vegetation Science. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01458.x

Silva, S.S., Rego, F.C., Martins-Louçao, M.A. 2002. Belowground traits of mediterranean woody plants in a portuguese shrubland. Ecologia Mediterranea 28: 5-13.

Sosa, T. 2004. Contribución al estudio de las funciones ecológicas que pueden desempeñar los compuestos derivados del metabolismo secundario en *Cistus Ladanifer* L. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. 288 pp.

Statsoft, Inc. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Titus, J. & del Moral, R. 1998. Seedling establishment in different microsites on Mount St. Helens Washington, USA. Plant Ecology 134: 13-26.

Valladares, F. 2001. Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo. pp: 67-94. En: Zamora, R. y Puignaire, F.I. (eds). Ecosistemas mediterráneos, análisis funcional. Centro Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 463 pp.

Valladares, F. 2003. Light heterogeneity and plants: from ecophysiology to species coexistence and biodiversity. pp: 439-471. In: Esser, K., Lütge, V., Beyshlag, W., Hellwig, F. (eds). Progress in Botany 64. Springer Verlag-Heilderberg. 536 pp.

Valladares, F. 2004. El ambiente lumínico de los sotobosques ibéricos. Quercus 215: 28-34.

Valladares, F., Aranda, I., Sánchez-Gómez, D. 2008a. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. pp: 337-371. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Valladares, F., Gianoli, E., Gómez, J.M. 2007. Ecological limits to plant phenotypic plasticity. New Phytologist 176: 749-763.

Valladares, F., Vilagrosa, A., Peñuelas, J., Oyaga, R., Camarero, J.J., Corcurera, L., Sisó, S., Gil-Pelegrín, E. 2008b. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. pp: 165-192. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Valladares, F., Zaragoza-Castells, D., Sánchez-Gómez, S., Matesanz, B., Alonso, A., Portsmuth, A., Delgado, A., Atkin, O.K. 2008c. Is shade beneficial for Mediterranean shrubs experiencing periods of extreme drought and late-winter frost?. Annals of Botany 102: 923-933.

Varela, S. 2010. Aspectos básicos de la fisiología en respuesta al estrés y el clima como condicionante mismo en las plantas. Comunicación Técnica. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 23 pp.

Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Hernández, N., Cortina, J., Bellot, J., Vallejo, V.R., 1997. Una nueva técnica viverística para la introducción de plantones de *Quercus* sp. en clima seco y semiárido. Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 667-672. Irati.

Villar, R., Ruíz-Robleto, J., Quero, J.L., Poorter, H., Valladares, F., Marañón, T. 2008. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. pp: 193-230. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Wright, I.J. & Westoby, M. 2003. Nutrient concentration, resorption and lifespan: leaf traits of Australian sclerophyll species. Functional Ecology 17:10-19.

Las plantas son la base indispensable, el verdadero fundamento de todas las cadenas alimentarias. Son las criaturas más notorias del planeta, los primeros seres vivos en los que un marciano que llegase a nuestro planeta repararía.

Richard Dawkins. El cuento del antepasado.

Efecto del matorral sobre el establecimiento de plántulas de *Quercus ilex* L. Competencia *versus* facilitación en un ambiente limitante.

7

ÍNDICE

Introducción 207
Objetivos 211
Materiales y métodos 212
Área de estudio 212
Diseño experimental y métodos de muestreo 213
Análisis estadísticos 215
Supervivencia 215
Efectos de la Facilitación/Competencia/Laboreo del suelo 216
Crecimiento 216
Relación entre el crecimiento y la supervivencia 217
Resultados 218
Supervivencia 218
Signo y magnitud de las interacciones 222
Crecimiento de las plántulas 224
Relación entre el crecimiento y la supervivencia de las plántulas 228
Discusión 230
Supervivencia 230
Facilitación, competencia y laboreo del suelo 232
Crecimiento 235
Conclusiones 239
Bibliografía 240

INTRODUCCIÓN

La regeneración natural de los ecosistemas mediterráneos se ve afectada tanto por la alta variabilidad climática interanual y anual en los regímenes de temperaturas y lluvia (Gómez-Aparicio *et al*., 2008; Hódar *et al*., 2008; Mendoza *et al*., 2009; Peñuelas *et al*., 2009; Lavado, 2010), como por las graves alteraciones que la presión humana ha ocasionado en su composición y estructura.

Las predicciones del cambio climático en el área mediterránea para las próximas décadas sugieren un aumento en el déficit hídrico para las plantas debido a la tendencia al alza de las temperaturas, a la disminución de las precipitaciones y al alargamiento del periodo de sequía (IPCC, 2001; Peñuelas *et al*., 2008; Hernández-Santana *et al.,* 2009).

El establecimiento de especies leñosas depende de varios factores bióticos y abióticos (Vilagrosa *et al*., 2005; Marañón *et al*., 2008), aunque en general se considera la disponibilidad hídrica como el principal factor limitante de la actividad de las plantas en los ecosistemas mediterráneos (Lloret *et al*., 1999; Marañón *et al*., 2004; Castro *et al*., 2005; Pulido & Díaz, 2005; Quero *et al*., 2008a; Matías *et al*., 2011).

La escasez de las precipitaciones unida a su variabilidad espacial y temporal, limitan seriamente el reclutamiento de las plantas leñosas. La sequía estival provoca una disminución drástica de la supervivencia de las plantas durante su primer año de vida, (Herrera *et al*., 1994; Rey & Alcántara, 2000; García, 2001; Pulido & Díaz, 2005; Castro *et al*., 2006; Quero *et al*, 2008b), por lo que las técnicas de reforestación habitualmente utilizadas intentan incrementar la supervivencia de las plántulas actuando intensamente sobre el suelo para

incrementar la infiltración y la acumulación de agua durante el verano (Castro *et al*, 2004).

Secundariamente los trabajos forestales eliminan a su vez la cubierta arbustiva que compite por el agua, aunque la realidad es que se desconocen cuáles pueden ser los resultados a largo plazo de la conservación de los matorrales característicos de la degradación de los encinares y alcornocales, ya que sus efectos tanto de facilitación como de competencia sobre las plántulas son poco conocidos, a pesar de la evidente influencia que ambos procesos ejercen sobre la dinámica de cualquier tipo de regeneración (Pugnaire *et al*., 2001).

El desconocimiento de estas interacciones condiciona en gran medida la aplicación de técnicas de restauración, conservación y manejo forestal alternativos a los métodos tradicionales que se caracterizan por un elevado impacto paisajístico y económico (Castro *et al*., 2004; Gómez-Aparicio *et al*., 2005; Soliveres *et al*., 2008).

La facilitación es el fenómeno mediante el cual una especie mejora la supervivencia, crecimiento o vigor de otra (Callaway, 1995). En ambientes áridos y semiáridos, donde es frecuente que las plantas sufran prolongados periodos de estrés, los cambios en los parámetros ambientales producidos por la cercanía de una planta pueden generar un beneficio que supere los efectos negativos que conlleva su proximidad (Zamora *et al*., 2001; García-Fayos & Gasque, 2002; Gómez-Aparicio *et al*., 2006).

En este entorno, las especies de matorral inducen una modificación en la distribución y cantidad de recursos disponibles que ayuda a crear mejores

condiciones microclimáticas, por lo que han sido consideradas como especies clave, ya que favorecen la sucesión por medio de la facilitación (Connel & Slayer, 1977), ejerciendo de nodrizas sobre las plántulas de las especies leñosas (Maestre *et al*., 2003; Castro *et al*., 2004; Gómez-Aparicio *et al*., 2004, 2008).

El efecto de facilitación provocado por la cubierta arbustiva está causado por la adición de diferentes mecanismos que actúan a la vez. Incluye cambios en el microclima (luz, temperatura y humedad), en la fertilidad, humedad y estructura del suelo y en ocasiones la protección física contra herbívoros y el viento (Holgrem, 1997; Moro *et al*., 1997; Flores & Jurado, 2003; Peñuelas y Filella, 2003; Gómez-Aparicio, 2004; Rolo *et al*., 2012b).

La facilitación juega un papel tan importante como la competencia en las comunidades vegetales, de manera que ambos factores se combinan simultáneamente de forma compleja (Callaway *et al*., 1991; Bruno *et al*., 2003). El marco teórico general propone que el papel que juega la facilitación se incrementa a medida que aumenta el gradiente de aridez (Bertness & Callaway, 1994), por lo que el matorral se convierte en los entornos áridos y semiáridos en un microhábitat en el que predomina el efecto de la facilitación y en el que se incrementa el reclutamiento de las plántulas (García, 2001; Gómez *et al*., 2001; Gómez-Aparicio *et al*., 2005). Esta visión se encuentra actualmente sometida a debate (Maestre *et al*., 2009).

El sombreado generado por el matorral se convierte en el principal mecanismo tamponador de los efectos negativos, como la fotoinhibición que se asocia a las altas temperaturas y a la elevada intensidad de la radiación solar características del periodo estival (Quero *et al*., 2006). Por otro lado, la

sombra intensa se convierte en un entorno adverso para el reclutamiento de muchas especies mediterráneas al reducir la radiación, limitando la tasa de fotosíntesis, lo que condiciona el crecimiento y la supervivencia (Lloret, 1998; Maestre *et al.*, 2003; Marañón *et al.*, 2004; Quero *et al.*, 2006).

En situaciones de baja luminosidad inicialmente las plántulas responden aumentando la parte aérea con el fin de captar más luz, lo que a su vez incrementa los valores de evapotranspiración aumentando la pérdida de agua. Para compensar este efecto la planta cierra los estomas, lo que a su vez disminuye la ganancia de carbono limitándose el crecimiento, lo que genera la paradoja de que las plántulas son poco tolerantes a la sombra en condiciones de aridez (Smith & Huston, 1989; Retana *et al.*, 1999).

Lo anteriormente expuesto nos muestra el grado de incertidumbre que existe sobre el papel de la sombra en este contexto ambiental, por lo que debe valorarse bien la relación que se establece entre la facilitación y la competencia, ya que las interacciones entre especies pueden cambiar de signo a lo largo de un gradiente ambiental (Pugnaire & Luque, 2001; Valladares, 2004). La valoración experimental del signo de la interacción es compleja debido a la simultaneidad de ambos efectos y a que ésta se ve influida por múltiples factores (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Puerta-Piñero *et al.*, 2006). En general las evidencias sugieren que el balance neto depende del contexto ambiental.

En nuestro estudio la planta nodriza es la jara pringosa (*Cistus ladanifer* L.). Numerosos estudios muestran que esta especie, aparte de sus efectos alelopáticos (Chaves-Lobón & Escudero, 1997; Chaves-Lobón *et al.*, 2002),

ejerce un elevado efecto competitivo con las plántulas tanto por el agua como por los nutrientes (Silva *et al.*, 2002; Rolo *et al.*, 2012a).

La respuesta de los brinzales ante la presencia de la jara puede ser evaluada mediante parámetros tales como el crecimiento, la humedad edáfica y la fotosíntesis (estudiadas en capítulos previos), aunque la supervivencia se presenta como la variable que aporta más información sobre del signo de la interacción ya que actúa a más largo plazo y con mayor independencia respecto a las condiciones en que se realizan las mediciones.

Los requerimientos de las especies leñosas mediterráneas en relación a las técnicas de reforestación son poco conocidos (Jordano *et al.*, 2002) y los resultados de los estudios realizados son a menudo contradictorios. Cabe pues preguntarse si el mantenimiento del matorral arbustivo de jara puede incrementar la supervivencia de las plántulas de encina, dirigiendo el signo de la interacción desde la competencia a la facilitación.

Las implicaciones de esta investigación pueden generar conocimiento científico aplicable de forma práctica en futuras actuaciones similares en este tipo de entorno semiárido, ya que los jarales se presentan como la comunidad de matorral dominante en extensas zonas de suelos pobres y ácidos en el suroeste ibérico.

OBJETIVOS

En este capítulo se pretende evaluar las interacciones, bien de tipo facilitador bien de tipo competidor, que se establecen entre las plántulas de encina y la jara en un ambiente limitante.

Los principales objetivos que se abordan en este estudio son:

1) Determinar si en un ambiente estresante dominan los efectos de facilitación o de competencia de la jara sobre las plántulas de encina, y evaluar si dichos efectos son estables a largo plazo.

2) Desde el punto de vista aplicado, valorar la influencia del laboreo intenso del suelo sobre la supervivencia y la morfología de las plántulas de encina, con el fin de evaluar si los procedimientos habituales de manejo del suelo utilizados en las repoblaciones son justificados.

Nuestras hipótesis son: (i) se espera que, dada la elevada capacidad de la jara para competir por el agua, en las comunidades de matorral predominen los efectos de la competencia sobre la facilitación, por lo que su presencia reduce la supervivencia de las plántulas de encina y (ii) los trabajos forestales intensos no incrementan la supervivencia de las plántulas de encina respecto a otros tratamientos de control de la competencia menos agresivos con el suelo (desbroce).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio de aproximadamente 850 ha se localiza en el Parque Nacional de Monfragüe, en la finca "Baldíos de Lugar Nuevo". Está situada en el término municipal de Serradilla en las cercanías de Villareal de San Carlos.

La localización de la zona de estudio, su caracterización climática y la descripción de la vegetación y del tipo de suelo de las parcelas experimentales se detallan con más profundidad en el apartado de materiales y métodos de los Capítulos 1 y 2.

Diseño experimental y métodos de muestreo

Para el estudio de los mecanismos implicados en la interacción matorral-plántula se establecieron cinco parcelas experimentales de 30 × 20 m en las que, mediante un vallado de 2 m de altura, se impidió la interferencia de los ungulados. Las parcelas se situaron en zonas de contacto entre matorrales autóctonos (dominados por la jara) y áreas tratadas con laboreo intensivo. Las condiciones edáficas en éstas eran variables, distribuyéndose de forma que fuesen representivas de los suelos de la zona de actuación. La distancia mínima entre dos parcelas era de 0.2 km y la máxima de 3.2 km.

Una vez cercadas las parcelas, cada una de ellas se dividió en cuatro tratamientos experimentales: (1) Matorral = Control, siendo la especie dominante *Cistus ladanifer,* (2) Desbrozado (matorral eliminado mediante desbroce manual), (3) Sombreado (matorral eliminado mediante desbroce al que se añade una malla de sombreo, simulando la sombra generada por la cobertura de la jara pero sin los efectos competitivos que la jara ejerce por los recursos edáficos) y (4) Intenso = Labrado (matorral arrancado más laboreo en profundidad del suelo mediante subsolado).

Se plantaron 1000 plántulas de encina (cinco parcelas × cuatro tratamientos × 50 plántulas) en 2001 y 2002. Además en 2003 se sembraron 1000 bellotas (cinco parcelas × cuatro tratamientos × 50 bellotas) protegidas para evitar el

daño por roedores, obteniéndose una tercera cohorte (2003). El establecimiento de las tres cohortes se realizó durante el mes de enero. La diferencia en el origen de las cohortes (plantación-siembra) no afectó a los resultados.

En los diferentes tratamientos experimentales después de las plantaciones se desarrolló un pastizal o un matorral bajo de elevada densidad (sobre todo en el Sombreado). Estos tratamientos fueron escardados manualmente de forma periódica para mantener las condiciones iniciales características de cada tratamiento.

Durante el periodo 2001-2004 se procedió a la monitorización de la supervivencia de las distintas cohortes y de los parámetros morfológicos para observar si existían diferencias entre los distintos tratamientos. Para la determinación del porcentaje de plántulas vivas por parcela y tratamiento se realizó un seguimiento bimensual de la supervivencia de las tres cohortes implicadas (2001, 2002 y 2003). A partir de los datos de supervivencia se estimaron los efectos de facilitación y competencia de la jara y laboreo comparando los distintos tratamientos.

El efecto facilitador de la sombra se obtuvo restando los porcentajes de supervivencia de los tratamientos Sombreado y Desbrozado. La competencia se obtuvo restando los de los tratamientos Sombreado y Matorral. El efecto laboreo del suelo restando los de los tratamientos Intenso y Desbrozado.

A finales de la primavera de cada uno de los tres años se tomaron medidas tanto de la altura de las plántulas desde el suelo al ápice, como del número

de hojas. También se marcaron y midieron mediante un calibre los diámetros de las zonas de contacto raíz-tallo las primaveras de los años 2002 y 2003.

Análisis estadísticos

Supervivencia

Las curvas de supervivencia de las plántulas de encina en cada cohorte se generaron a partir de la monitorización del número de meses que cada plántula permanecía viva desde el primer censo hasta la última fecha de muestreo. La duración del muestreo fue de 42, 21 y 13 meses para la cohorte 2001, 2002 y 2003 respectivamente. La probabilidad de que una plántula sobreviviese fue tratada como una variable ordinal de tipo binomial (1 = supervivencia, 0 = muerte). Las plantas vivas en el último censo se incluyeron en la categoría "*censored responses*" (periodo de supervivencia desconocido, pero mayor que el periodo de monitorización). Las funciones de supervivencia para cada tratamiento y cohorte fueron estimadas mediante el método de Kaplan-Meier (StatSoft, 2007).

Dado que la variable supervivencia no estaba en ningún caso normalmente distribuida, las diferencias entre las curvas de supervivencia obtenidas para cada tratamiento y cohorte se evaluaron mediante un test no paramétrico para múltiples muestras que es una generalización del test de Gehan´s-Wilcoxon. Posteriormente los tratamientos fueron comparados entre ellos por parejas utilizando el test de Gehan`s-Wilcoxon (StatSoft, 2007).

La plantación de cada cohorte se hizo un año después de la anterior, por lo que para evaluar la influencia de la Cohorte y del Tratamiento (variables

independientes) sobre la supervivencia (variable dependiente) mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA factorial, se seleccionaron los porcentajes de supervivencia al finalizar el segundo verano, comparando así bloques con la misma duración aunque no coincidentes en el tiempo.

Efectos de la Facilitación/Competencia/Laboreo del suelo

Para cada una de las tres cohortes se realizó un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de doble vía en el que se evaluaba la influencia del Año y el tipo de Efecto: Facilitación, Competencia y Laboreo del suelo sobre los porcentajes de supervivencia de las plántulas durante toda la monitorización. El mismo análisis de Facilitación, Competencia y Laboreo del suelo se realizó sobre las variables morfológicas altura, número de hojas y diámetro del tallo y los resultados fueron inconsistentes.

Crecimiento

Con el fin de observar la relación existente entre las variables se realizaron análisis de correlación de Pearson para cada una de ellas en cada cohorte y año.

La influencia del Tratamiento y la Parcela sobre cada variable morfológica (altura, número de hojas y diámetro del tallo) durante los dos primeros años de cada cohorte se testó mediante un GLM sobre un diseño de ANOVA de doble vía de efectos principales. Este análisis se completó posteriormente mediante un ANOVA de medidas repetidas referida al periodo bianual inicial para las cohortes de 2001 y 2003 (el análisis no se pudo realizar en la cohorte 2002 debido al reducido número de plántulas presentes en alguno de

los tratamientos). Este análisis complementario se realizó para evaluar la consistencia del efecto generado por el tratamiento a lo largo del tiempo.

Relación entre el crecimiento y la supervivencia

La relación que se establece entre el tamaño de las plántulas al finalizar la primavera y la supervivencia después del verano se analizó mediante un GLZ siguiendo un diseño de ANOVA de dos vías, con el Tratamiento y la Cohorte como factores, la supervivencia (0-1) como variable respuesta y el tamaño como covariable (altura y número de hojas, en dos GLZ independientes), incluyendo la interacción Tratamiento × covariable. Finalmente, con el fin de observar si la relación tamaño/supervivencia variaba entre los diferentes tratamientos experimentales se realizaron dos GLM sobre un diseño de ANOVA de dos vías en las que el Tratamiento y la Supervivencia (0 = muerta, 1 = viva) actuaban como factores y la altura y el número de hojas como variable respuesta.

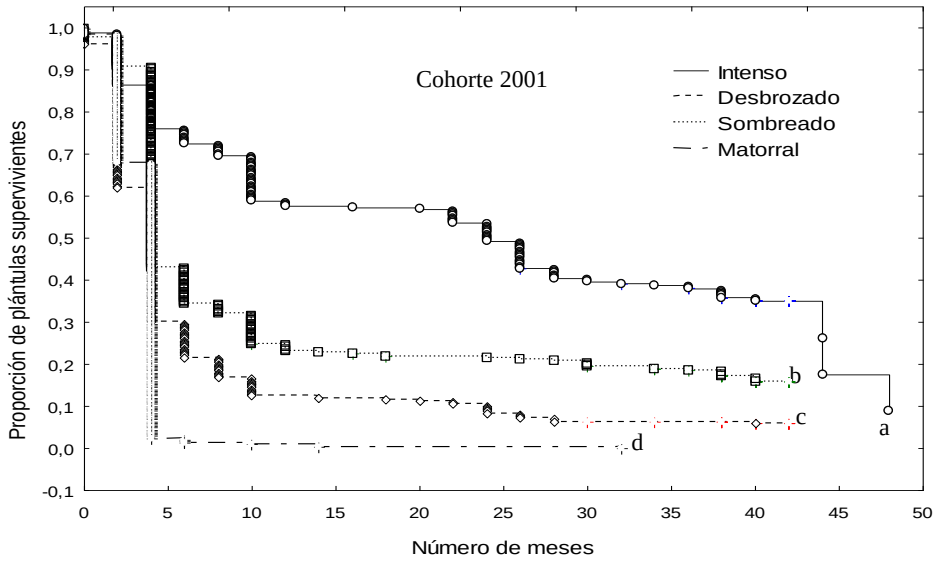
La exploración de la normalidad se realizó mediante el test de Kolmogorov-Smirnov, mientras que la homogeneidad de varianzas se exploró mediante el test de Levene. Las variables que no se ajustaban a los supuestos de normalidad se transformaron previamente mediante función logarítmica y arcoseno. Los análisis a posteriori fueron realizaron mediante LSD test, considerándolos significativos cuando ($p \leq 0.05$). Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2007).

RESULTADOS

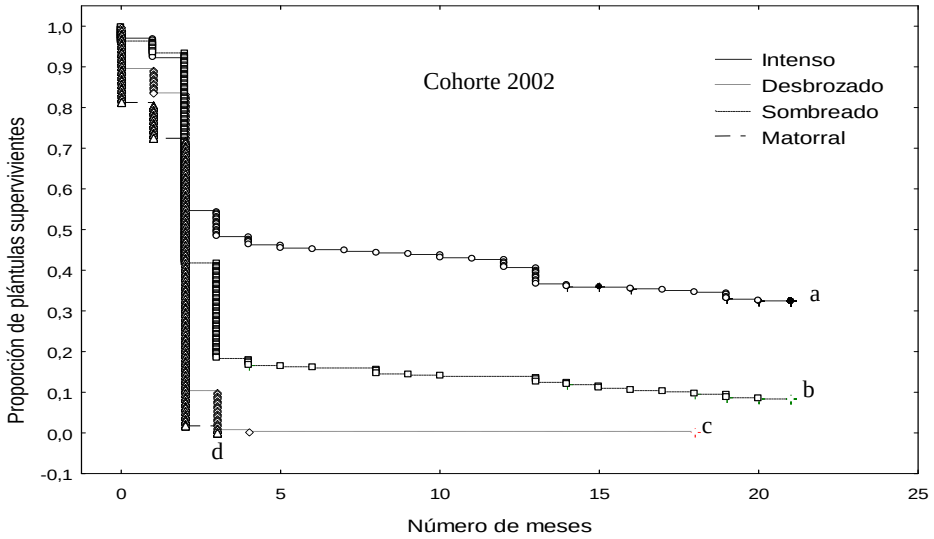
Supervivencia

Nuestros datos muestran que independientemente del año y de la procedencia de las plántulas (plantación o siembra), la mayor parte de las pérdidas por mortalidad tiene lugar durante la primera estación seca, estabilizándose las curvas de supervivencia de forma asintótica en el resto del periodo de estudio (Figura 7.1). De este modo, la intensidad del efecto del primer déficit hídrico estival determina el porcentaje de plántulas establecidas a medio plazo. En nuestro caso, el entorno más favorable para la supervivencia se da en el tratamiento Intenso y, en menor medida en Sombreado. En el extremo opuesto, el Matorral implica una mortalidad generalizada de plántulas durante el primer verano (Tabla 7.2). Los resultados son consistentes para las tres cohortes consideradas, a pesar de que las dos primeras cohortes proceden de plántulas de primera savia obtenidas en vivero y la tercera procede de la germinación *in situ* de bellotas sembradas

a)



b)



c)

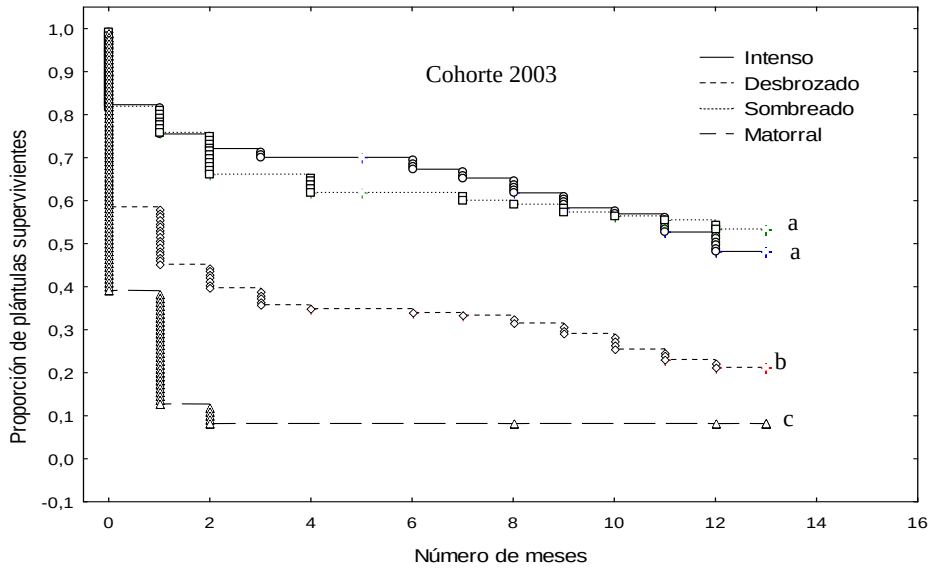


Figura 7.1. Curvas de supervivencia de las cohortes de plántulas: (a) 2001, (b) 2002 y (c) 2003 en los cuatro tratamientos experimentales. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Al evaluar la influencia del tratamiento sobre las curvas de supervivencia en cada cohorte (test de Gehan´s-Wilcoxon) observamos diferencias altamente significativas en las de 2001 y 2002 ($\chi^2 = 254.16$, g.l.= 4, $p < 0.001$ y

χ^2 = 114.67, g.l. = 4, p < 0.001) respectivamente aunque no en la 2003 (χ^2 = 2.51, g.l.= 4, p = 0.473). Los análisis a posteriori (Gehan´s-Wilcoxon) en cada cohorte (Tabla 7.1) muestran que todas las comparaciones entre pares de tratamientos son significativas, excepto entre el par Intenso y Sombreado en la cohorte 2003 (p = 0.917).

A partir del primer verano observamos que las plántulas prácticamente desaparecen del Matorral en las tres cohortes y que se amplían las diferencias entre los tratamientos donde sobreviven plántulas. Es destacable que Matorral presenta en la cohorte generada mediante plantación de bellota (cohorte 2003) mayores porcentajes de supervivencia que en las otras dos obtenidas mediante siembra de plántula (Tabla 7.2). Sin embargo estos resultados no son homogéneos para el conjunto de las parcelas ya que únicamente encontramos plántulas debajo del matorral en dos de ellas al finalizar el segundo verano (parcelas experimentales 1 y 2).

Tabla 7.1. Resultados del test de Gehan´s-Wilcoxon utilizado para comparar pares de tratamientos.

Cohorte	Tratamiento	Desbrozado		Sombreado		Matorral	
		GW	p	GW	p	GW	p
	Intenso	11,08	< 0.001	6,73	< 0.001	13,86	< 0.001
2001	Desbrozado			-6,18	< 0.001	2,60	0,009
	Sombreado					10,70	< 0.001
	Intenso	10.67	< 0.001	4.78	< 0.001	12.63	< 0.001
2002	Desbrozado			-8.26	< 0.001	4.32	< 0.001
	Sombreado					11.18	< 0.001
	Intenso	5.59	< 0.001	-0.10	0.917	9.10	< 0.001
2003	Desbrozado			-5.20	< 0.001	4.26	< 0.001
	Sombreado					8.66	< 0.001

A pesar de que existe un desfase anual en la plantación de las cohortes que genera una duración de la monitorización diferente en cada una de ellas (cuatro, tres y dos años respectivamente), el comportamiento de los tratamientos sigue las mismas pautas. Al evaluar la influencia del tratamiento y la cohorte sobre la supervivencia al finalizar el segundo verano (rango compartido en las tres cohortes) mediante una ANOVA de dos vías se detectan diferencias significativas entre tratamientos ($F_{(3,48)} = 13.72$, $p < 0.001$) y cohortes ($F_{(2,48)} = 3.46$, $p = 0.039$), sin existir interacción entre ambos factores ($F_{(6,48)} = 0.66$, $p = 0.680$).

Tabla 7.2. Porcentaje de supervivencia en cada tratamiento en las tres cohorte al final del periodo estival en el periodo 2001-2004. Diferentes letras indican las diferencias entre los tratamientos el segundo verano de cada cohorte ($p < 0.05$).

Cohorte	Tratamiento	2001	2002	2003	2004
2001	Intenso	66.80 ± 17.49	52.40 ± 15.89 **b**	39.60 ± 16.89	34.00 ± 7.55
	Desbrozado	22.40 ± 2.32	7.20 ± 2.15 **a**	9.60 ± 2.64	6.00 ± 1.18
	Sombreado	36.40 ± 4.35	21.20 ± 4.27 **a**	17.20 ± 2.58	16.80 ± 1.15
	Matorral	1.60 ± 0.98	0.00 ± 0.00 **a**	0.40 ± 0.00	0.00 ± 0.18
2002	Intenso		42.00 ± 17.41	37.20 ± 16.27 **b**	32.80 ± 16.23
	Desbrozado		0.00 ± 0.00	0.40 ± 0.40 **a**	0.91 ± 0.40
	Sombreado		12.00 ± 4.34	12.40 ± 4.02 a**b**	8.80 ± 4.07
	Matorral		0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00 **a**	0.00 ± 0.00
2003	Intenso			63.06 ± 11.30	47.17 ± 14.77 **b**
	Desbrozado			29.66 ± 10.89	18.47 ± 9.05 **a**
	Sombreado			55.84 ± 13.23	45.58 ± 10.88 **b**
	Matorral			9.04 ± 5.17	6.49 ± 10.50 **a**

Los análisis a posteriori confirman que durante el segundo verano Intenso (45.59 ± 8.53%) es el tratamiento más exitoso seguido de Sombreado (26.39 ± 5.34%), Desbrozado (8.69 ± 3.50%) y Matorral (2.16 ± 1.66%). Todas las comparaciones entre pares de tratamientos son significativas ($p < 0.020$)

excepto las que se establecen entre Matorral y Desbrozado (p = 0.385). Los porcentajes de supervivencia de las tres cohortes son de 20.20 ± 5.98%, 12.50 ± 5.18% y 29.43 ± 6.26% para la 2001, 2002 y 2003 respectivamente. Los análisis a posteriori muestran que únicamente se establecen diferencias entre la de 2002 y 2003 (p = 0.013).

Signo y magnitud de las interacciones

En la Tabla 7.3 se muestran los resultados de los ANOVA de doble vía realizados en cada cohorte, en el que el tipo de Efecto (Facilitación, Competencia y Laboreo) y el Año actúan como variables independientes y las diferencias en los porcentajes de supervivencia como variable respuesta. Se detectan diferencias altamente significativas entre los efectos de la Facilitación, Competencia y del Laboreo en las dos primeras cohortes, aunque no en la tercera. No se observa ni la influencia del año ni la interacción entre los factores implicados en ningún caso por lo que esos resultados no se muestran en la tabla.

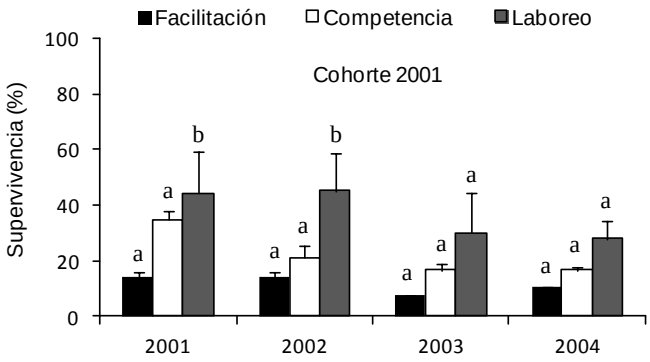
Tabla 7.3. Resultados parciales de tres ANOVA de dos vías tomando como variables independientes el Efecto (Fac = Facilitación, Comp = Competencia y Lab = Laboreo) y el Año y como dependiente el porcentaje de supervivencia de cada cohorte implicada. No se muestran los resultados del año y la interacción entre los factores ya que el análisis resultó no significativo en ambos casos.

Cohorte	Efecto	g.l	F	p
2001	Fac, Com, Lab	2,48	7.04	0.002
2002	Fac, Com, Lab	2,36	6.59	0.004
2003	Fac, Com, Lab	2,24	0.69	0.510

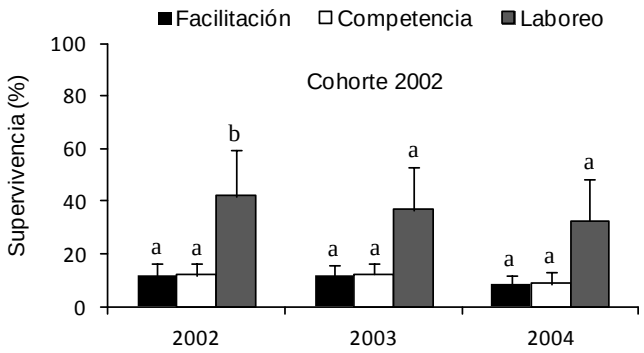
En la Figura 7.2 observamos la magnitud de la Facilitación, Competencia y Laboreo en las tres cohortes durante el periodo global de estudio. Los

resultados muestran que en la cohorte 2001 el efecto de la Competencia supera al de la Facilitación en cualquiera de los cuatro años considerados, aunque el análisis a posteriori muestra que las diferencias no llegan a ser significativas. En la cohorte del 2002 los efectos de Facilitación y Competencia durante los tres años de la monitorización son similares. En ambas cohortes el Laboreo del suelo se presenta como el factor determinante en la supervivencia de las plántulas, aunque su efecto se va diluyendo a medida que pasan los años desde la plantación. En la cohorte que se sembró en 2003, el efecto del Laboreo es mucho menos evidente y de hecho predomina el efecto competidor del matorral sobre el del Laboreo, aunque las diferencias que se establecen son pequeñas.

a)



b)



c)

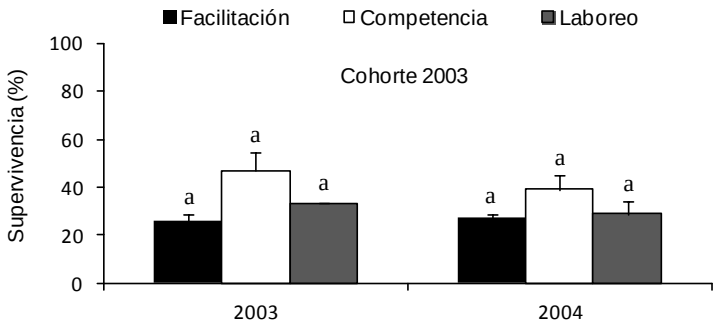


Figura 7.2. Efectos de: Facilitación, Competencia y Laboreo en las cohortes: (a) 2001, (b) 2002 y (c) 2003. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Crecimiento de las plántulas

En la Tabla 7.5 podemos observar la influencia del tratamiento sobre el crecimiento en las tres cohortes estudiadas. Al evaluar dicho efecto mediante ANOVA de dos vías de efectos principales (Tabla 7.4) se revela la existencia de diferencias significativas entre tratamientos tanto en el número de hojas como en la altura para todas las cohortes, que se expresan ya al final de la primavera en la que se plantaron. A partir del tercer año el tamaño de muestra es insuficiente en algunos tratamientos debido a las elevadas tasas de mortalidad de las plántulas, por lo que el análisis no se pudo llevar a cabo. En la cohorte 2002 esta situación se genera el segundo año.

La relación que se establece entre las variables morfológicas en cada cohorte y año se evaluó mediante un análisis de correlación de Pearson obteniéndose resultados altamente significativos ($p < 0.001$) entre todos los pares, lo que nos indica que los tres parámetros se encuentran estrechamente relacionados, pudiendo actuar cada uno de ellos como predictor del efecto del tratamiento.

Cohorte	Variable	Factor	1 er año			2° año		
			g.l	F	p	g.l	F	p
2001	Altura	Parcela	4,772	13.45	<0.001	4,309	8.26	<0.001
		Tratamiento	3,772	3.71	0.011	3,309	2.13	0.097
	Hojas	Parcela	4,773	7.62	<0.001	4,308	16.97	<0.001
		Tratamiento	3,773	12.16	<0.001	3,308	8.37	<0.001
	Diámetro	Parcela	--------	-------	-------	4,295	9.79	<0.001
		Tratamiento	--------	-------	-------	3,295	1.16	0.323
2002	Altura	Parcela	4,891	11.29	<0.001	-------	-------	-------
		Tratamiento	3,891	17.67	<0.001	-------	-------	-------
	Hojas	Parcela	4,891	14.25	<0.001	-------	-------	-------
		Tratamiento	3,891	7.61	<0.001	-------	-------	-------
	Diámetro	Parcela	-------	-------	-------	-------	-------	------
		Tratamiento	-------	-------	-------	-------	-------	------
2003	Altura	Parcela	4,408	3.89	0.004	4,213	2.78	0.032
		Tratamiento	3,408	5.61	<0.001	3,213	9.71	<0.001
	Hojas	Parcela	4,404	3.78	0.005	4,212	1.54	0.191
		Tratamiento	3,404	4.36	0.005	3,212	3.40	0.019
	Diámetro	Parcela	-------	-------	-------	-------	-------	------
		Tratamiento	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Tabla 5.4. Efecto del tratamiento en ANOVA de efectos principales de dos factores (Parcela y Tratamiento) para los tres parámetros evaluados a lo largo de los dos primeros años de estudio de cada cohorte.

El ANOVA de medidas repetidas tomando como variable independiente el Tratamiento y como dependiente las alturas correspondientes a los dos primeros años de estudio de las cohortes 2001 y 2003 muestra que existen diferencias significativas entre tratamientos independientemente de la

cohorte implicada ($F_{(3,301)}$ = 3.35, p = 0.022 y $F_{(3,212)}$ = 10.29, p < 0.001 respectivamente). En ninguna de las dos cohortes se observan diferencias significativas entre años ($F_{(1,301)}$ = 3.32, p = 0.069 y $F_{(1,212)}$ = 0.08, p = 0.776 respectivamente), aunque sí interacción entre ambos factores ($F_{(3,301)}$ = 3.33, p = 0.020 y $F_{(3,212)}$ = 3.40, p = 0.019, respectivamente).

En general y con independencia de la cohorte las mayores alturas de las plántulas las encontramos en el tratamiento Sombreado y las menores en Desbrozado mientras que Intenso y Matorral muestran valores intermedios que se intercambian dependiendo del año (Tabla 7.5).

Respecto al número de hojas observadas, el primer año los tratamientos presentan valores similares aunque ya expresan diferencias al final de la primera primavera independientemente de la cohorte; el segundo año las diferencias en los valores medios entre tratamientos se hacen mayores, principalmente entre Intenso y el resto.

Los resultados del ANOVA de medidas repetidas realizados en las cohortes 2001 y 2003, en el que el número de hojas actúa como variable dependiente y el Tratamiento como independiente detectan en ambos casos diferencias significativas entre tratamientos ($F_{(3,300)}$ = 14.14, p < 0.001 y $F_{(3,210)}$ = 3.72, p = 0.012 respectivamente). Se observa que en ambas cohortes el número de hojas se incrementa significativamente del primer al segundo año ($F_{(1,300)}$ = 15.08, p < 0.001 y $F_{(1,300)}$ = 34.49, p < 0.001), existiendo interacción entre ambos factores ($F_{(3,300)}$ = 8.28, p < 0.001 y $F_{(3,300)}$ = 6.43, p < 0.001 respectivamente). En general, en el conjunto de ambas cohortes y años, el tratamiento con mayor número de hojas es Intenso seguido por Desbrozado, Sombreado y Matorral (Tabla 7.5).

El diámetro del tallo en la cohorte de 2001 no expresa diferencias significativas entre tratamientos el primer año ($F_{(3,299)} = 1.49$, $p = 0.216$). Los mayores diámetros los encontramos en Intenso, seguido de Sombreado, Desbrozado y Matorral (Tabla 7.5). Los análisis a posteriori confirman en esta variable las diferencias que se establecen entre los dos tratamientos que mejor estado fisiológico general muestran (Intenso y Sombreado) frente a Matorral ($p = 0.052$ y $p = 0.073$ respectivamente).

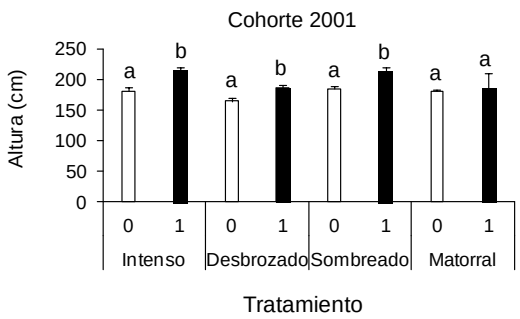
Tabla 7.5. Crecimiento de las plántulas: altura (mm) y número de hojas en las cohortes 2001, 2002 y 2003 durante los dos primeros años de monitorización. El diámetro de las cohortes 2001 y 2002 se muestra el año siguiente de su instalación en el campo. Las líneas discontinuas indican que el tamaño de muestra en ese tratamiento es cero. Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Las letras minúsculas indican diferencias entre tratamientos durante el mismo año. Las letras mayúsculas indican las diferencias que se establecen entre años dentro del mismo tratamiento.

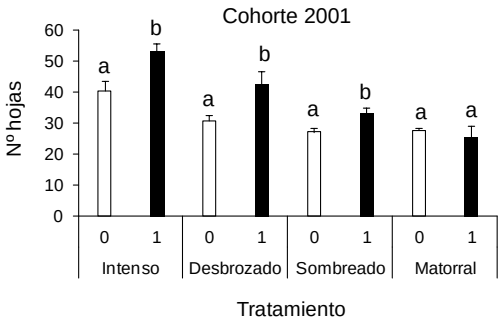
Cohorte	Tratamiento	Altura		Nº hojas		Diámetro
		2001	2002	2001	2002	2002
2001	Intenso	179.53 ± 2.46**aA**	211.30 ± 5.46**aB**	32.38 ± 0.96**aA**	71.68 ± 3.74**aB**	5.21 ± 0.12**a**
	Desbrozado	168.69 ± 2.96**b**	176.63 ± 10.64**b**	27.00 ± 1.00**bA**	57.11 ± 5.73**bB**	4.96 ± 0.29**ab**
	Sombreado	179.75 ± 3.06**aA**	217.27 ± 9.03**aB**	26.50 ± 0.79**bA**	40.32 ± 2.87**bB**	5.11 ± 0.18**ab**
	Matorral	180.85 ± 3.22**a**	185.40 ± 51.78**ab**	27.97 ± 0.74**b**	22.20 ± 4.85**b**	3.55 ± 0.74**b**
		Altura		Nº Hojas		Diámetro
		2002	2003	2002	2003	2004
2002	Intenso	194.63 ± 4.02**a**	227.23 ± 9.50	25.76 ± 0.96**a**	132.07 ± 8.81	5.62 ± 0.20
	Desbrozado	203.23 ± 3.37**b**	43.00 ± 0.00	32.52 ± 1.30**b**	12.00 ± 0.00	2.30 ± 0.00
	Sombreado	220.89 ± 4.03**c**	242.57 ± 13.50	26.51 ± 0.83**a**	35.11 ± 4.33	4.67 ± 0.20
	Matorral	181.61 ± 3.59**d**	----------	31.89 ± 1.50**b**	----------	----------
		Altura		Nº hojas		
		2003	2004	2003	2004	
2003	Intenso	165.28 ± 5.49**aA**	164.68 ± 7.27**aB**	14.89 ± 0.59**aA**	33.70 ± 2.34**aB**	
	Desbrozado	149.90 ± 4.98**a**	141.47 ± 9.59**a**	15.65 ± 0.88**aA**	23.70 ± 2.48**bB**	
	Sombreado	185.68 ± 7.27**b**	215.54 ± 9.08**b**	13.22 ± 0.70**abA**	23.73 ± 1.76**bB**	
	Matorral	159.67 ± 6.77**a**	190.88 ± 24.25**ab**	13.01 ± 0.86**b**	20.66 ± 2.89**b**	

En la cohorte de 2002 las diferencias entre tratamientos se expresan con mayor intensidad que en la primera, aunque esta situación no es posible justificarla mediante análisis estadísticos debido al reducido número de plántulas en algunos de los tratamientos. A pesar de ello se detecta la misma tendencia que en la cohorte de 2001, en la que Intenso muestra mayores valores medios seguido de Sombreado y Desbrozado (Tabla 7.5). La nula supervivencia de las plántulas en Matorral durante el segundo año condiciona el ANOVA de medidas repetidas. Al aplicar ese test eliminando el Matorral, el efecto del tratamiento de nuevo no es significativo ($F_{(2,198)} = 1.92$, $p = 0.151$).

Relación entre el crecimiento y la supervivencia de las plántulas

Los resultados del GLZ (Tabla 7.6) junto con los de la Figura 7.3 muestran que en ambas cohortes, el mayor tamaño de las plántulas en mayo se asocia a una mayor probabilidad de supervivencia al finalizar el verano en los tratamientos Intenso, Desbrozado y Sombreado. La interacción significativa Cohorte × Tratamiento observada en ambas variables puede responder a la atenuación del efecto del tratamiento del suelo generada por el paso del tiempo.





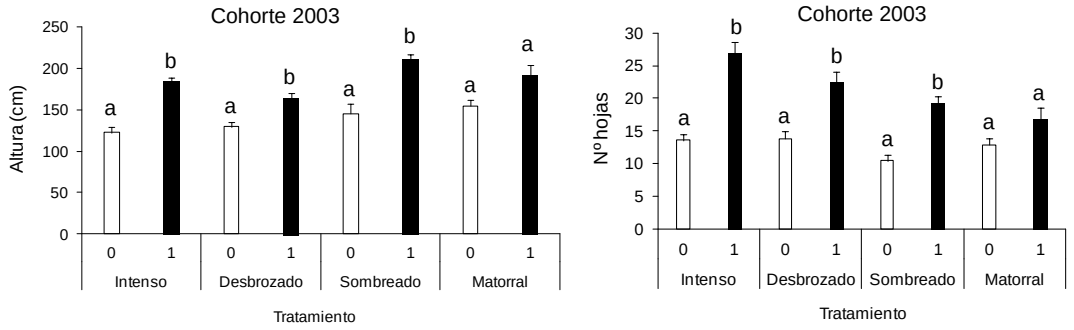


Figura 7.3. Relación en dos cohortes de plántulas (2001 arriba y 2003 abajo) entre el tamaño observado al finalizar la primavera y la supervivencia después del verano en los cuatro tratamientos experimentales. Diferentes letras indican diferencias significativas entre el tamaño de las plántulas que mueren y las que sobreviven en cada tratamiento en un ANOVA de doble vía realizado en la cohorte 2001 y 2003. En este análisis se tratan como factores la Supervivencia (0 = muerta, 1 = viva) y el Tratamiento, y como variable dependiente el crecimiento (altura y número de hojas). El análisis no se pudo realizar en la cohorte 2002 debido a que en el tratamiento Matorral no sobrevivió ninguna plántula durante el primer verano.

Tabla 7.6. Resultados del GLZ en el que se tratan como factores el Tratamiento (Intenso, Desbrozado, Sombreado y Matorral) y la Cohorte (Cohorte 2001 y Cohorte 2002); como variable dependiente la supervivencia (0 = muerta, 1 = viva) y como covariable la altura y el número de hojas. El análisis no se pudo realizar incluyendo la cohorte 2002 debido a que en el tratamiento Matorral no sobrevivió ninguna plántula durante el primer verano.

Variable	Factor	g. l	W	p
	Cohorte	1	0.01	0.943
	Tratamiento	3	8.88	0.031
	Altura	1	36.52	< 0.001
Altura	Cohorte × Tratamiento	3	7.45	0.059
	Cohorte × Altura	1	5.61	0.018
	Tratamiento × Altura	3	1.72	0.632
	Cohorte × Tratamiento × Altura	3	1.22	0.747
	Cohorte	1	0.08	0.775
	Tratamiento	3	21.15	< 0.001
	Nº hojas	1	26.18	< 0.001
Nº hojas	Cohorte × Tratamiento	3	12.32	0.006
	Cohorte × Nº hojas	1	21.66	< 0.001
	Tratamiento × Nº hojas	3	4.97	0.174
	Cohorte × Tratamiento × Nº hojas	3	2.16	0.540

DISCUSIÓN

Supervivencia

La resistencia al estrés fisiológico generado por el periodo crítico que supone el primer periodo estival es el factor que condiciona la supervivencia de las plántulas, condicionando por lo tanto la regeneración natural de muchas especies leñosas (Vilagrosa *et al*., 1997; Rey & Alcántara, 2000; Gómez *et al*., 2001; Maestre *et al*, 2003; Sack *et al*., 2003; Marañón *et al*., 2004; García, 2005; Quero *et al*., 2006).

Aunque las tasas de mortalidad pueden variar anualmente dependiendo de la severidad del primer verano, en el ámbito mediterráneo está muy bien documentado que la mayor mortalidad se asocia al primer año de vida de la planta (Quintana-Asencio *et al*., 1992; Herrera *et al*., 1994; Buckley *et al*., 1998; Clark *et al*., 1998; Bonfil y Soberón, 1999; Weltzin & McPherson, 1999; Gómez-Aparicio *et al*., 2005), tendencia que podemos observar en nuestros ensayos.

El análisis de las curvas de supervivencia nos muestra que el efecto del tratamiento es altamente significativo únicamente en las dos primeras cohortes. El hecho de que la cohorte final no se muestre afectada por este factor puede deberse a que el periodo de monitorización sea inferior y empiece dos años después del establecimiento de las parcelas y a la progresiva homogenización que sufren los tratamientos provocada por la recuperación de la estructura del suelo a medida que pasa el tiempo. Al analizar este parámetro para una misma cohorte obtenemos que el grado de significación entre años va decreciendo, lo que apoyaría esta hipótesis.

El laboreo del suelo previo a la siembra, se muestra como un factor potenciador de la supervivencia de las plántulas, mientras que la presencia del matorral en el tratamiento control se muestra como un efecto limitador de ésta. La presencia de plántulas vivas debajo de la cobertura de jaras es mayor cuando éstas se originan a partir de bellotas sembradas "in situ", aunque esta situación no se repite en todas las parcelas sino únicamente en dos de ellas (P1 y P2) lo que parece sugerir una atenuación del efecto competidor del matorral sobre las plántulas surgidas en la misma parcela que sobre las transplantadas. Estos resultados coinciden con los encontrados por Moreno y Franco (2013) que observaron debajo del matorral una mayor supervivencia en plántulas procedentes de semilla, presumiblemente porque desarrollaban un sistema radicular capaz de extraer agua de capas más profundas que las jaras.

El sombreado parcial generado por el umbráculo incrementa los porcentajes de supervivencia de las plántulas respecto de aquellas que no han sufrido laboreo del suelo pero a las que se ha suprimido el efecto competidor del matorral, lo que sugiere un claro efecto facilitador provocado por las condiciones microclimáticas bajo el umbráculo.

La supervivencia de las plántulas en Sombreado es mayor que en Matorral pese a que la humedad medida en los primeros 80 cm de suelo bajo el umbráculo es significativamente menor (Capítulo 5). Las plántulas en Sombreado pueden adquirir el agua bajo la zona ocupada por las raíces de las herbáceas, mientras que en el Matorral los sistemas radiculares de la plántula y la jara coinciden espacialmente, estableciéndose una competencia directa por el recurso hídrico (Rolo *et al.*, 2012a). Esta situación se refleja claramente en la elevada eficiencia en el uso del agua (A/E), observada en

Matorral (Capítulo 6), lo que nos sugiere que las plántulas en este tratamiento se encuentran fisiológicamente muy estresadas, por lo que limitan al máximo la transpiración. Si a la situación anterior añadimos los efectos alelopáticos generados por las jaras (Alias, 2006) podemos valorar el entorno del Matorral como desfavorable para la supervivencia de las plántulas.

Facilitación, competencia y laboreo del suelo

En nuestro estudio el laboreo del suelo es el factor determinante en la mejora de la supervivencia de las plantas en las cohortes obtenidas mediante plantación. Estos resultados concuerdan con otros trabajos realizados en otras reforestaciones en ambientes mediterráneos en los que los mayores valores de supervivencia se asocian a preparaciones del terreno intensas (Castillo *et al*., 2001; Querejeta *et al*., 2001; Barberá *et al*., 2005).

En la cohorte generada por germinación de bellotas "in situ" éste factor no es tan importante, siendo sobrepasado tanto por la facilitación como la competencia; podemos atribuir esta situación a la progresiva dilución de dicho efecto provocado por la recuperación de la estructura del suelo debido al paso del tiempo.

En el tratamiento Intenso la disponibilidad de agua para las plántulas en verano es ligeramente mayor que en Desbrozado (Capítulo 5), lo que puede ser definitivo para la instalación de las plántulas ya que, como muestran las curvas de supervivencia, el estrés hídrico generado en la estación seca es el factor que determina el establecimiento a largo plazo de éstas (Zamora *et al*., 2001; Sack *et al*., 2003; Marañón *et al*, 2004).

El efecto competidor provocado por las jaras supera al efecto facilitador generado por su sombra independientemente de la cohorte en el cómputo global de siete de los nueve años monitorizados entre las tres cohortes. Los datos de humedad edáfica obtenidos con TDR muestran que el suelo con presencia de Matorral siempre tiene menor contenido de agua que en el resto de tratamientos (Capítulo 5; Moreno & Rolo, 2011). Estos resultados apoyan la hipótesis de que el factor limitante en el sistema es la disponibilidad de agua edáfica, y que en este entorno los beneficios microclimáticos y fotosintéticos generados por la sombra no pueden compensar los efectos negativos generados por la competencia que se establece entre las plántulas y las jaras a nivel radicular (Silva et al., 2002; Rolo *et al.*, 2012b).

La sombra generada por las jaras es de "baja calidad" y su influencia en el microclima es relativa ya que la disminución de la temperatura no es significativa respecto a los tratamientos más expuestos a la radiación (Capítulo 6). El tratamiento Matorral se encuentra en una situación intermedia en el gradiente de PAR en el que el extremo inferior se corresponde con Sombreado y el superior por los tratamientos en los que no hay ningún tipo de cobertura (información ampliada en Capítulo 6).

La supuesta mejora del rendimiento fotosintético al disminuir los fenómenos derivados de la fotoinhibición con respecto a los tratamientos más irradiados (PAR disponible en Matorral menor que el de Intenso y Desbrozado ($p < 0.010$) en ambos casos), se deberían reflejar en un incremento en los valores de las diferentes variables fotosintéticas evaluadas (Valladares, 2001), situación que no detectamos ya que paradójicamente el tratamiento que mejores tasas de asimilación de carbono presenta es Intenso ($p < 0.010$ al compararlo con los otros tratamientos), mientras que los valores obtenidos en

el resto de tratamientos son similares y estadísticamente homogéneos (Capítulo 6).

La mayor eficacia en el uso del agua se observa en los individuos situados bajo el matorral ($p < 0.010$ al compararlo con los otros tratamientos), lo que resulta consecuente ya que para sobrevivir en este entorno en el que se suman los efectos de la baja disponibilidad hídrica generada por la competencia y la elevada exposición a la radiación generada por la escasa cobertura que brindan las jaras, es conveniente la utilización de una estrategia conservativa en la gestión del agua, optimizando la ganancia de carbono con la menor pérdida de agua posible (Quero *et al*., 2008a). Las bajas tasas de supervivencia observadas son el reflejo de la dificultad que supone instalarse en un entorno tan hostil como el jaral, aunque el establecimiento de las plántulas parece incrementarse si utilizamos bellotas germinadas en las propias parcelas en vez de plántulas de una savia originadas en un vivero.

En nuestro estudio no se confirma el balance positivo en las interacciones planta-planta observado en otros trabajos en los que los matorrales actúan como facilitadores (Callaway *et al*., 1991; Callaway, 1992; Puignare *et al*., 1996; Callaway & Davies, 1998; Zamora *et al*., 2001; Castro *et al*., 2002, 2004; Gómez-Aparicio *et al*., 2004; Maestre *et al*., 2005). Nuestros datos muestran que las modificaciones microclimáticas inducidas por el jaral sobre las plántulas de encina (facilitación) no superan los costes generados por la competencia por el recurso hídrico, por lo que el balance neto de la interacción entre ambas especies en este entorno es claramente negativo.

Estos resultados coinciden con la tendencia detectada en otros trabajos en el que el signo de la interacción es variable y depende del tipo de especie

involucrada en la asociación y de las condiciones ambientales (De las Heras *et al.*, 2002; Valladares, 2004; Maestre *et al.*, 2005, 2009; Zamora *et al.*, 2008). Especialmente en el caso de los jarales y retamares similares a los aquí estudiados (Rolo *et al.*, 2012b), en los que se observa que la supervivencia al final del verano de las plántulas de encina procedentes de siembra de bellota difiere significativamente entre ambos hábitat, con porcentajes de supervivencia debajo de la jara del 41% y superiores al 90% debajo de la retama. Estos resultados muestran que la retama es un hábitat de alta calidad. El jaral sin embargo se convierte en un hábitat de baja calidad en el que predominan los efectos competitivos y en el que las plántulas de encina mueren debido a la reducción de los recursos edáficos (agua y nutrientes) (Rolo *et al.*, 2012b).

Crecimiento.

El crecimiento de las plántulas es un aspecto importante, ya que influye sobre su probabilidad de supervivencia durante los primeros años de vida (Villar-Salvador, 2003; Zavala & Zea, 2004; Pérez-Ramos, 2006). En nuestro estudio el tamaño de las plántulas al finalizar la primavera condiciona la supervivencia durante el verano. En todos los tratamientos con excepción del matorral, las plántulas que sobreviven son significativamente mayores que las que mueren. La ausencia de diferencias significativas en el matorral se debe a la elevada mortalidad y consiguiente bajo tamaño de muestra en los contrastes.

La influencia del tipo de tratamiento sobre el crecimiento de las plántulas es clara y se expresa con independencia del año de plantación y del origen de la cohorte en la primera toma de datos cuatro meses después de la siembra. En

la segunda primavera, después de haber estado bajo la influencia del tratamiento un año más, las plántulas de las cohortes de 2001 y 2003 muestran tendencias similares pese a la dilución del efecto del laboreo del suelo provocado por el paso de los dos años transcurridos. La mortalidad de las plántulas en la cohorte 2002 nos impide evaluar el efecto del tratamiento más allá del segundo año.

La altura media en las cohortes 2001 y 2003 se incrementa desde el primer al segundo año, aunque el aumento no es significativo ($p = 0.069$ y $p = 0.776$ respectivamente). Esta diferencia que se detecta en el incremento de altura anual entre ambas cohortes en el análisis estadístico podría deberse a su origen. La primera procede de plántulas de vivero mientras que la tercera se generó "in situ" mediante la plantación de bellotas y puede que la desviación de recursos a la parte subterránea sea proporcionalmente mayor en la cohorte 2003 con el fin de asegurarse la captación de agua en el periodo estival, lo que incrementaría la supervivencia pero originaría menor altura (Villar *et al.*, 2008).

Sin embargo el número de hojas sí se incrementa significativamente de un año a otro ($p < 0.001$ en ambos cohortes). La intensificación de este efecto probablemente se deba a que durante los primeros meses las plántulas conforman un conjunto muy homogéneo que tiene su origen en el vivero y la influencia del tratamiento no se ha expresado totalmente. El segundo año la mejora fisiológica que provoca este procedimiento de preparación del suelo es más evidente en todas las cohortes con independencia de su origen y año de plantación, a pesar de que la recuperación de la estructura del suelo que provoca el paso del tiempo diluye el efecto del laboreo del suelo.

Los tratamientos que más incrementan la altura de las plantas son Sombreado e Intenso, siendo a su vez los tratamientos en los que la supervivencia es mayor. La altura de las plántulas bajo el umbráculo artificial siempre es mayor que en el resto de tratamientos durante el segundo año en todas las cohortes y durante el primero en la segunda y tercera cohorte. Este mayor tamaño probablemente se deba a la elongación que sufren los tallos en búsqueda de la luz en un entorno de PAR reducido (Sasaki & Mori, 1981; Poorter & De Jong, 1999; Cardillo & Bernal, 2006). Las diferencias entre ambos tratamientos (Intenso-Sombreado) se establecen en los dos años en las cohortes de 2002 y 2003, aunque no en la de 2001. La anterior situación y el hecho de que Intenso sea el único tratamiento en el que la altura se incremente significativamente durante la monitorización en las cohortes de 2001 y 2003, sugieren que el laboreo del suelo induce una respuesta fisiológica positiva de magnitud al menos similar a las que genera el sombreado artificial. Respecto al número de hojas, el único tratamiento en el que este factor no se incrementa desde el primer año al segundo es Matorral, lo que nos indicaría que las plántulas se encuentran más estresadas, y ello les impide derivar más recursos a la parte aérea. En el resto de tratamientos el incremento es significativo pero siempre es Intenso el tratamiento en el que el incremento es más destacado. Estos resultados coincidirían con los obtenidos en otros trabajos que muestran que este tipo de preparación del suelo mejora tanto la supervivencia como el estado fisiológico de las plántulas, por lo que éstas pueden asignar mayores recursos a la copa (Espelta *et al.*, 2005). El aumento del número de hojas se produce a pesar de que genera una mayor tasa de transpiración durante la estación seca (Villar-Salvador *et al.*, 1997), lo que nos mostraría que en Intenso las plantas alcanzan el agua disponible de las capas profundas del suelo.

Las diferencias entre la altura y el número de hojas de Intenso y Desbrozado durante los dos primeros años son significativas en las dos primeras cohortes a pesar de que entre ambos tratamientos no se establecen diferencias en la intensidad de luz, lo que nos sugiere que el laboreo del suelo puede mejorar el estado fisiológico general de la planta ya que facilita la penetración radicular, permitiendo a las plántulas utilizar el agua acumulada en los horizontes más profundos (Querejeta *et al*., 2001; Barberá *et al*., 2005). Este menor estrés hídrico podría permitir a las plántulas una mayor inversión en recursos aéreos. Otros autores sin embargo no encuentran correlación positiva entre el tipo de tratamiento que sufre el suelo y el crecimiento (Cortina *et al*., 2006).

Bajo el matorral la intensidad de la sombra es intermedia respecto a los tratamientos más expuestos, lo que teóricamente debería estimular su crecimiento por la reducción de los fenómenos asociados a altas intensidades de luz (Quero *et al*., 2006). Sin embargo observamos que las plántulas en Matorral sólo son capaces de incrementar ligeramente su altura en las cohortes de 2001 y 2003, y el número de hojas en la de 2003, aunque en todos los casos de forma no significativa. Esta situación nos indicaría que el estado general de las plántulas supervivientes condicionadas por la competencia con las jaras no les permite una gran inversión en la parte aérea, a pesar de que las intensidades de radiación intermedias incrementan el crecimiento de las plántulas de encina (Retana *et al*., 1999).

El diámetro basal del tallo resulta ser una variable morfológica más fiable y regular que la altura a la hora de evaluar el crecimiento (Ruano, 2003), observándose que en la cohorte monitorizada (2001) es el parámetro que muestra más independencia respecto a la influencia del tratamiento,

detectándose en todos ellos valores similares en el grosor de las plántulas. A pesar de ello, en los resultados de los diferentes test se detectan tendencias parecidas a las observadas en el crecimiento y en el número de hojas, observándose que debajo de las jaras el engrosamiento de las plántulas es menor, lo que apoyaría la hipótesis de que en este tratamiento las plantas se encuentran más estresadas fisiológicamente y asignan menos recursos a la copa. Intenso y Sombreado responden a la mejora fisiológica provocada por el laboreo del suelo y la sombra respectivamente con engrosamientos del tallo marginalmente mayores que en el resto de tratamientos.

CONCLUSIONES

1. Respecto a la utilización de la jara como planta nodriza, en nuestro estudio se observa que los efectos facilitadores de este tipo de matorral son reducidos; la jara se presenta como un fuerte competidor por los recursos hídricos del suelo lo que limita la supervivencia de las plántulas de encina instaladas bajo ellas. La sombra que genera no es muy densa, provocando que las temperaturas en su interior no difieran de la que se observa en las zonas sin cobertura, por lo que las mejoras microclimáticas que induce son escasas, prevaleciendo el efecto competitivo sobre el facilitador.

2. Aunque con el desbrozado se elimina la competencia de la jara, no parece suficiente para aumentar significativamente el crecimiento y supervivencia de las plántulas, quizás por la dificultad que tienen para profundidar tanto el agua como las raíces en suelos degradados por sucesivos trabajos selvícolas.

3. Podríamos concluir identificando el laboreo del suelo como el efecto más intenso de los evaluados en nuestro estudio; supera tanto a la facilitación

como a la competencia de la jara y genera una mayor supervivencia y mejor estado fisiológico en las tres cohortes de plántulas de encina, con independencia de su origen.

4. La mayor supervivencia de los brinzales en Intenso probablemente se deba a la presencia en este tratamiento de agua en el suelo en niveles profundos durante el verano y a la facilidad de las raíces para acceder a ella. El incremento significativo observado en el número de hojas genera tasas elevadas de transpiración que las plántulas son capaces de asumir, lo que apoyaría la hipótesis de que el laboreo del suelo ha generado una mayor disponibilidad de agua para las plántulas durante el estío.

BIBLIOGRAFÍA

Alias, J.C. 2006. Influencia de los factores climáticos en la síntesis y actividad de compuestos fitotóxicos sintetizados por *Cistus ladanifer* L. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. 288 pp.

Barberá, G., Martínez-Fernández, F., Álvarez-Rogel, J., Albadalejo, J., Castillo, V. 2005. Short and intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. New Forests 29: 177-198.

Bertness, M.D. & Callaway, R.M. 1994. Positive interactions in communities. Trend in Ecology and Evolution 9: 191-193.

Bonfil, C. & Soberón, J. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. Applied Vegetation Science 2: 189-200.

Bruno, J.F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. Trends in Ecology and Evolution 18: 119-125.

Buckely, D.S., Sharik, T.R., Isebrands, J.G. 1998. Regeneration of northern red oak: positive and negative effects of competitor removal. Ecology 79: 65-78.

Callaway, R.M. 1992. Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. Ecology 73: 2118-2128.

Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. Botanical Review 61: 306-349.

Callaway, R.M. & Davis, F.W. 1998. Recruitment of *Quercus agrifolia* in central California: the importance of shrub dominated patches. Journal of Vegetation. Science 9: 647-653.

Callaway, R.M., Nadkarni, M.M., Mahall, B.E. 1991. Facilitation and interference of *Quercus douglasii* on understorey productivity in central California. Ecology 72: 1484-1499.

Cardillo, E. & Bernal, C. J. 2006. Morphological response and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings at different shade levels. Forest Ecology and Management 222: 296-301.

Castillo, V., Querejeta, J., Albadalejo, J. 2001. Disponibilidad hídrica en repoblaciones de *Pinus halepensis* Mill. en medios semiáridos: efectos de los métodos de preparación del suelo. III Congreso Forestal Español. Mesa 3: 94-99. Granada.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A. 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. Applied Vegetation Science. 9: 137-142.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. Restoration Ecology 10: 297-305.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. 2005. Alleviation of summer boots establisment success of *Pinus sylvestris* in a Mediterranean mountain: an experimental approach. Plant Ecology 181: 191-202.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. Restoration Ecology 10: 297-305.

Chaves-Lobón, N.C & Escudero, J.C. 1997. Effect of *Cistus ladanifer* L. on seed germination. Functional. Ecology. 11: 432-440.

Chaves-Lobón, N.C., Gallego, J.C., Díaz, T.S., Escudero, J.C. 2002. Allelopathic potential of *Cistus ladanifer* chemicals in response to variations of light and temperature. Chemoecology 12:139–145.

Clark, J.S., Maklin, E., Wood, L. 1998. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forest. Ecological monographs 68: 213-235.

Connell, J.H. & Slater, R.O. 1977. Mechanisms of succesion in natural communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist 111: 1119-1141.

Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Savé, R. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta, pp: 31-43. En: Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 191 pp.

De las Heras, J., Martínez-Sánchez, J.J., Gónzalez-Ochoa, A.I., Ferrandis, P., Herranz, J.M. 2002. Establishment of *Pinus halepensis* Mill. Sapling following fire: effects of competition with shrub species. Acta Oecologica 23: 91-97.

Espelta, J.M., Cortés, P., Mangirón, M., Retana, J. 2005. Differences in biomass partitioning, leaf nitrogen content and water use effiency ($\delta^{13}C$) result in a similar performance of seedlings of two Mediterranean oaks with constrasting leaf habitat. Écoscience 12: 447-454.

Flores, J.L. & Jurado, F. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. Journal of Vegetation Science 14: 911-916.

Franco, D. 2009. Efecto de la jara (*Cistus ladanifer*) en la emergencia y supervivencia de plántulas de encina (*Quercus ilex* L.) Proyecto Fin de Carrera. Ingeniería Técnica Forestal, Centro Universitario de Plasencia. Universidad de Extremadura. 62pp.

García, D. 2001. Effects of seed dispersal on *Juniperus communis* recruitment on a Mediterranean mountain. Journal of Vegetation Science 12: 839-848.

García, E. 2005. Efecto del manejo sobre la producción y regeneración del arbolado en dehesas de encina (*Quercus ilex* L.). Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. 95 pp.

García-Fayos, P. & Gasque, M. 2002. Consequences of a severe drought on spatial patterns of woody plants in a two phase mosaic steppe of *Stipa tenacissima* L. Journal of Arid Environments 52: 199-208.

Gómez, J.M., Hodar, J.A., Zamora, R., Castro, J., García, D. 2001. Ungulate damage on Scots pines in Mediterranean environments: effects of association with shrubs. Canadian Journal of Botany 79: 739-746.

Gómez-Aparicio, L. 2004. Papel de la heterogeneidad en la regeneración del *Acer opalus* subsp *granatense* en la montaña mediterránea: implicaciones para la conservación y restauración de sus poblaciones en la montaña mediterránea. Ecosistemas 13: 123-128.

Gómez-Aparicio, L., Gomez, J.M., Zamora, R., Boettinger, J.L. 2005. Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. Journal of Vegetation Science 16: 191-198.

Gómez-Aparicio, L., Pérez-Ramos, I.M., Mendoza, I., Matías, L., Quero, J.L., Castro, J., Zamora, R., Marañón, T., 2008. Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration under current and future environmental scenarios. Oikos 117: 1683–1699.

Gómez-Aparicio, L., Valladares, F., Zamora, R. 2006. Differential light responses of Mediterranean tree sapling: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. Tree Physiology 26: 947-958.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J. M., Hódar, J. A., Castro, J., Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. Ecological Applications 14: 1128-1138.

Hernández-Santana, V., Martínez-Vilata, J., Martínez-Fernández, J., Williams, M. 2009. Evaluating the effect of drier and warmer conditions on water use by *Quercus pyerenaica*. Forest Ecology and Management 258: 1719-1730.

Herrera, C., Jordano, P., López Soria, L., Amat, J.A. 1994. Recruitment of a Mast-Frutiting Bird-Dispersed Tree: Briding Frugivore Activity and Seedling Establishment. Ecological Monographs 64: 315-344.

Hódar, J.A., Zamora, R., Peñuelas, J. 2008. El efecto del cambio global en las interacciones planta-animal. pp: 463-480. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A., Madrid. 589 pp.

Holmgrem, M., Scheffer, M., Huston, M.A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. Ecology 78: 1966-1975.

IPCC. 2001. Projections of Future Climate Change. pp: 525-582. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (eds). Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge. 873 pp.

Jordano, P., Zamora, R., Marañón, T., Arroyo, J. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. Ecosistemas 11. http://www.revistaecosistemas. net /pdfs/312.pdf.

Kaplan, E.L. & Meier, P. 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. Journal of the American Statistical Association 53: 457-481.

Lavado, F.J. 2010. Introducción a la vegetación y la fauna en Extremadura. pp: 53-86. En: Schnabel, S., Lavado, F.J., Gómez, A., García, R. (eds). Aportaciones a la geografía física de Extremadura con especial referencia a las dehesas. Asociación Profesional para la Ordenación del Territorio, el Ambiente y el Desarrollo Sostenible-Fundicotex. Cáceres. 257 pp.

Lloret F. 1998. Fire, canopy and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. Journal of Vegetation Science 9: 417-430.

Lloret, F., Casanovas, C., Peñuelas, J. 1999. Seedling survival of Mediterranean shrubland species in relation to root: shoot radio, seed size and water nitrogen use. Functional Ecology 13: 210-216.

Maestre, F.T., Bowker, M.A., Puche, M.D., Hinojosa, M.B., Martínez, I., García-Palacios, P., Castillo, A.P., Soliveres, S., Luzuriaga, A.L., Sánchez, A.M., Carreira, J.A., Gallardo, A., Escudero, A. 2009. Shrub encroachement can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. Ecology Letters 12: 930-941.

Maestre, F.T., Callaway, R.M., Valladares, F., Lortie, C. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. Journal of Ecology 97: 199-205.

Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., Vallejo, R. 2003. Small-scale environmental heterogeneity and spatiotemporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. Ecosystems 6: 630-643.

Maestre, F.T., Valladares, F., Reynolds, J.F. 2005. Is the change of plant–plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. Journal of Ecology 93: 748–757.

Marañón, T., Camarero, J., Castro, J., Díaz, M., Espelta, J.M., Hampe, A., Jordano, P., Valladares, F., Verdú, M., Zamora, R. 2008. Heterogeneidad espacial y nicho de regeneración. pp: 71-102. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A., Madrid. 589 pp.

Marañón, T., Zamora, R., Villar, R., Zavala, M.A., Quero, J.L., Pérez-Ramos, I., Mendoza, I., Castro, J. 2004. Regeneration of tree species and restoration under constrasted Mediterranean habitats: field and glasshouse experiments. International Journal of Ecology and Environmental Sciences 30: 187-196.

Matías, L., Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Castro, J. 2011. Effects of resource availability on plant recruitment at the community level in a Mediterranean mountain ecosystem. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematic 13: 277-285.

Mendoza, I., Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Matías, L. 2009. Recruitment limitation of forest communities in a dregaded Mediterranean landscape. Journal of Vegetation Science 20: 367-376.

Moreno, G y Franco, M.D. 2013. Efecto diferencial de la jara (*Cistus ladanifer*) en la supervivencia de plántulas emergidas y plantadas de encina (*Quercus ilex*). 6º Congreso Forestal Español. Vitoria. 11pp. (en prensa).

Moreno, G. & Rolo, V. 2011. Dinámica del uso del agua edáfica entre estratos vegetales en dehesas matorralizadas del Suroeste de la Península Ibérica. En: Estudios en la Zona no Saturada del Suelo 10: 53-58.

Moro, M.J., Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J. 1997. Mechanism of interaction between a leguminous shrub and its understorey in a semi-arid environment. Ecography 20: 175-184.

Peñuelas, J. y Fillela, I. 2003. Deuterium labelling of roots provides evidence of deep water access and hydraulic lift by *Pinus nigra* in a Mediterranean forest of N.E Spain. Environmental and Experimental Botany 49: 201-208.

Peñuelas, J., Rutishauser, T., Filella, I. 2009. Phenology Feedback on Climate Change. Science 324: 887-888.

Peñuelas, J., Sabaté, S., Filella, I., Gracia, C. 2008. Efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación. pp: 427-462. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A., Madrid. 589 pp.

Pérez-Ramos, I. 2006. Factores que condicionan la regeneración natural de especies leñosas en un bosque mediterráneo del sur de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 348 pp.

Poorter, H. & De Jong, R. 1999. A comparison of specific leaf area, chemical composition and leaf construction costs of field plants from 15 habitat differing in productivity. New Phytologist 143: 163-176.

Puerta-Piñero, C., Gómez, J.M., Zamora, R. 2006. Species-specific effects on topsoil development affect *Quercus ile*x seedling performance. Acta Oecologica 29: 65–71.

Pugnaire, F.I., Armas, C., Tirado, R. 2001. Balance de las interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. pp: 213-236. En: Zamora, R., Pugnaire, F.I. (eds). Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional. Colección de textos universitarios nº 32. Servicio de publicaciones del Centro Superior de Investigaciones Científicas-Asociación Española de ecología terrestre (C.S.I.C-A.E.E.T.). Granada. 480 pp.

Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J. 1996. Facilitation between higher plants in a semiarid environment. Ecology 77: 1420-1426.

Pugnaire, F.I., & Luque, M.T. 2001. Changes in plant interaction along a gradient of environmental stress. Oikos 93: 42-49.

Pulido, F. & Díaz, M. 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. Écoscience 12: 92-102.

Querejeta, J., Roldán, A., Albadalejo, J., Castillo, V. 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. Forest Ecology and Management 149: 115-128.

Quero, J.L., Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Maestre, F.T., 2008b. Shifts in the regeneration niche of an endangered tree (*Acer opalus* ssp. *granatense*) during ontogeny: using an ecological concept for application. Basic and Applied Ecology 9: 635-644.

Quero, J.L., Villar, R., Marañón, T., Murillo, A., Zamora, R. 2008a. Respuesta plástica a la luz y al agua en cuatro especies mediterráneas del género *Quercus* (Fagaceae). Revista Chilena de Historia Natural 81: 373-385.

Quero J.L., Villar, R., Marañón, T., Zamora, R. 2006. Interactions of drought and shade effects on seedlings of four *Quercus* species: physiological and structural leaf responses. New Phytologist 170: 819-834.

Quintana-Asencio, P.F., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth of *Quercus crispipilis* in sucessional forest of the highlands of Chiapas, México. Bulletin of Torrey Botanical Club 119: 6-18.

Retana J., Espelta, J.Mª., Gracia, M., Riba, M. 1999. Seedling recruitment in holm-oak forests. pp: 89-103. In: Rodà, F., Retana, J., Gracia, C.A. y Bellot, J. (eds). Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Springer-Verlag. Berlín. 373 pp.

Rey, P. & Alcántara, J.M. 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. Journal of Ecology 88: 622-633.

Rolo, V., López-Díaz, M.L., Moreno, G. 2012a. Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 93: 89-102.

Rolo, V., Plieninger, T., Moreno, G. 2012b. Facilitation of holm oak recruitment though two contrasted shrub species in Mediterranean grazed woodlands: patterns and processes. Journal of Vegetation Science. doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01458.x

Ruano, J.R. 2003. Viveros forestales. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 281 pp.

Sack, L., Grubb, P.J., Marañón, T. 2003. The functional morphology of juvenile plants tolerant of strong summer drought in shaded forest understories in southern Spain. Plant Ecology 168: 139-163.

Sasaki, S. & Mori, T. 1981. Responses of *Dipterocarp* seedlings of woody riparian species. Journal of Forest Research 10: 341-346.

Silva, S.S., Rego, F.C., Martins-Louçao, M.A. 2002. Belowground traits of mediterranean woody plants in a Portuguese shrubland. Ecologia mediterranea 28: 5-13.

Smith, T.M. & Huston, M.A. 1989. A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. Vegetatio 83: 49-69.

Soliveres, S., Palacios, P., Castillo, A., Escudero, A., Valladares, F., Maestre, F. 2008. Las interacciones planta-planta varían con el nivel de estrés abiótico: dos estudios de caso en clima semiárido. Actas de la IV Reunión Sobre Repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 28: 271-276.

Statsoft, Inc. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Valladares, F. 2001. Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo. pp: 67-94. En: Zamora, R., Puignaire, F.I. (eds). Ecosistemas mediterráneos, análisis funcional. Centro Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 463 pp.

Valladares, F. 2004. El ambiente lumínico de los sotobosques ibéricos. Quercus 215: 28-34.

Vilagrosa, A., Cortina, J., Rubio, E., Trubat, R., Chirino, E., Gil-Pelegrín, E., Vallejo, V.R. 2005. El papel de la ecofisiología en la restauración forestal de ecosistemas mediterráneos. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 14: 446-461.

Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Cortina, J., Alloza, J.A., Serrasolsas, I., Diego, V., Abril, M., Bellot, J., Vallejo, V.R. 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. pp: 435-548. En: Vallejo, V.R. (ed). La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana. Fundación de Estudios Ambientales del Mediterráneo. 601 pp.

Villar, R., Ruíz, J., Quero, J.L., Poorter, H., Valladares, F., Marañón, T. 2008. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. pp: 373-379. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Villar-Salvador, P. 2003. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. pp: 65-86. En: Rey-Benayas, J.M., Espigares-Pinilla, T., Nicolau-Ibarra, J.M. (eds). Restauración de Ecosistemas Mediterráneos. Universidad de Alcalá/Asociación Española de Ecología Terrestre. 272 pp.

Villar-Salvador, P., Castro-Díez, P., Pérez-Rontomé, C., Monserrat-Martí, G. 1997. Stem xylem features in three *Quercus* (Fagaceae) species along a climatic gradient in N.E Spain. Trees, Structure and Function 12: 90-96.

Weltzin, J.F. & McPherson, G.R. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. Ecological Monographs 69: 513-534.

Zamora, R., Castro, J., Gómez, J.M., García, D., Hódar, J.A., Gómez, L., Baraza, E. 2001. Papel de los matorrales en la regeneración forestal en ambientes mediterráneos: aplicaciones para la restauración. Quercus 187: 40-47.

Zamora, R., García-Fayos, P., Gómez-Aparicio, L. 2008. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. pp: 373-396. En: Valladares, F. (ed). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Zavala, M.A. & Zea, G.E. 2004. Mechanisms maintaining biodiversity in Mediterranean pine-oak forests: insights from a spatial simulation model. Plant Ecology 171: 197-207.

Si has visto una, las has visto todas.

En referencia a las milenarias sequoyas de Muir Woods.

El Gobernador de California y posterior Presidente de Estados Unidos Ronald Reagan.

Regeneración natural *vs* plantación para la restauración de la cubierta vegetal

8

ÍNDICE

Introducción 253
Objetivos 257
Materiales y métodos 258
Área de estudio 258
Diseño experimental 259
Parámetros analizados 260
Evolución de la plantación de encinas 260
Evolución natural del matorral 261
Regeneración natural de la encina 262
Análisis estadísticos 262
Plántulas en la repoblación 262
Evolución del matorral 264
Regeneración natural de la encina 264
Resultados 265
Plántulas en la repoblación 265
Supervivencia 265
Crecimiento 266
Ramoneo 267
Evolución del matorral 269
Cobertura del matorral y supervivencia de las plántulas 272
Regeneración natural de la encina 274
Discusión 277
Supervivencia de las plántulas de encina en la repoblación 277
Crecimiento de las plántulas en la repoblación 280
Evolución natural del matorral 281
Interacción matorral-plántula 283
Regeneración natural de la encina 284
Implicaciones para la restauración 287
Bibliografía 288

INTRODUCCIÓN

Una de las principales metas en la rehabilitación de espacios degradados es tratar de revertir a largo plazo y de forma significativa el deterioro causado por las actividades humanas (Newton y Tejedor, 2011). La restauración forestal se refiere al proceso de recuperación de un sistema forestal que ha sido degradado, dañado o destruido (Mansourian, 2005). Dado que son muchos los factores involucrados en la rehabilitación de espacios degradados, la incertidumbre se convierte en un factor invariablemente presente en los programas dirigidos a ese fin (Sánchez, 2005). Concretamente la restauración de ecosistemas forestales alterados en entornos semiáridos plantea problemas de difícil solución. Por un lado las reforestaciones son necesarias para acelerar los procesos de instalación de los árboles debido a la precariedad de los procesos de regeneración natural, que en el caso de la mayoría de especies leñosas mediterráneas estudiadas se encuentran muy limitados en las etapas iniciales de reclutamiento (Jordano *et al*., 2008; Plieninger *et al*., 2010). Por otro lado, estas actuaciones generan un elevado impacto paisajístico, a menudo producen efectos indeseables sobre el suelo y la vegetación preexistente, y resultan muy gravosas desde el punto de vista económico (Cortina, 2004). Los procesos erosivos, los relacionados con la falta de vegetación (baja disponibilidad de semillas, inhibición de los procesos de recuperación del suelo, etc), el clima y el elevado porcentaje de marras pueden considerarse como los factores principales que condicionan el éxito de las medidas recuperadoras.

Con el fin de incrementar la supervivencia de las plántulas, el suelo sufre una preparación previa a la siembra de las especies arbóreas que teóricamente incrementa la infiltración y capacidad de retención de agua, especialmente en profundidad, aunque también aumenta el riesgo de erosión del suelo. La pérdida de suelo debida a la erosión hídrica generada en este tipo de

actuaciones es un fenómeno frecuente que puede condicionar el éxito de la reforestación ya que podría limitar el posterior desarrollo de la vegetación, por lo que su control es prioritario a la hora de acometer la restauración.

En la reforestación acometida en el Parque Nacional de Monfragüe, las zonas de mayor pendiente presentaban un aterrazamiento previo generado en una actuación anterior (Capítulo 2). El aterrazamiento del terreno como método de control de la erosión es una medida habitualmente utilizada debida a los beneficiosos efectos hidrológicos que genera, ya que limita los fenómenos de escorrentía de ladera, aumenta la capacidad de infiltración y por tanto la captación de agua, limita la pérdida de suelo y evacúa el agua sobrante (Martínez de Arzaga *et al.*, 2002). Sin embargo el aterrazamiento genera también un impacto paisajístico elevado y duradero (Serrada, 2000), restringe la evolución del suelo, y altera la composición específica y la estructura fisionómica de la vegetación natural (Chaparro *et al.*, 1993), por lo que existe controversia sobre la conveniencia o no de la conservación de las terrazas.

Por otra parte la supresión del matorral como manejo previo a la plantación de las especies arbóreas es un método habitualmente utilizado en las repoblaciones realizadas en la cuenca mediterránea. Esta eliminación del estrato arbustivo se justifica con la reducción de la competencia por los recursos edáficos en un entorno en el que la disponibilidad de agua en el suelo es limitante debido a la larga duración del estío (Meyer *et al.*, 2008), lo que provoca un elevado número de marras en las repoblaciones realizadas en España (Zamora *et al.*, 2001). Sin embargo el matorral pionero puede jugar un papel fundamental frenando la pérdida de suelo y mejorando sus propiedades (Marzaioli, 2010; Paudel *et al.*, 2011), por lo que su mantenimiento podría ser aconsejable. Comunidades de matorral similares a las que nos encontramos en la zona de estudio cubren en España casi dos millones de hectáreas, siendo importantes no únicamente por la

gran superficie ocupada sino por su importancia ecológica, ya que aparte de su interés florístico, juegan un papel fundamental en la recuperación de zonas degradadas por su carácter pionero (Prach *et al.,* 2001; Ramírez & Díaz, 2008).

Teóricamente la regeneración natural de las especies arbóreas se presenta como una herramienta complementaria a la plantación que podría incrementar la densidad de árboles en la restauración con un menor coste económico. Desafortunadamente la regeneración natural es un proceso que se desarrolla con lentitud en zonas de baja productividad primaria, como sucede en la cuenca mediterránea y en otras zonas secas del mundo (Vallejo *et al*, 2006). Los resultados de numerosos estudios realizados en las pasadas décadas con bellotas y plántulas de varias edades muestran que la ausencia de regeneración natural de las especies arbóreas más representativas es un problema extendido (Pulido & Díaz, 2005; Pausas *et al*., 2006; Smit *et al*., 2009). Esta problemática ha sido recientemente contrastada en Extremadura, confirmándose que la falta de regeneración natural de las tres especies predominantes del género *Quercus* (encina, alcornoque y roble melojo) es generalizada tanto en las zonas adehesadas como en las zonas boscosas, aunque es más acusada en hábitat con menor cobertura arbórea (Plieninguer *et al*., 2010). Sin embargo, numerosos trabajos han demostrado que en dehesas y bosques de *Quercus* explotados, el mantenimiento de zonas intactas de matorral asegura una mayor dispersión, emergencia y supervivencia de los propágulos (Pulido & Díaz, 2005; Pulido *et al*., 2010; Rolo *et al*., 2012). Además la expansión natural del arbolado observada en zonas marginales con baja o nula presión ganadera (Montero *et al*., 2003) muestra que los procesos de regeneración natural disponen de potencial necesario para convertirse en una herramienta útil a la hora de acometer proyectos de restauración. Asimismo existen numerosos estudios que avalan la utilización de diferentes especies de matorral como nodrizas (Gómez-Aparicio *et al*., 2004, 2008), ya que en general suponen una mejora en los

parámetros microclimáticos que pueden inducir fenómenos de facilitación que se van potenciando a medida que el estrés ambiental se incrementa (Bertness & Callaway, 1994; Callaway & Walker 1997; Brooker & Callaghan, 1998, Maestre *et al*., 2009). El matorral puede afectar positivamente a la disponibilidad de C y N en el suelo (Montané *et al*., 2010), modificar su estructura y la actividad microbiana (Rutigliano *et al*., 2004), mejorar la disponibilidad de agua (Prieto *et al*., 2010), o la materia orgánica bajo su copa (Simões *et al*., 2009).

Esta línea de pensamiento ha originado una forma de reforestación alternativa que propone la utilización del matorral como una herramienta que podría incrementar la supervivencia de las plántulas en la repoblación, reducir la erosión, rebajar los costes económicos e imitar la sucesión natural limitando el grave impacto ecológico y visual que supone la homogenización de grandes extensiones. Aclarar el papel que juega el matorral en los procesos de facilitación y competencia relacionados con la instalación y el crecimiento de las plántulas es una tarea pendiente. Las evidencias preliminares sugieren que el balance entre efectos positivos y negativos depende tanto del contexto ambiental (Rousseau & Lepart, 2000) como de las especies implicadas (Gómez-Aparicio *et al.,* 2004; Maestre *et al*., 2005; Padilla *et al*., 2009, Eldrigde *et al*., 2011), por lo que no es conveniente generalizar a la hora de valorar el papel de los matorrales.

Cada vez es más evidente que los factores que interactúan y repercuten en el éxito de una repoblación son muy numerosos, por lo que parecen necesarios más estudios que faciliten la comprensión de estos procesos, que confirmen la eficacia de las actuaciones empleadas y que sienten las bases científicas que justifiquen la aplicación de nuevos métodos de restauración y conservación (Cortina *et al*., 2011; González-Rodríguez, 2011). La repoblación realizada en el Parque Nacional de Monfragüe supone una gran oportunidad para estudiar las

interacciones a gran escala entre las plántulas de encina y el matorral de jaras en un marco climático semiárido. La información obtenida sobre la conveniencia o no de la eliminación del matorral de jara en las repoblaciones y la eficacia de la regeneración natural como método complementario de restauración puede ser relevante y aplicable en actuaciones similares que se puedan realizar en los próximos años.

OBJETIVOS

En este capítulo se pretende evaluar cómo evoluciona la plantación de encinas bajo la influencia de la matorralización progresiva, y el papel que puede jugar la regeneración natural como elemento restaurador complementario.

Los principales objetivos que se plantean en este estudio son:

1) Evaluación de la supervivencia de las plántulas de encina en la repoblación en función del tipo de tratamiento aplicado al suelo. Debido a la elevada densidad de ungulados silvestres en la zona de actuación, se plantea como objetivo complementario valorar la presión que éstos ejercen sobre las plántulas.

2) Estudio de la evolución espontánea de la vegetación natural en dos tratamientos del suelo aplicados en la zona de actuación con el fin de evaluar su influencia sobre la supervivencia de las plántulas de encina.

3) Valoración de la regeneración natural como complemento de la plantación de plántulas realizada en la restauración en función del tratamiento del suelo. Complementariamente, se pretende dilucidar si la supervivencia de las plántulas en condiciones naturales se asocia a las zonas con mayor cobertura de matorral.

Nuestras hipótesis son: (i) en este entorno tan limitante en el que muchas repoblaciones no tienen éxito, se espera que los trabajos forestales intensos mejoren la supervivencia de las plántulas ya que limitan la competencia y permiten a las raíces una mayor profundización. Esta observación está basada en los resultados obtenidos previamente en el Capítulo 7 (estudio intensivo), (ii) se espera que en las zonas en las que el tratamiento del suelo ha sido menos intenso la regeneración del matorral sea más rápida y (iii) de acuerdo con varios estudios previos (Plieninger *et al.*, 2010) se espera que la regeneración natural del matorral posiblemente incremente el número de brinzales de las especies arbóreas, principalmente en las zonas en las que la cobertura del matorral es mayor.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La localización de la zona de estudio y su caracterización climática, la descripción de la vegetación y del tipo de suelo se detallan en el apartado de materiales y métodos del Capítulo 2.

En la misma finca, anexas a la zona de estudio e intercaladas entre zonas en las que todavía permanece el eucaliptal, se sitúan áreas de matorral dominadas por la jara (*Cistus ladanifer* L.). Estos jarales, en los que se localizan encinas adultas dispersas, no han sufrido ninguna alteración edáfica al menos durante los últimos 30 años. En estas zonas se delimitaron las parcelas en las que se realizó el estudio de la evaluación de la regeneración natural de la encina, como se explica a continuación.

Diseño experimental

Para la realización del estudio de la evolución de la plantación de encinas y la regeneración natural del matorral se diferenciaron dos tipos de tratamientos experimentales en función de la intensidad de los trabajos aplicados al suelo: (1) Intenso: zonas de menor pendiente en los que los eucaliptos han sido arrancados, el suelo ha sido posteriormente gradeado y las terrazas preexistentes han sido eliminadas y (2) Moderado: zonas de mayor pendiente en la que los eucaliptos han sido arrancados, no realizándose ninguna actuación posterior sobre el suelo. La actividad de los ungulados se evaluó a dos niveles: consumo (ramoneo) y acción mecánica al derribar los protectores de plástico.

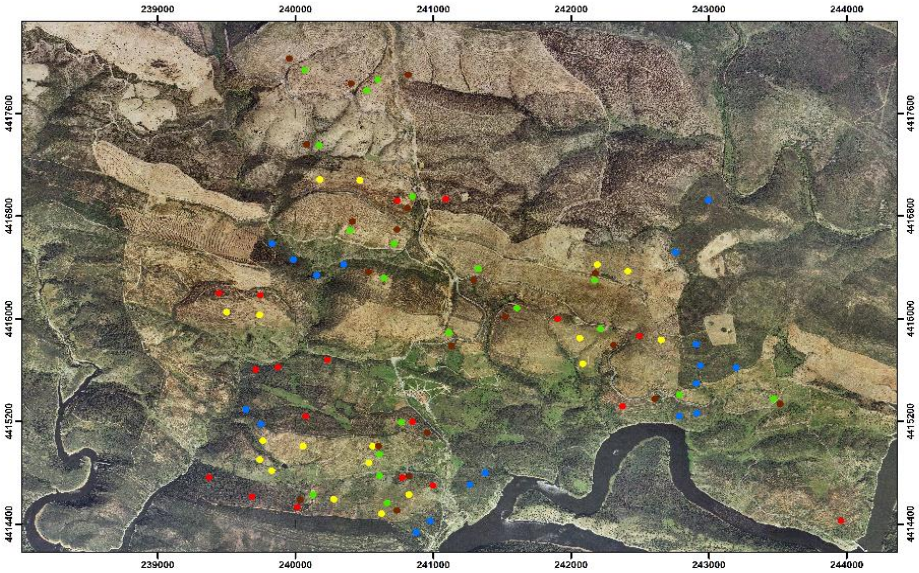


Figura 8.1. Localización de las parcelas experimentales. Las 40 parcelas extensivas están representadas por pares de puntos verdes (tratamiento del suelo Intenso) y marrones (tratamiento del suelo Moderado). Las parcelas de regeneración natural de 1ha de los tratamientos Intenso, Moderado y Matorral están representadas por puntos de color amarillo, rojo y azul respectivamente.

La evaluación de la regeneración natural de la encina en la zona de la repoblación se realizó en 36 parcelas circulares de una 1 ha (18 de Intenso y 18 de Moderado) situadas en las cercanías de las 40 parcelas experimentales.

Para comparar la regeneración natural de la encina en zonas de suelo alterado frente al no alterado se delimitaron 18 parcelas circulares de 1 ha de un tercer tratamiento (3) Matorral: jaral intacto que no ha sufrido modificaciones significativas durante los últimos 30 años. Estas parcelas se distribuyeron por las zonas de jaral que rodean al área repoblada (Figura 8.1).

Parámetros analizados

Evolución de la plantación de encinas

La plantación se realizó en el periodo comprendido entre noviembre del 2000 y febrero del 2001, cubriéndose cada planta con un protector plástico de 60 cm de altura. La zona de actuación en la que se desarrolló el estudio se protegió con un pastor eléctrico para limitar el acceso de los ciervos, si bien este procedimiento tuvo escaso efecto sobre los herbívoros por el mal funcionamiento del sistema eléctrico. Se seleccionaron 40 parcelas (20 de Intenso y 20 de Moderado) distribuidas de forma aleatoria por la zona de actuación (Figura 8.1), apareando las parcelas correspondientes a cada tipo de tratamiento. En cada tratamiento se marcaron 100 plantas (10 filas x 10 plantas) por lo que las parcelas tenían una planta rectangular aproximada. La distancia entre las plantas situadas en la misma fila y la distancia entre filas eran de 4-5 m aproximadamente.

Durante los meses de noviembre y diciembre de los años 2001, 2002, 2004 y 2008 se monitorizaron los factores: supervivencia (%) y altura (mm) de 4000 plántulas (40 parcelas x 100 plantas) de encina de la repoblación, lo que suponía aproximadamente el 1% de las establecidas en la plantación (852 ha × 400 plantas/ha = 342800 plantas en un marco de 5 × 5 m). El crecimiento anual se define como la diferencia en altura dividida por el número de años

transcurridos. Simultáneamente la presión de los ungulados silvestres sobre las plántulas situadas en las parcelas experimentales se evaluó contabilizando el número de plántulas ramoneadas. Considerábamos una plántula como ramoneada cuando se observaba claramente que tanto las hojas como las ramas habían sido cortadas por los ciervos en toda la porción por encima del protector. Complementariamente el efecto mecánico de los ciervos sobre los protectores se evaluó contabilizando los protectores derribados al finalizar la monitorización en 2004.

Los datos de 2008 se obtuvieron en un número menor de parcelas debido a la pérdida de marcas en los protectores de algunas parcelas.

Evolución natural del matorral

La evolución del matorral se evaluó durante los años 2002, 2004 y 2008 en las 40 parcelas anteriormente descritas. La monitorización comenzó un año después de la finalización de los trabajos forestales para permitir la germinación de las semillas del matorral. Se realizaron 40 transectos (20 puntos × dos tratamientos × un transecto) de 30 m de longitud por 2 m de ancho, en los que se anotó la cobertura del matorral (%), la altura máxima (mm) y la diversidad de especies. En 2004 se añadió la altura media (mm) al protocolo anterior. El recorrido de cada transecto se mantuvo cada año marcando el inicio y el final del transecto mediante estacas de madera. La recogida de datos de 2008 también se realizó en un número más reducido de parcelas por los motivos explicados anteriormente en la evolución de la plantación de encinas.

Con el fin de comparar la evolución de la vegetación en ausencia de ungulados, se utilizó una parcela de 20 ha en la que durante 1993 se realizó una reforestación con un tratamiento previo del suelo equivalente al utilizado

posteriormente en Intenso, protegiéndose posteriormente de la acción de los ungulados con una valla cinegética. Dentro de este cercado se realizaron 40 transectos (30 m de longitud × 2 m de anchura) distribuidos aleatoriamente por toda la superficie en los que se anotaba la cobertura total del matorral (%), la especie y la altura (mm) de cada individuo. Esta parcela nos puede orientar sobre la evolución de una reforestación sin la presencia de ungulados, aunque asumiendo las carencias de la ausencia de réplicas.

Regeneración natural de la encina

Con el fin de observar los procesos de regeneración natural del arbolado en Intenso y Moderado y compararlas con las zonas de Matorral intacto (suelo inalterado), se delimitaron 18 parcelas circulares de 1 ha en cada tratamiento. En el centro de cada parcela se situaba una encina adulta que se utilizaba como punto de partida de cuatro transectos longitudinales (50 m de largo × 2.5 m de ancho), separados en origen 90º unos de otros, obteniéndose un total de 216 transectos (18 puntos × cuatro transectos × tres tratamientos = 216 transectos). Los transectos se realizaron durante mayo y junio de 2004; en ellos se medía la cobertura total del matorral (%), el número de plántulas y la altura de cada individuo (mm), la distancia al árbol origen y el tipo de microhábitat (bajo matorral o en suelo abierto).

Análisis estadísticos

Plántulas en la repoblación

Para analizar el efecto del Tratamiento sobre la supervivencia (%) y el crecimiento de las plántulas se utilizó un GLM sobre un diseño de análisis de la varianza de medidas repetidas y de una vía en el que el porcentaje de plántulas

vivas en 2001, 2002 y 2004 actuaban como medidas repetidas para el caso de la supervivencia y el incremento de altura en los diferentes periodos como medidas repetidas para el crecimiento.

La actividad de los ungulados sobre las plántulas de encina se evaluó mediante el porcentaje de plántulas ramoneadas y el porcentaje de protectores derribados. La influencia del Tratamiento sobre el porcentaje de plantas ramoneadas se evaluó con un GLM sobre un diseño de análisis de la varianza de una vía en el que el porcentaje de plántulas ramoneadas en 2002 y 2004 actuaban como medidas repetidas. En el caso de los protectores derribados por los ciervos hasta 2004, la comparación entre los porcentajes de protectores derribados en las 20 parcelas en los tratamientos Intenso y Moderado se realizó mediante t-Student.

A partir de los datos de supervivencia, crecimiento y ramoneo obtenidos en 2008 (9 parcelas de Intenso y seis de Moderado de las 20 iniciales de cada tratamiento) se aplicaron igualmente los ANOVA de una vía con el Tratamiento como factor y en los que la supervivencia, el crecimiento y el ramoneo en 2004 y 2008 actuaban como medidas repetidas. En estos análisis estadísticos se compararon únicamente las parcelas para las que se disponía de datos en los dos años.

Para determinar los factores determinantes de la supervivencia de las plántulas se realizó un ANCOVA en el que la supervivencia actuaba como variable dependiente, el Tratamiento y Año como variables independientes y la cobertura y el ramoneo como covariables. Para determinar el signo de la interacción que se establecía entre la cobertura del matorral y la supervivencia de las plántulas en los tratamientos Intenso y Moderado se realizaron análisis de regresión para cada uno de los años y tratamientos.

Evolución del matorral

La influencia del Tratamiento sobre la cobertura (%), altura máxima y número de especies en el matorral se testó mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de una vía para cada variable, tomando los valores de las variables dependientes obtenidos en los mismos transectos en los sucesivos años como medidas repetidas.

Regeneración natural de la encina

Para valorar la regeneración natural de la encina en los tres tratamientos del suelo (Intenso, Moderado y Matorral), se evaluó la influencia del Tratamiento sobre la densidad arbórea, cobertura de matorral y altura promedio de las plántulas mediante un GLM siguiendo un diseño de ANOVA de una vía para cada variable. Las diferencias en el número de plántulas observadas en los transectos en cada Tratamiento fueron analizadas mediante un GLZ siguiendo un diseño de ANOVA de una vía.

En todos los casos la normalidad de las variables fue explorada mediante el test de Kolgomorov Smirnov. La homogeneidad de varianzas fue explorada mediante el test de Levene. Los análisis a posteriori realizados en el caso de que el análisis fuese significativo se realizaron mediante LSD test. En el caso de que las variables no se ajustasen a los supuestos de normalidad fueron previamente transformadas mediante logaritmo o raíz cuadrada. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2007).

RESULTADOS

Plántulas en la repoblación

Supervivencia

En la Figura 8.2 podemos observar que durante el periodo 2001-2004 la supervivencia es mayor en Intenso que en Moderado con independencia del año ($F_{(1,28)}$ = 6.55, p = 0.016). Los porcentajes de plantas vivas se reducen significativamente a lo largo del tiempo en ambos tratamientos ($F_{(2,56)}$ = 127.45, p < 0.001). Las diferencias en la supervivencia entre Intenso (83.95 ± 4.18%) y Moderado (71.80 ± 4,19%) ya se intuyen el año en el que se siembran las plántulas en el campo (p = 0.062). Es destacable que el porcentaje de plantas que mueren en ambos tratamientos durante 2002 es de aproximadamente el 13%, lo mantiene estable las diferencia entre los tratamientos (p = 0.058). Desde 2002 a 2004 la mortalidad acumulada no se estabiliza sino que sigue incrementándose, aunque de forma más acusada en Moderado (59.47 ± 4.84% y 37.20 ± 4.39% en Intenso y Moderado respectivamente), lo que provoca que las diferencias finales entre tratamientos sean mayores (p = 0.003; Figura 8.2). El análisis detecta diferencias marginalmente significativa en la interacción Año × Tratamiento ($F_{(2,56)}$ = 2.89, p = 0.064). Durante la reevaluación de la supervivencia en 2008 se observaron valores promedio del 9.53 ± 1.91%, con valores extremos en las parcelas del 1.23% al 34.12%. Ambos tratamientos muestran valores de supervivencia acumulada similares (8.33 ± 3.29% y 10.33 ± 1.05% en Moderado e Intenso respectivamente) que no difieren significativamente ($F_{(1,13)}$ = 1.20, p = 0.293), observándose un incremento significativo de la mortalidad en ambos tratamientos desde 2004 a 2008 que aún no se ha estabilizado ($F_{(1,13)}$ = 98.96, p < 0.001). El análisis no detecta la existencia de interacción entre ambos factores ($F_{(1,13)}$ = 1.31, p = 0.272).

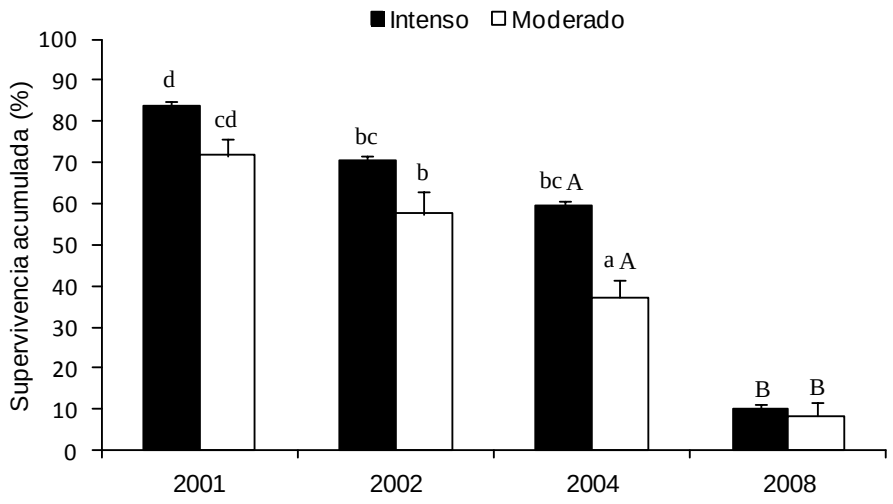


Figura 8.2. Supervivencia acumulada de las plántulas (%) en los tratamientos Intenso y Moderado en el periodo 2001-2008. Las letras minúsculas comparan los años 2001, 2002 y 2004. Las mayúsculas 2004 y 2008. Las barras que comparten las mismas letras no difieren significativamente ($p < 0.05$).

Crecimiento

En la Figura 8.3 se observa que durante el primer año el crecimiento es mayor que el acumulado durante los dos siguientes ($F_{(1,28)} = 111.81$, $p < 0.001$), pudiendo responder esta situación a la actividad ramoneadora de los ungulados que interactúan sobre las plántulas cuando éstas superan la altura del protector, hecho que en general ocurre a partir del segundo año. Durante los dos primeros periodos el crecimiento de las plántulas es similar en ambos tratamientos ($F_{(1,27)} = 0.96$, $p = 0.335$). La interacción Periodo × Tratamiento no es significativa ($F_{(1,27)} = 0.26$, $p = 0.617$).

Los resultados de la reevaluación de la altura en 2008 muestran que la altura promedio de las plántulas es de 650.67 ± 61.47 mm en Intenso y de 656.00 ± 72.25 mm en Moderado, lo que supone un incremento medio respecto a

los datos de 2004 en esas mismas parcelas de 132.22 ± 85.64 mm y de 113.48 ± 95.73 mm para Intenso y Moderado respectivamente.

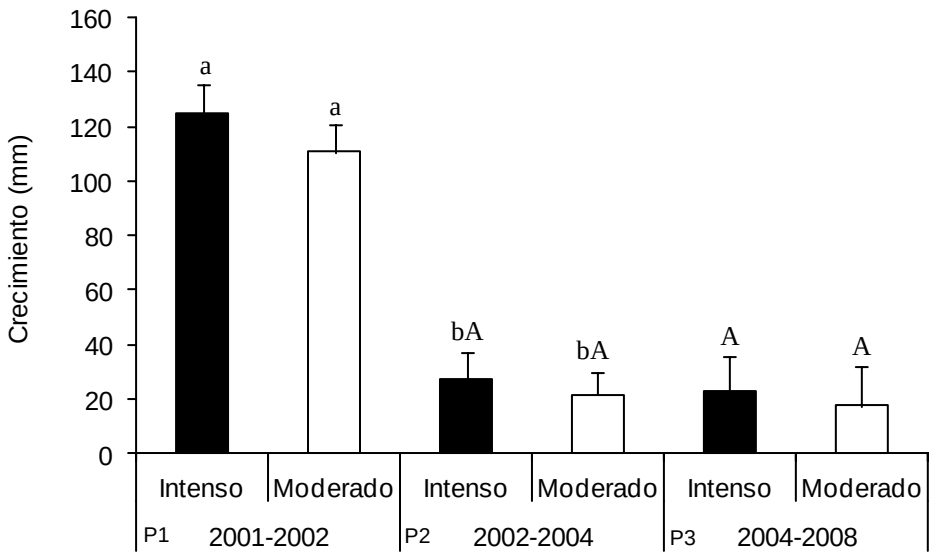


Figura 8.3. Crecimiento anual de las plántulas de encina en los tratamientos Moderado e Intenso durante los periodos P1, P2 y P3. Las letras minúsculas comparan el periodo P1 y P2. Las mayúsculas P2 y P3. Las barras que comparten las mismas letras no difieren significativamente ($p < 0.05$).

A pesar de este incremento en altura, que implica un crecimiento en el periodo 2004-2008 ligeramente menor que el observado en 2002-2004, el ANOVA de medidas repetidas no detecta diferencia entre Periodos ($F_{(1,13)} = 0.17$, $p = 0.684$), ni entre Tratamientos ($F_{(1,13)} = 0.17$, $p = 0.686$), ni interacción entre ambos factores ($F_{(1,13)} = 0.0001$, $p = 0.992$).

Ramoneo

Durante el primer año los porcentajes de plántulas afectadas por ramoneo son bajos en ambos tratamientos, ya que la mayor parte de éstas no superan el borde del protector, por lo que resultan menos accesibles a los ungulados.

A medida que las plántulas van superando esa altura crítica el porcentaje de plantas ramoneadas se incrementa, observándose que en 2004 aproximadamente tres de cada cuatro plantas en ambos tratamientos han sido afectadas por los ciervos. En 2001 y 2002 la actividad de los ungulados es ligeramente mayor en Intenso que en Moderado, aunque la diferencia en plantas ramoneadas entre ambos tratamientos no supera el 2% ninguno de los dos años ($p = 0.702$ y $p = 0.823$ en 2001 y 2002 respectivamente). Sin embargo en 2004 el ramoneo es significativamente mayor en Intenso ($p = 0.022$) observándose un porcentaje de plantas ramoneadas en este tratamiento superior en un 13.22 ± 8.79 % al observado en Moderado (Figura 8.4).

El porcentaje de plantas ramoneadas muestra diferencias significativas entre periodos ($F_{(2,56)} = 245.69$, $p < 0.001$), entre tratamientos, ($F_{(1,28)} = 8.27$, $p = 0.008$), e interacción entre ambos factores ($F_{(2,56)} = 31.13$, $p < 0.01$). La comparación entre los datos de 2004 y 2008 muestra que la evolución del ramoneo se ve afectada por el tratamiento ($F_{(1,13)} = 46.65$, $p < 0.001$) y el año ($F_{(1,13)} = 33.44$, $p < 0.001$), detectándose interacción entre ambos valores ($F_{(1,13)} = 24.79$, $p < 0.001$). En 2008 el porcentaje de plantas ramoneadas en ambos tratamientos es similar, 88.89 ± 2.61% y 85.00 ± 11.47% en Intenso y Moderado respectivamente con valores uniformemente elevados en todas las parcelas ($p = 0.624$). El único tratamiento en el que el ramoneo se incrementa significativamente desde 2004 a 2008 es Moderado ($p < 0.001$), aunque esta situación puede estar provocada por el número de parcelas incluidas ya que el promedio de 19.83 ± 3.65% obtenido al seleccionar únicamente las parcelas de 2004 que coincidían con las de 2008 difiere del 72.50 ± 6.41% observado al considerar todas las parcelas.

La acción mecánica acumulada de los herbívoros sobre la plantación se evaluó como el porcentaje de protectores derribados observados en las parcelas en 2004 que es año en el que finalizó la monitorización. La actividad de los ungulados

es similar en ambos tratamientos, con valores de 25.07 ± 3.46% y 22.31 ± 3.93% en Moderado e Intenso respectivamente, (t = - 0.084, df = 26, p = 0.934).

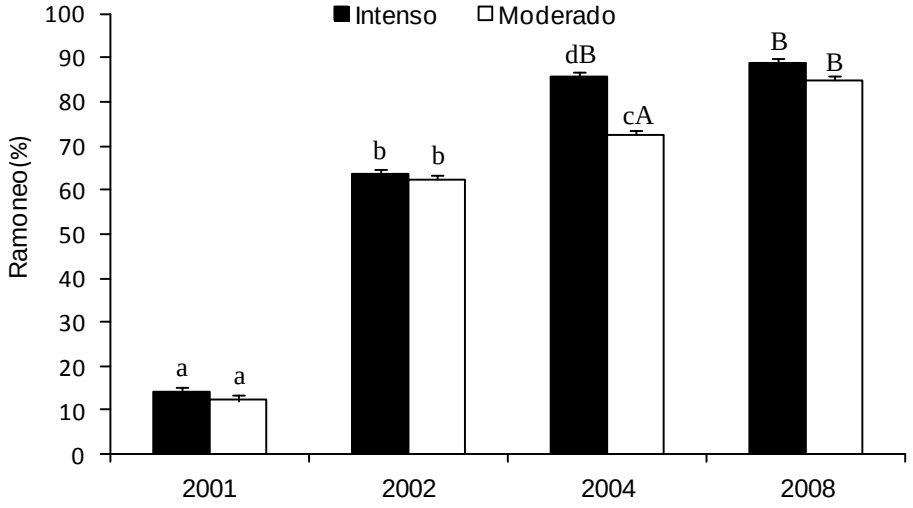


Figura 8.4. Porcentaje de plántulas ramoneadas en los tratamientos experimentales durante el periodo 2001-2008. Las letras minúsculas comparan los años 2001, 2002 y 2004. Las mayúsculas 2004 y 2008. Las barras que comparten las mismas letras no difieren significativamente (p < 0.05).

Evolución del matorral

En lo que se refiere a la cobertura, en la Tabla 8.1 se observa que la densidad del matorral en Moderado es mayor que en Intenso con independencia del año. El ANOVA de medidas repetidas (periodo 2002-2004) detecta diferencias entre los tratamientos, pero no entre los años, ni interacción entre ambos factores (Tabla 8.2). En 2002 la cobertura en Moderado es significativamente mayor que en Intenso (p = 0.005), aunque ambos tratamientos tienden a igualarse en 2004 (p = 0.073). Al comparar la evolución de cada tratamiento observamos que la cobertura en Moderado se reduce significativamente desde el 2002 al 2004 (p = 0.017), mientras que en Intenso se incrementa ligeramente aunque de forma no significativa (p = 0.901).

En 2008 se reevaluó la cobertura (Tabla 8.1), observándose un incremento significativo de la matorralización en Intenso y Moderado ($F_{(1,13)} = 43.39$, $p < 0.001$). Ese año ambos tratamientos mostraron una cobertura similar ($F_{(1,13)} = 3.24$, $p = 0.095$), sin detectarse interacción entre los factores Tratamiento y Año ($F_{(1,13)} = 0.01$, $p = 0.992$).

Tabla 8.1. Evolución de la cobertura del matorral en los dos tratamientos del suelo en el periodo (2002-2008). Las letras minúsculas indican diferencias entre los tratamientos en el periodo 2002-2004. Las letras mayúsculas indican diferencias entre tratamientos en el periodo 2004-2008.

	2002	2004	2008
Intenso	26.68 ± 3.65 **c**	26.16 ± 4.82 bc **A**	54.00 ± 4.19 **BC**
Moderado	51.18 ± 6.14 **a**	41.16 ± 2.76 b **AB**	71.00 ± 8.88 **C**

Respecto a la altura máxima, el ANOVA de medidas repetidas detecta diferencias significativas entre años y tratamientos aunque no la interacción entre ambos factores (Tabla 8.2). La Figura 8.5 muestra que el comportamiento relativo entre ambos tratamientos se mantiene estable a lo largo del tiempo, observándose que la altura máxima en Moderado es significativamente mayor que en Intenso en 2002 y 2004 ($p < 0.001$ en ambos casos). Tanto en Intenso como en Moderado el incremento de altura es significativo desde el 2002 al 2004 ($p < 0.001$ en ambos tratamientos).

En relación al número de especies de matorral, el ANOVA de medidas repetidas detecta diferencias significativas entre años, aunque no entre tratamientos ni interacción entre ambos factores (Tabla 8.2). El número de especies aumenta significativamente del 2002 (3.15 ± 0.23) al 2004 (3.72 ± 0.18), mostrando los análisis a posteriori que el enriquecimiento que se produce en Moderado desde 2002 a 2004 sí es significativo ($p = 0.016$), mientras que en

Intenso el número de especies es similar los dos años (p = 0.275). El comportamiento relativo de los tratamientos se mantiene constante los dos años observándose un número mayor de especies en Moderado que en Intenso, aunque las diferencias no son significativas (p = 0.075).

Tabla 8.2. Resultados del ANOVA de medidas repetidas (periodo 2002-2004) en el que se evalúa la influencia del Tratamiento y del Año sobre cobertura (%), altura máxima (mm) y número de especies (R). La altura máxima (mm) de 2002 y el número de especies fueron transformadas mediante raíz cuadrada.

	Cobertura (%)			Altura máxima(mm)			Número de especies (R)		
	F	g.l.	p	F	g.l.	p	F	g.l.	p
Año	3.45	1,38	0.071	91.08	1,38	< 0.001	6.63	1,38	0.014
Tratamiento	11.82	1,38	0.001	36.98	1,38	< 0.001	3.36	1,38	0.075
Año × Tratamiento	2.82	1,38	0.101	0.01	1,38	0.930	1.02	1,38	0.320

El máximo número de especies observadas en las parcelas es R = 7 (*Halimium ocymoides (*Lam.*)* Wilks., *Genista hirsuta* Vahl*, Cistus ladanifer, Erica australis* L., *Lavandula stoechas* L., *Phillyrea angustifolia* L. *y Arbutus unedo* L.*)*; los mayores valores de diversidad (R > 5) se asocian al tratamiento Moderado, sin detectarse ninguna parcela de Intenso con un número tan elevado de especies, mientras que los valores bajos de diversidad (R < 4) se asocian principalmente a Intenso.

Al analizar el conjunto de parcelas detectamos que en 2002 un 55% de éstas tienen el mismo número de especies en los dos tratamientos, mientras que en 2004 las parcelas en las que Moderado es más diverso representan ya el 60%. Por otro lado, el número de parcelas que son más diversas en Intenso que en Moderado baja de un 15% el primer año a un 5% el último, lo que apoyaría los resultados anteriores.

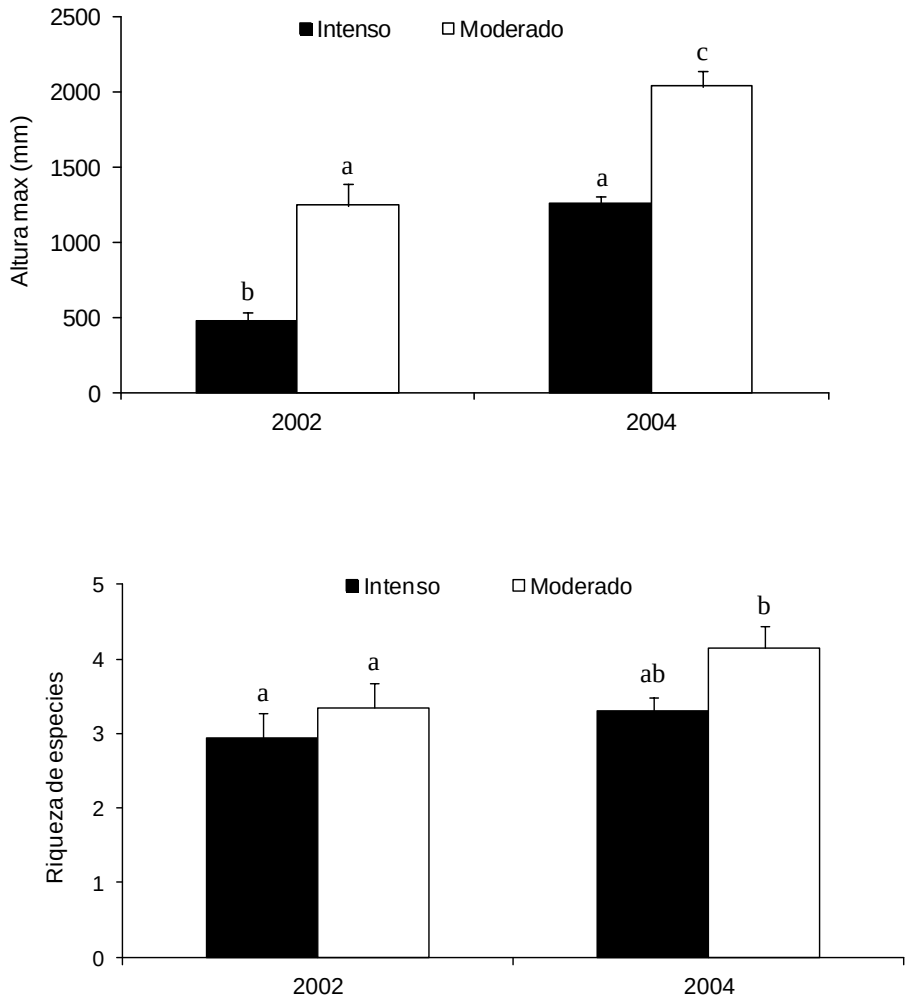
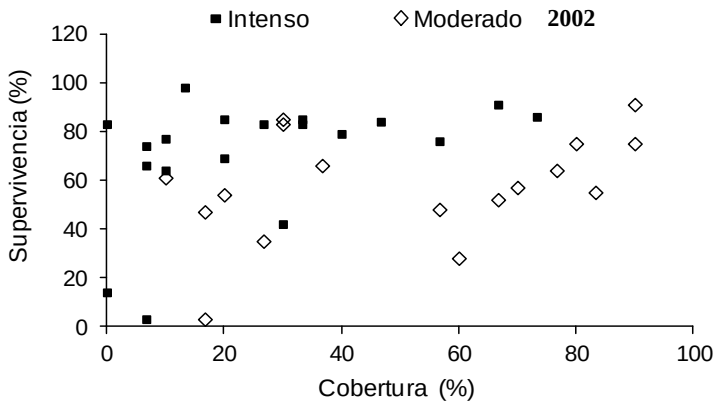


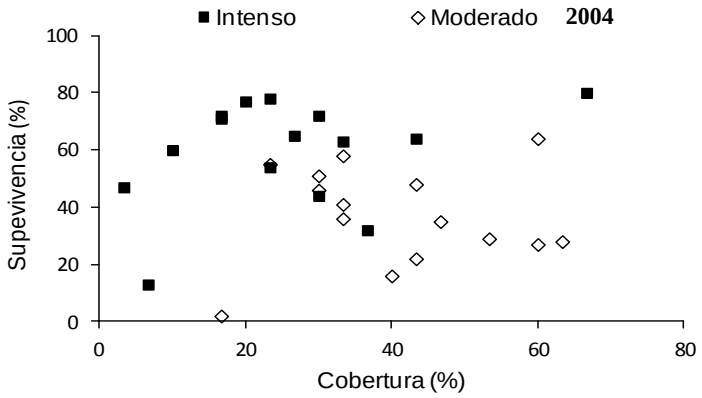
Figura 8.5. Evolución de la altura máxima (mm) (arriba) y del número de especies (abajo) en los tratamientos experimentales Intenso y Moderado en 2002 y 2004. Las letras minúsculas comparan los años 2002 y 2004. Las barras que comparten las mismas letras no difieren significativamente ($p < 0.05$).

Cobertura de matorral y supervivencia de las plántulas

Los factores que afectan a la supervivencia de las plántulas son el año ($F_{(2,73)} = 32.80$, $p < 0.001$), el tipo de tratamiento ($F_{(1,73)} = 14.29$, $p < 0.001$) y la cobertura del matorral ($F_{(1,73)} = 6.71$, $p = 0.012$). Sin embargo la influencia del ramoneo es menor ($F_{(1,73)} = 2.89$, $p = 0.094$), no detectándose interacción entre los factores tratamiento y año, ni entre los factores cobertura y año.

Los análisis de regresión realizados para cada año para observar el tipo de relación que se establece entre la cobertura y supervivencia en ambos tratamientos muestran que a medida que avanza la monitorización el sentido de la interacción va cambiando de positivo a negativo en ambos tratamientos, lo que indica que la competencia que se establece entre el matorral y las plántulas se va incrementando a medida que pasa el tiempo. Durante los dos primeros años la competencia es mayor en Moderado, que es el tratamiento con mayor presencia del matorral. Sin embargo en 2008 la competencia se estabiliza en este último tratamiento y se incrementa en Intenso, en el que se observa que la relación entre ambas variables es ligeramente negativa (Figura 8.6). Esta tendencia que se insinúa en los gráficos sin embargo no es estadísticamente consistente (p = 0.206, p = 0.630 y p = 0.592 para 2002, 2004 y 2008 respectivamente).





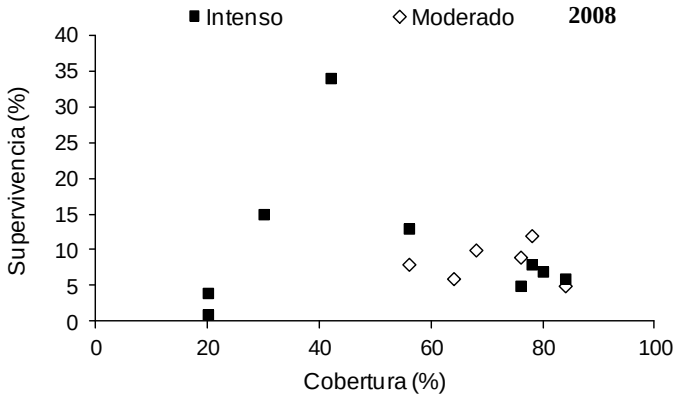


Figura 8.6. Relación entre la cobertura y supervivencia en los tratamientos Intenso y Moderado durante los años 2002, 2004 y 2008.

Regeneración natural de la encina

La regeneración natural de la encina se estudió en tres tratamientos de suelo: Intenso, Moderado y Matorral. Los dos primeros se han aplicado en la zona de actuación mientras que Matorral se corresponde con zonas de suelo inalteradas en las que el matorral está intacto y que se incluyen como control.

La Figura 8.7 muestra el porcentaje de cobertura del matorral y la densidad de árboles por hectárea de los tratamientos: Matorral, Moderado e Intenso en los que se pretende evaluar los fenómenos de regeneración natural. La densidad de árboles adultos por hectárea es similar entre los tratamientos ($F_{(2,213)} = 0.40$, $p = 0.671$). Respecto a la cobertura podemos observar que, como cabría esperar, el tratamiento que presenta valores más altos es Matorral, seguido de Moderado e Intenso, detectando el análisis mediante ANOVA que la influencia del tratamiento es altamente significativa ($F_{(2,213)} = 65.68$, $p < 0.001$). Las diferencias que se establecen entre los tres tratamientos son significativas en todos los casos ($p = 0.010$ entre Matorral y Moderado y $p < 0.001$ entre Intenso y Moderado y entre Intenso y Matorral).

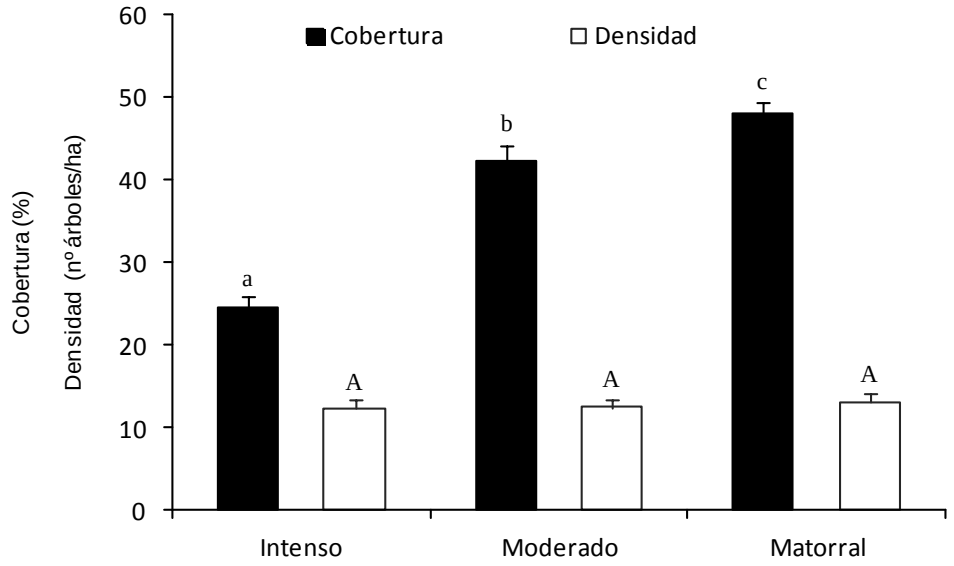


Figura 8.7. Efecto del tratamiento sobre la cobertura del matorral y el número de árboles adultos por hectárea. Distintas letras minúsculas y mayúsculas muestran diferencias entre tratamientos en la cobertura (%) y el número de árboles/ha respectivamente ($p < 0.05$).

El número de plántulas por transecto es de 0.21 ± 0.07 en Intenso ($n_{plántulas} = 15$), de 0.46 ± 0.10 en Moderado ($n_{plántulas} = 33$) y de 0.38 ± 0.08 ($n_{plántulas} = 27$) en Matorral ($W = 5.06$, $p = 0.079$). En la Figura 8.8 se muestra que es más probable encontrar transectos sin plántulas que con ellas en los tres tratamientos, lo que podría indicar bajos niveles de reclutamiento. El número de transectos con plántulas es de 22, 20 y 11 en Moderado, Matorral e Intenso respectivamente, observándose que los transectos en los que el número de plántulas es mayor se localizan en los tratamientos Moderado y Matorral (Figura 8.8), lo que sugiere que las zonas más seguras para el establecimiento de las plántulas son aquellas en las que la densidad del matorral es más elevada, aunque el número de plántulas no aumenta linealmente con la cobertura.

Por otra parte la altura promedio de las plántulas también refleja la influencia del tratamiento ($F_{(2,72)} = 3.96$, $p = 0.023$), con valores promedio de

200.31 ± 19.53 mm en Moderado, seguido de Intenso con 153.27 ± 29.59 mm y Matorral con 127.56 ± 14.76 mm; detectando el análisis a posteriori únicamente diferencias entre Moderado y Matorral (p = 0.007).

Las distancias promedio a las que se encuentran las plántulas respecto a los árboles de los que parten los transectos son 28.20 ± 5.08 m, 31.03 ± 3.27 m y 29.27± 2.77 m en Intenso, Moderado y Matorral respectivamente, sin observarse diferencias entre tratamientos ($F_{(2,72)}$ = 0.313, p = 0.732). El porcentaje de plántulas situado a menos de 6 m del árbol de partida (valor estimado de copa) es del 3.70%, 26.67% y 6.06% en Matorral, Intenso y Moderado respectivamente.

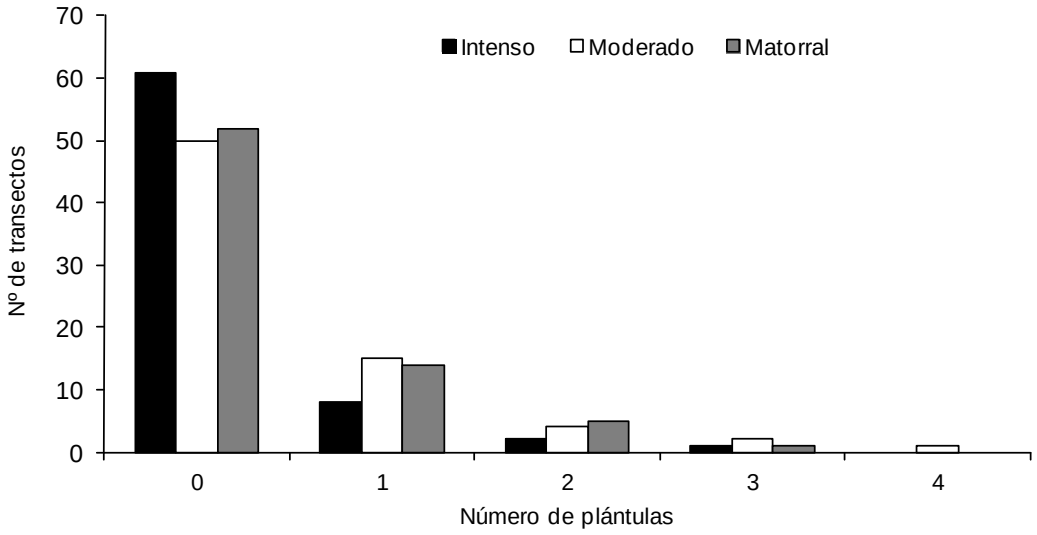


Figura 8.8. Presencias de plántulas en los transectos realizados en los tres tratamientos experimentales ($n_{transectos}$ = 216).

DISCUSIÓN

Supervivencia de las plántulas de encina en la repoblación

En el entorno mediterráneo las reforestaciones son utilizadas habitualmente como método de restauración de zonas degradadas y para controlar la erosión (Villagrosa *et al.*, 2005; García-Fayos & Bochet, 2009). La reforestación con especies de *Quercus* presenta muchas dificultades debido a sus bajas tasas de crecimiento y supervivencia, especialmente si las condiciones del primer periodo de sequía son muy estresantes (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2005). Aunque la superficie reforestada durante los últimos años en España ha sido muy extensa, son escasas las publicaciones relacionadas con actuaciones similares a la acometida en Monfragüe en la que la plantación de encinas se realiza después de la eliminación de los eucaliptos. De forma general se considera que una repoblación tiene éxito cuando las tasas de supervivencia de las plántulas son iguales o mayores al 85% (Jiménez, 2009). En nuestro estudio, el porcentaje de plántulas vivas en la repoblación en 2004 promediando los dos tratamientos de suelo es aproximadamente del 48%. Los porcentajes de supervivencia de las plántulas observados en otras repoblaciones (principalmente reforestaciones de tierras agrarias) varían desde valores máximos cercanos al 90% después de dos años de la instalación de las plántulas en una finca próxima a Toledo (Barreda y Sobrini, 2001), hasta valores mínimos del 8% dos años después de la siembra en una reforestación en la Sierra de Huelva (Porras *et al.*, 2004a). En general la variabilidad observada es alta, pero la supervivencia de las plántulas dos años después de su plantación suele estar incluida dentro del rango 30-70% (Carreras *et al.*, 1997; Navarro-Cerrillo *et al.*, 1997; Navarro-Cerrillo & Martínez, 1997; Iglesias, 2004; Porras *et al.*, 2004b; Rey-Benayas y Camacho, 2004; Sevá *et al.*, 2004; Bonet *et al.*, 2008; Del Campo *et al.*, 2008; González-Rodríguez *et al*, 2011).

Los trabajos en los que además se realiza el seguimiento a largo plazo de la supervivencia son también escasos, y los resultados dispares: 70% tres años después de la plantación (Bonet *et al.*, 2008); 32% después de cinco años (Jiménez, 2009); 45% y 18% diferenciando plántulas de una y tres savias respectivamente tres años después de la plantación (González-Rodríguez *et al.*, 2011), menores del 60% seis años después (Sevá *et al.*, 2004); 43% tres años después (Iglesias, 2004) y del 14% y 5% para plántulas de una y dos savias respectivamente cuatro años después de la siembra (Porras *et al.*, 2004a).

La supervivencia de las plántulas observada en 2005-2008 es menor del 10%. Este incremento significativo de la mortalidad desde 2004 es independiente del tipo de tratamiento de suelo y principalmente podría deberse a la sequía, ya que el promedio de las precipitaciones durante el periodo 2005-2008 (557 ± 32 mm) ha sido aproximadamente un 26% menor que el promedio de la serie histórica 1965-2008 (753 ± 28 mm).

Existe un amplio consenso en considerar que en este tipo de clima el déficit de agua durante los meses de verano es el principal factor limitante de la supervivencia de las plántulas, generando elevadas mortalidades postransplante que pueden hacer fracasar la repoblación (Rodá *et al.*, 1999; Castro *et al.*, 2002; Puerta-Piñeiro *et al.*, 2007; Smit *et al.*, 2009). Por ello, a pesar del grave impacto ejercido sobre el suelo y la vegetación, el laboreo intenso del suelo mediante subsolado profundo es una técnica aplicada habitualmente en las repoblaciones en ámbitos semiáridos como método de preparación del terreno previo a la plantación (Cortina *et al.*, 2011). Su uso habitualmente se justifica ya que mejora la capacidad de infiltración, aumenta la disponibilidad hídrica para las plantas y facilita el desarrollo de raíces en profundidad, lo que incrementaría su supervivencia (Nicolás *et al.*, 1997; Castillo *et al.*, 2001; Querejeta, *et al.*, 2001; Barberá *et al.*, 2005; Serrada *et al.*, 2005;

Navarro-Cerrillo *et al.*, 2006). Sin embargo existe controversia ya que otros trabajos muestran que otras técnicas como el ahoyado con retroexcavadora pueden incrementar de forma similar el agua disponible para las plantas minimizando el impacto (Nicolás *et al.*, 2004).

Respecto a la preparación del terreno mediante aterrazado, existe controversia sobre si incrementa (Roldán *et al.*, 1996) o no la supervivencia de las plántulas (Navarro-Cerrillo *et al.*, 1997). Nuestros resultados confirman que la supervivencia de las plántulas está condicionada por el tipo de manejo del suelo, ya que el porcentaje de plántulas de encina vivas en Intenso prácticamente duplica a las de Moderado después del primer verano. Estos resultados coinciden con los obtenidos en las parcelas experimentales en los que el laboreo del suelo previo a la siembra se muestra como un factor potenciador de la supervivencia de las plántulas, mientras que la presencia del matorral en el tratamiento control se muestra como un efecto limitador de ésta (Capítulo 7).

En el Capítulo 5 se constató que el subsolado del terreno no parece haber aumentado significativamente la disponibilidad de agua para las plantas durante el periodo vegetativo respecto al tratamiento Moderado, aunque sí parece que se ha incrementado ligeramente la capacidad de retención y la disponibilidad de agua en los horizontes más profundos durante el verano. La mayor facilidad de penetración y desarrollo de las raíces debido al subsolado posibilitaría a las plántulas la exploración de horizontes más profundos y la explotación más exhaustiva del recurso hídrico (Padilla & Pugnaire, 2007), lo que les permitiría sortear con mayor facilidad el periodo estival seco, explicando la mayor supervivencia.

Crecimiento de las plántulas en la repoblación

El crecimiento no refleja la tendencia observada en la supervivencia, ya que es similar en ambos tratamientos, lo que nos podría indicar que las plántulas están derivando recursos al sistema radicular y no a la parte aérea (Cortina *et al*., 2004). Estos resultados coincidirían con los obtenidos en otros trabajos en los que no se observa asociación (ni positiva ni negativa) entre el crecimiento y el tratamiento que sufre el suelo (Cortina *et al*., 2006). Sin embargo, contradicen los resultados de otros trabajos (Castillo *et al*., 2001; Ruíz *et al*., 2001) y los obtenidos en este estudio en las parcelas experimentales, en las que el tratamiento Intenso del suelo induce una respuesta fisiológica positiva en dos de las tres cohortes de plántulas instaladas, aunque las condiciones dentro de las cinco parcelas experimentales valladas eran diferentes ya que el matorral era eliminado periódicamente en el tratamiento Intenso con el fin de limitar la competencia, y no habría acción de los herbívoros ramoneadores (Capítulo 7).

Es destacable que en los dos tratamientos el crecimiento durante el periodo 2001-2002 sea significativamente mayor que durante el 2002-2004, lo que podría reflejar el efecto del ramoneo. Los ciervos se convierten en el principal factor que limita el crecimiento de las plántulas, especialmente a partir del segundo año, cuando la altura de la mayoría de ellas es similar o ha superado a la del protector plástico. En ese momento quedan expuestas y se convierten en un recurso alimenticio apetecible principalmente en verano. La inoperancia del pastor eléctrico ha permitido el libre acceso de los ciervos a la reforestación. Tanto es así que en 2004 el promedio de las plántulas vivas (agrupando los dos tratamientos) que mostraban señales de ramoneo era del 80% y el de protectores derribados era del 24%, lo que nos indicaría que los ciervos se desplazan por toda la repoblación con independencia de la densidad de la cobertura vegetal asociada a cada tipo de tratamiento y pendiente. El incremento significativo del

ramoneo en Moderado desde 2004 a 2008 sugiere que la mayor cobertura del matorral no ha limitado el acceso de los ciervos a las plántulas. Aparentemente estos resultados contradicen a los obtenidos en otros estudios en los que se observa que una de los principales formas en las que el matorral favorece la regeneración de las especies arbóreas es la protección física contra los herbívoros (Gómez & Hodar, 2008), aunque este efecto está condicionado por el tamaño, la densidad y la presencia de estructuras punzantes (Castro *et al*., 2004; Pausas *et al*., 2009). La jara carece de estructuras espinosas, por lo que únicamente podría actuar como barrera física cuando su densidad fuera lo suficientemente elevada como para excluir a los ciervos, situación que no se alcanza en un jaral de cuatro años, lo que explicaría la independencia del ramoneo respecto del tipo de tratamiento del suelo.

Se ha observado que el ramoneo continuado constituye un factor limitante tanto del crecimiento como de la supervivencia de los brinzales de las especies de *Quercus* (Welker & Menke, 1990; McCreary & George, 2005; Tyler *et al*., 2008). El lento crecimiento provocado por el ramoneo y las condiciones de alteración del suelo producidas por el pisoteo del ganado (Graetz & Tongway, 1986) pueden restringir el desarrollo exitoso de los brinzales. En este estudio no hemos encontrado una relación clara entre el ramoneo y la supervivencia, probablemente debido a que la plántula únicamente es ramoneada en la parte apical, quedando una parte significativa de ella protegida por el protector plástico, con lo que la asimilación de fotosintatos se mantendría parcialmente.

Evolución natural del matorral

Otro factor íntimamente ligado a la supervivencia de las plántulas es la cobertura del matorral (Plieninger *et al*., 2010; Rolo *et al*., 2012). Actualmente existe un creciente interés en su utilización como herramienta en la

recuperación de zonas degradadas (Padilla & Pugnaire, 2006; Ramírez & Díaz, 2008; Marzaioli *et al*., 2010). Como era de esperar, la zona de actuación se ha ido matorralizando desde que se acometió la reforestación. La cobertura se ha incrementado lentamente hasta alcanzar valores en 2008 del 54% en Intenso y del 74% en Moderado. Durante toda la monitorización hemos observado que la cobertura en Moderado era significativamente mayor que en Intenso, lo que parece sugerir que los trabajos forestales menos intensos acometidos en las zonas aterrazadas, aunque destruyen parcialmente la parte aérea del matorral, crean las condiciones adecuadas para su regeneración y rompen la latencia del banco de semillas del suelo favoreciendo su establecimiento (Baker, 1989; Pérez-Fernández *et al*., 1994; San Miguel *et al*., 2008). La alta intensidad del laboreo del suelo aplicada en las zonas de menor pendiente no facilita los procesos de sucesión natural, observándose una menor densidad y peores características morfológicas de las plántulas del matorral situadas en esas zonas que en las situadas en las zonas aterrazadas.

En ausencia de ramoneo, la parcela excluida de referencia protegida por valla cinegética, situada en una zona de umbría relativa y con un tratamiento del suelo similar al Intenso, muestra porcentajes de cobertura del 51% después de siete años. En algunos transectos la cobertura alcanzaba valores próximos al 80%, lo que podría indicar que en las zonas más favorables de la repoblación la cobertura todavía tiene margen hasta alcanzar el máximo que soporta el sistema. Es lícito pensar que este paulatino incremento general en la cobertura y tamaño del matorral puede ser beneficioso para las plántulas de las quercíneas situadas en los protectores ya que las hace menos visibles y físicamente menos accesibles a los ciervos. Sin embargo los datos de noviembre de 2008 muestran que los brinzales de encina siguen siendo ramoneados muy intensamente, lo que hace suponer que este tipo de matorral no supone una barrera física contra el ramoneo, efecto que sí ha sido observado en otros estudios

(Baraza *et al*., 2006; Gómez & Hódar, 2008; Rolo *et al*., 2012). Además nuestros resultados muestran que bajo las condiciones de Monfragüe y con suelos tan degradados, el matorral compite más que facilita a largo plazo.

La diversidad de especies del matorral también está relacionada con la supervivencia de las plántulas (Plieninger *et al*., 2010), probablemente debido a que a medida que el proceso de sucesión va evolucionando se mejoran las características edáficas, lo que podría incrementar la probabilidad de que aparezcan especies con mayor capacidad facilitadora. En nuestro trabajo, el número de especies del matorral observado en ambos tratamientos es ligeramente mayor en Moderado, aunque como era de esperar la diversidad de especies en ambos tratamientos se va incrementando desde 2001 a 2004. El incremento es significativo únicamente en Moderado, lo que podría indicar que la menor alteración edáfica ha permitido una más rápida estabilización y evolución del suelo en ese tratamiento, permitiendo la instalación de un mayor número de especies. La posterior estabilización y evolución del suelo propiciará que éste sea capaz de soportar densidades mayores de matorral. La cobertura observada en la parcela piloto confirma esta futura evolución del matorral, mostrando que en condiciones edáficas favorables puede alcanzar valores de hasta el 80%, aunque los valores más frecuentes observados se incluyen en el rango del 40 al 60 %.

Interaccion matorral-plántula

La especie de matorral involucrada en la asociación es importante, ya que el papel que ejerce sobre la disponibilidad de recursos edáficos se vuelve clave (Alias *et al*., 2010). En nuestro caso la especie de matorral dominante en la zona de estudio (*Cistus ladanifer)* se caracteriza por un sistema radicular que se concentra en las capas superficiales del suelo (Silva & Rego, 2004), aunque en

estudios más recientes se ha observado que pueden alcanzar mayor profundidad (Rolo & Moreno, 2012). Esta distribución espacial de raíces convierte a la jara en un competidor directo por los recursos edáficos (especialmente por el agua) frente a las plántulas de encina durante el periodo crítico de instalación (Acácio *et al.*, 2007; Rolo *et al.*, 2012). Una de las ideas básicas que se derivan del estudio de la dinámica de la humedad edáfica realizada en el Capítulo 5 es que el suelo con presencia del matorral siempre tiene menor contenido de agua que en el resto de tratamientos con independencia de la profundidad, potenciándose este efecto durante la estación seca. La mayor densidad de plántulas de matorral va a generar por lo tanto una mayor competencia por los recursos edáficos con las plántulas de encina, lo que podría explicar la menor supervivencia de los brinzales en el tratamiento Moderado. Nuestros resultados también reflejan que el efecto negativo que ejerce la progresiva densificación del matorral se va potenciando en ambos tratamientos a lo largo del tiempo. Esta observación, sumada a los resultados obtenidos en el Capítulo 7, sugiere que en el balance entre facilitación y competencia los efectos competidores inducidos por el matorral de jara sobrepasan a los facilitadores. Esta tendencia es observable tanto a escala reducida (estudio intensivo) como más amplia (estudio extensivo), a pesar de que en el extensivo el número de factores involucrados en la interacción sea mayor.

Regeneración natural de la encina

El éxito del proceso de transición entre una bellota caída del árbol y una plántula establecida depende de una combinación adecuada de un numeroso conjunto de factores tanto abióticos como bióticos (García, 2005). Previamente al establecimiento, el consumo de los propágulos por parte de los depredadores se convierte en un factor limitante, como ha sido documentado por numerosos

trabajos entre las que destacan los realizados bajo encinas en bosques y sistemas de dehesas, en las que la depredación de las bellotas se acerca al 100% (Díaz *et al*., 1995; Santos & Tellería, 1997; Pulido & Díaz, 2005).

En nuestro estudio las densidades de plántulas observadas en los tres tratamientos son de 0.36, 0.30 y 0.17 plántulas/100 m^2 en Moderado, Matorral e Intenso respectivamente, lo que supone valores bajos respecto a los resultados de otros trabajos realizados en condiciones similares, en los que la densidad de plántulas observada ya es considerada como limitante de la regeneración natural (Rolo *et al*., 2012; Plieninger *et al*., 2010). El recuento se realizó en los meses de mayo y junio, por lo que un porcentaje muy elevado de esas plántulas no superarán el cuello de botella que supone el periodo estival. Si a este factor limitante añadimos la intensa actividad ramoneadora de los ciervos podemos intuir que el reclutamiento de las quercíneas en la zona de actuación es muy bajo en el estado actual del sistema, lo que coincidiría con los resultados obtenidos en otros trabajos realizados sobre la regeneración en dehesas en condiciones naturales en los que se observa una ausencia generalizada de reclutamiento de plántulas (Pulido, 1999; Leiva & Fernández-Alés, 2003; Pulido y Díaz, 2003, 2005; Moreno & Pulido, 2009).

En áreas forestales también es patente la falta de regeneración. En 2010 se realizó en Extremadura un exhaustivo inventario (2157 puntos, 1 punto/km^2, presencia de al menos un árbol adulto [dbh] ≥ 7.5 cm en cada punto), en el que se evaluó la presencia de plántulas y brinzales de roble melojo, encina y alcornoque agrupados en cuatro intervalos de altura. En el caso de la encina los resultados muestran que en el 49% del los puntos no se detectaban pequeñas plántulas y que en el 82% no se observaban brinzales de varios años. Lo más significativo es que en el 39% de los puntos no se observaban plántulas ni

brinzales de ninguna talla, lo que indica que la regeneración de esta especie a escala regional está seriamente limitada (Plieninger *et al*., 2010).

Existen evidencias de que la presencia del matorral afecta negativamente a la presencia y abundancia de plántulas de especies arbóreas (Pausas *et al*., 2006; Acácio *et al*., 2007), aunque en nuestro estudio observamos que la densidad de plántulas es mayor en las zonas en las que está presente el matorral que en zonas más expuestas. Estos resultados coinciden con los de otros trabajos realizados con las mismas especies en condiciones similares (Rolo *et al*., 2012), en los que se observa que las zonas con presencia del matorral juegan un papel clave para la emergencia y supervivencia de las plántulas de encina. La mayor densidad de plántulas en estas zonas con mayor cobertura probablemente se deba a que actúan como zonas de refugio ante los depredadores. A pesar de que la actividad de las poblaciones de vertebrados silvestres principalmente roedores se incrementa en estos hábitat (Ouden *et al*., 2005), el porcentaje de consumo de las bellotas es menor, lo que aumentaría la intensidad de la emergencia (Quintana-Asencio *et al*., 1992; Rousset & Lepart 2000; Perea *et al*., 2011). La mayoría de las plántulas observadas se localizan fuera de la proyección de la copa, lo que indicaría que han sido movilizadas por agentes dispersantes, principalmente ratones.

El hecho de que las mayores densidades de plántulas se detecten en Moderado, en el que densidad del matorral es intermedia respecto a los otros dos tratamientos, podría indicar que el balance entre todos los factores tanto bióticos como abióticos es relativamente más favorable en él que en los otros dos. La menor cobertura que caracteriza a Intenso le convertiría en un mal receptor de propágulos, y los fenómenos de competencia por los recursos edáficos asociados al Matorral limitarían el establecimiento de las plántulas. Parece necesario conocer cuál es el efecto que predomina (facilitación o

competencia) y su variabilidad a lo largo de la etapa de desarrollo, en la compleja relación que se establece entre las plántulas de encina y la especie de matorral dominante. Recientes trabajos parecen sugerir que la asociación positiva entre la jara y la emergencia y supervivencia de las plántulas de encina tras el verano se debilita a medida que crecen las plántulas, mientras que en el caso de la retama se fortalece (Rolo *et al*., 2012).

IMPLICACIONES PARA LA RESTAURACIÓN

A medida que se incrementa el conocimiento sobre el funcionamiento y composición de los ecosistemas semiáridos resulta más destacable su complejidad (Cortina *et al*., 2004). Para optimizar las medidas restauradoras en relación al impacto ambiental y a los costes, es necesario conocer mejor el funcionamiento de la regeneración natural e integrar ese conocimiento en la gestión de la evolución de la plantación. De los resultados de la investigación realizada en el Parque Nacional de Monfragüe se pueden extraer distintas recomendaciones de carácter práctico que puedan resultar útiles en la gestión de futuras acciones de reforestación. Las primeras evidencias sugieren que debe haber un cambio de escala y de costes en la magnitud de las reforestaciones, en el que las diferentes actuaciones formen un mosaico paisajístico en el que se potencie la implantación natural del arbolado en las zonas en las que ésta tenga mayor potencial, favoreciendo un rápido incremento de la biodiversidad creando áreas acotadas o protegiendo los renuevos contra los herbívoros (Campos *et al*., 2003; Montero *et al*., 2003; Pulido y Díaz, 2003; Moreno & Pulido, 2009) complementando así las clásicas reforestaciones por siembra o plantación.

Hasta 2004 el éxito de la reforestación había sido relativo ya que el promedio de la supervivencia de las plántulas de encina en los dos tratamientos era del 48%. En la reevaluación de la supervivencia en 2008 observamos que la mortalidad se

había incrementado hasta el 90%. Esta falta de estabilización en la mortalidad puede deberse a varios factores que están actuando simultáneamente como son: (1) la sequía que caracterizó al periodo 2004-2008, en los que 2005 (470 mm), 2007 (574 mm) y 2008 (575 mm) representan el tercer, cuarto y quinto año respectivamente más seco en el rango de la serie histórica 1965-2008, (2) el ramoneo intenso y prolongado de las plántulas por parte de los ciervos a lo largo del tiempo provocado por la inoperancia del pastor eléctrico que protegía la zona reforestada, (3) el desarrollo progresivo del matorral competitivo, como la jara que puede invertir su papel facilitador inicial a competidor. El plan de actuación podría incluir el control parcial del matorral y (4) La presencia de *Phytophthora cinnamomi* Rands asociadas a raíz, al suelo y al agua (Corcobado, comunicación personal). La presencia del patógeno ha sido contrastada en un estudio a pequeña escala realizado durante 2011 en la zona reforestada, en el que se detecto que el 100% de las plántulas muestreadas (n=20) estaban afectadas por *Phytophthora cinnamomi (*Solla, datos no publicados*)*. La presencia de este patógeno podría ser determinante en la evolución de los brinzales supervivientes hasta 2008 y de los árboles dispersos por la repoblación, por lo que queda pendiente un estudio más exhaustivo en toda la zona de actuación.

BIBLIOGRAFÍA

Acácio, V., Holgrem, M., Jansen, P., Schrotter, O. 2007. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. Ecosystems 10: 1220-1230.

Alias, S., Bianchi, L., Calamini, G., Gregori, E., Sionis, S. 2010. Shrub facilitation of *Quercus ilex* and *Quercus pubescens* in a wooded pasture in central Sardinia (Italy). iForest-Biogeosciences and Forestry 3: 16-22.

Baker, H.G., 1989. Some aspects of the natural history of seed banks. pp: 9-21. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds). Ecology of soil seed bank. Academy press, Inc. San Diego. 462 pp.

Baraza, E., Zamora, R., Hódar, J.A. 2006. Conditional outcomes in plant-herbivore interactions: neighbours matter. Oikos 113: 148-156.

Barberá, G.G., Martínez-Fernández, F., Álvarez-Roger, J., Albadalejo, J., Castillo, V. 2005. Short and intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. New Forest 29: 177-198.

Barreda, A. y Sobrini, I. 2001. Reforestación de tierras agrarias con encina y coscoja. Un caso en Toledo. Actas del III Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 342-346. Granada.

Bertness, M. & Callaway, R.M. 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology and Evolution 13: 133-134.

Bonet, J.A., Arias, J.J., Pemán, J. 2008. Un ejemplo de utilización de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* subsp. ballota con tubos de invernadero en la restauración de zonas semiáridas. Actas de la IV Reunión sobre repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 28: 131-136.

Brooker, R.W. & Callaghan, T.V. 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationships to enviromental gradient: a model. Oikos 81: 196-207.

Callaway, R. M. & Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plants communities. Ecology 78: 1958-1965.

Campos, P., Cañellas, I., Montero, G. 2003. Evolución y situación actual del monte adehesado. pp: 27-37. In: Pulido, F.J., Campos, P., Montero, G (coord). La gestión forestal de las dehesas. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón. Junta de Extremadura. España. 183 pp.

Carreras, C, Sánchez, J., Reche, P., Herrero, D., Navarro, A., Navío, J.J. 1997. Primeros resultados de una repoblación mediante siembra con protectores en Vélez-Rubio. Actas de la Reunión de Madrid del Grupo de Repoblación Forestal sobre Causas de las Marras. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 4: 135-139.

Castillo, V., Querejeta, J., Albadalejo, J. 2001. Disponibilidad hídrica en repoblaciones de *Pinus halepensis* Mill. en medios semiáridos: efectos de los métodos de preparación del suelo. Actas del III Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 94-99. Granada.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M. 2002. The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. Restoration Ecology 10: 297-305.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. Restoration Ecology 12: 352-358.

Chaparro, J., Enríquez, G.L., Esteve, M.A. 1993. Consecuencias ecológicas de las repoblaciones forestales mediante aterrazamientos en ambientes áridos y semiáridos (Murcia, SE de España). Actas del I Congreso Forestal Español. Tomo IV. pp: 163-168. Lourizán.

Cortina, J., Amat, B., Castillo, V., Fuentes, D., Maestre, F.T., Padilla, F.M., Rojo, L. 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. Journal of Arid Environments 75: 1377-1384.

Cortina, J., Bellot, J., Vilagrosa, A., Caturla, N., Maestre, F.T., Rubio, E, Ortiz de Urbina, J.M., Bonnet, A. 2004. Restauración en semiárido. pp: 345-406. En: Vallejo, R.V., Alloza, J.A. (eds). Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia. 570 pp.

Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Savé, R. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. pp: 31-43. En: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Savé (coords). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 193 pp.

Del Campo, A. D., Guerra, J.M., Navarro-Cerrillo, R.M. 2008. Análisis retrospectivo de las reforestaciones en tierras agrarias en el municipio de Tembleque (Toledo). Actas de la IV Reunión sobre repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 28: 145-150.

Díaz, M., González, E., Muñoz-Pulido, R., Naveso, M.A. 1995. Habitat selection patterns of common cranes *Grus grus* wintering in holm oak *Quercus ilex* dehesas of Central Spain: effects of human management. Biological Conservation 75: 119-123.

Eldrigde, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Roger, E., Reynolds, J.F., Whitford, W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. Ecology Letters 14: 709-722.

García, E. 2005. Efecto del manejo sobre la producción y regeneración del arbolado en dehesas de encina (*Quercus ilex* L.) Tesis doctoral. Universidad de Salamanca. 95 pp.

García-Fayos, P. & Bochet, E. 2009. Indication of antagonist interaction between climate change and erosion on plant species richness and soil properties in semiarid Mediterranean ecosystems. Change Biology 15: 306-318.

Gómez, J.M. & Hódar, J.A. 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). Forest Ecology and Management 256: 1384-1389.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Castro, J., Hódar, J.A. 2008. Facilitation of tree saplings by nurse plants: Microhabitat amelioration or protection against hervivores?. Journal of Vegetation Science 16: 161-172.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. Ecological Applications 14: 1128-1138.

González-Rodríguez, V., Navarro-Cerrillo, R.M, Villar, R. 2011. Artificial regeneration with *Quercus ilex* L and *Quercus suber* L by direct seedling and planting in Southern Spain. Annals of Forest Science 68: 637-651.

Graetz, R.D., Tongway, D.J. 1986. Influence of grazing management on vegetation, soil structure and nutrient distribution and the infiltration of applied rainfall in a semi-arid chenopod shrubland. Austral Ecology 11: 347–60.

Iglesias, A. 2004. Repoblaciones con *Quercus ilex* L. en zonas degradadas de la provincia de Ávila. Técnicas para mejorar su supervivencia. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. 234pp.

Jiménez, N. 2009. Técnicas de reforestación de tierras agrarias desde la perspectiva de las relaciones suelo-planta. Tesis doctoral. Universidad de Granada. 219 pp.

Jordano, P., Pulido, F., Arroyo, J., García-Castaño, J.L., García-Fayos, P. 2008. Procesos de limitación demográfica. pp: 231-250. En: Valladares, F. (ed). Ecología del mundo mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S.A. Madrid. 589 pp.

Leiva, M.J. & Fernández-Alés, R. 2003. Post-dispersive losses of acorns from Mediterranean savannah-like forests and shrublands. Forest Ecology and Management 176: 265–271.

Maestre, F.T., Callaway, R.M., Valladares, F., Lortie, C. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. Journal of Ecology 97: 199-205.

Maestre, F.T., Valladares, F., Reynods, J. 2005. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable?. A meta-analysis of the fiel results in arid environments. Journal of Ecology 93: 748-757.

Mansourian, S. 2005. Overwiew of forest restoration strategies and terms. pp: 8-16. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds). Forest restoration in landscapes. Beyond planting trees. Springer. New York. 437 pp.

Martínez de Arzaga, A., Mengil, J., Fernández de Villarán, R. 2002. Estudio hidrológico del aterrazado con subsolado mediante el modelo MODIPIÉ. Ecología 16: 37-44.

Marzaioli, R., D´ascoli, R., De Pascuale, R.A. Rutigliano, F.A. 2010. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. Applied Soil Ecology 44: 125-212.

Mc Creary, D.D. & George, M.R. 2005. Managed grazing and seedling shelters enhance oak regeneration on rangelands. California Agriculture 59: 217-220.

Meyer, K., Ward, D., Wiegand, K., Moustakas, A. 2008. Multi-proxy evidence for competition between savanna woody species. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 10: 63-72.

Montané, F., Romanyà, J., Rovira, P., Casals, P. 2010. Aboveground litter quality changes may drive soil organic carbon increase after shrub encroachment into mountain grasslands. Plant and Soil 337: 151-165.

Montero, G., Martín, I., Cañellas, P., Campos. 2003. Silvicultura y producción del alcornocal. pp: 63-106 En: Pulido, F.J., Campos, P., Montero, G. (coords). La gestión forestal de las dehesas. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón (IPROCOR). Junta de Extremadura. España. 183 pp.

Moreno, G. & Pulido, F.J. 2009. The function management and persistence of dehesas. pp: 127-131. In: Riguero, A., Mosquera, M.R., McAdam, J., Mosquera-Losada, M.R. (eds). Agroforestry in Europe, Current Status and Future Prospects. Springer. Berlin. 452 pp.

Navarro-Cerrillo, R.M., Del Campo, A.D., Cortina, J. 2006. Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. pp: 31-47. En: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Save, R. (coords.). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 193 pp.

Navarro-Cerrillo, R.M., Del Campo, A.D., Serrada, R. 1997. Supervivencia de cinco especies forestales en función de los procedimientos de preparación del suelo en el parque natural de los Montes de Málaga. Actas de la Reunión de Madrid del Grupo de Repoblación Forestal sobre Causas de las Marras Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 4: 113-118.

Navarro-Cerrillo, R.M., Frageiro, B., Ceaceros, C., Del Campo, A., De Prado, R. 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp using different weed control strategies in Southern Spain. Ecological Engineering 25: 332-342.

Navarro-Cerrillo, R.M. & Martínez, A. 1997. Supervivencia y crecimiento de encina (*Quercus ilex*) y alcornoque (*Quercus suber*) utilizando seis tipos de tubos de invernadero. Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 437-442. Pamplona.

Newton, A. y Tejedor, N. 2011. Introducción: pp: 1-23. En: Newton, A., Tejedor, N. (eds). Principios y Prácticas de la Restauración del Paisaje Forestal. Estudios de caso en las zonas secas de América Latina. Gland, Suiza: UINC y Madrid: Fundación Internacional para la restauración de ecosistemas (FIRE). 410 pp. http://www.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2011-017-es.pdf.

Nicolas, J.L., Domínguez, S., Herrero, N., Villar, P. 1997. Plantación y siembra de *Quercus ilex*: efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de plantas. Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 449-454. Pamplona.

Nicolás, J.L., Villar-Salvador, P., Peñuelas, J.L. 2004. Efecto de la edad de la planta y el tipo de preparación del terreno en la supervivencia y crecimiento de *Quercus faginea* Lam. cultivado en contenedor. Actas de la III reunión sobre Repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 17: 205-209.

Ouden, J., Jansen, P.A., Smit, R. 2005. Jays mice and Oaks: predation and dispersal of *Quercus robur* and *Quercus petraea* in North-Western Europe. pp: 223-240. In: Forget, P.M., Lambert, J.E., Vander Wall, S.B. (eds). Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Seedling Establishment. CABI-Publishing, Wallinglord. U.K. 432 pp.

Padilla, F.M., Ortega, R., Sánchez, J., Pugnaire, F.I. 2009. Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. Basic and Applied Ecology 10: 640-647.

Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. Frontiers in Ecology and the Environment 4: 196-202.

Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. Functional Ecology 21: 489-495.

Paudel, B.R., Uawatta, R.P., Anderson, S.H. 2011. Agroforestry and grass buffer effects on soil quality parameters for grazed pasture and row-crop systems. Applied Soil Ecology 48: 125-132.

Pausas, J.G., Marañón, T., Caldeira, M., Pons, J. 2009. Natural regeneration. pp: 115–128. In: Aronson, J., Pereira, J.S., Pausas, J.G. (eds). Cork oak woodlands on the edge, ecology, adaptive management, and restoration. Society for Ecological Restoration. International. Island Press. Washington (DC). 315 pp.

Pausas, J.G., Ribeiro, E., Dias, S.G., Pons, J., Beseleri, C. 2006. Regeneration of a marginal *Quercus suber* forest in the eastern Iberian Peninsula. Journal of Vegetation Science 17: 729-738.

Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011. Acorn dispersal by rodents: the importance of re-dispersal and distance to shelter. Basic Applied Ecology 12: 432-439.

Pérez-Fernández, M.A., Gómez Gutiérrez, J.M., Fernández Santos, B., Martínez Ruíz, C. 1994. Efectos de la concentración de sales nutritivas sobre la germinación de semillas de *Cytisus multiflorus*. Studia Oecológica X-XI: 273-279.

Plieninger, T., Rolo, V., Moreno, G., 2010. Largue-Scale Patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber* and *Quercus pyren*aica Regeneration in Central-Western Spain. Ecosystems 13: 644-660.

Porras, C.J., Brun, P., Copete, J., Pérez, R. 2004a. Experiencia de regeneración del encinar en la Sierra de Huelva. Actas de la III reunión sobre repoblaciones forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 17: 217-221.

Porras, C.J., Brun, P., Copete, J., Pérez, R. 2004b. Experiencia de regeneración del encinar en la Sierra Norte de Sevilla. Actas de la III Reunión sobre Repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 17: 223-226.

Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B. Pysěk, P., Diggelen, R., Wiegleb, G. 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystems restoration: a perspective. Applied Vegetation Science 4: 111-114.

Prieto, I., Kikvidze, Z., Pugnaire, F. 2010. Hydraulic lift: soil processes and transpiration in the Mediterranean leguminous shrub *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. Plant and Soil 329: 447-456.

Puerta-Piñero, C., Gómez, J.M., Valladares, F. 2007. Irradiance and oak seedling survival and growth in heterogeneous environment. Forest Ecology and Management 242: 462-469.

Pulido, F.J. 1999. Herbivorísmo y regeneración de la encina (*Quercus ilex* L.) en bosques y dehesas. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura, España. 146 pp.

Pulido, F.J. y Díaz, M. 2003. Dinámica de la regeneración natural del arbolado de encina y alcornoque. pp: 39-62. En: Pulido, F.J., Campos, P., Moreno, G. (coords). La gestión forestal de las dehesas. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón (IPROCOR). Junta de Extremadura. España.183 pp.

Pulido, F.J. & Díaz, M. 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole cycle approach. Écoscience 12: 92-102.

Pulido, F.J., García, E., Obrador, J.J., Moreno, G. 2010. Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes. Journal of Applied Ecology 47: 1272-1281.

Querejeta, J., Roldán, A., Albadalejo, J., Castillo, V. 2001. Soil water abailability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. Forest Ecology and Management 149: 115-128.

Quintana–Asencio, P.F., González–Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. 1992. Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth of *Quercus crispipilis* in sucessional forest of the highlands of Chiapas, México. Bulletin of the Torrey Botanical Club 119: 6-18.

Ramírez, J. & Díaz, M. 2008. The role of temporal shrub encroachment for the maintenance of Spanish holm oak *Quercus ilex* dehesas. Forest Ecology and Management 255: 1976-1983.

Rey-Benayas, J. y Camacho, A. 2004. Reforestación con quercíneas de tierras agrícolas abandonadas en ambientes mediterráneos. Actas de la III Reunión sobre Repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 17: 227-231.

Rodà, F., Mayor, X., Sabaté, S., Diego, V. 1999. Water and nutrient limitations to primary production. pp: 183-194 In: Rodà, F., Retana, J., Gracia, C.A., Bellot, J. (eds). Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Springer. Berlín. 373 pp.

Roldán, A., Querejeta, I., Albadalejo, J., Castillo, V. 1996. Survival and growth of *Pinus halepensis* Mill. seedlings in a semiarid environment forest soil transfer, terracing and organic amendments. Annals of Science Forest 53: 1099-1112.

Rolo, V. & Moreno, G. 2012. Interspecific competition induces asymetrical changes in rooting patterns in shrub encroached open woodlands. Trees Structures and Function. Trees 26: 997-1006.

Rolo, V., Plieninger, T., Moreno, G. 2012. Facilitation of holm oak recruitment though two contrasted shrub species in Mediterranean grazed woodlands: patterns and processes. Journal of Vegetation Science. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01458.x

Rousset, O. & Lepart, J. 2000. Positive and negative interactions at different life stages of colonizing species (*Quercus humilis*). Journal of Ecology 88: 401-412.

Ruíz F., Soria F., Toval G. 2001. Ensayos de preparación del terreno para el establecimiento de masas clonales de *Eucaliptus globulus* (Labill.) en distintos suelos de la provincia de Huelva. Actas del III Congreso Forestal Español. Mesa 3. pp: 117-124. Granada.

Rutigliano, F., D´ascoli, R., Virzo de Santo, A. 2004. Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plants cover. Soil Biology and Biochemistry 36: 1719-1729.

Sánchez, O. 2005. Restauración ecológica, algunos conceptos postulados y debates. pp; 15-30. En: Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Váldez, M., Azuara, D. (eds). Temas sobre restauración ecológica. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología U.S. Fish & Wildfire Service. Mexico, D.F. 256 pp. http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/descarga.html?cv_pub=467&tipo_file=pdf&filename=467.

San Miguel, A., Roig, S., Cañellas, I. 2008. Fruticeticultura. Gestión de arbustedos y matorrales. pp: 877-907. En: Montero, G., Serrada, R. (eds). Compendio de Selvicultura Aplicada en España. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Madrid. 1178 pp.

Santos, T. & Tellería. J.L. 1997. Vertebrate predation on holm oak *Quercus ilex* L. acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. Forest Ecology and Management 98: 181-187.

Serrada, R. 2000. Apuntes de repoblaciones forestales. Fundación Conde de Salazar. Universidad Politécnica de Madrid. 435pp.

Serrada, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Pemán, J. 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 14: 462-481.

Sevá, J.P., Valdecantos, A., Cortina, J., Vallejo, V.R. 2004. Diferentes técnicas de introducción de *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp en zonas degradadas de la Comunidad Valenciana. Actas de la III reunión sobre Repoblaciones Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 17: 233-238.

Silva, J.S. & Rego, F.C. 2004. Root to shoot relationships in Mediterranean woody plants from Central Portugal. Biologia 59: 109-115.

Simões, M., Madeira, M., Gazarini, L. 2009. Ability of *Cistus ladanifer* shrubs to promote soil rehabilitation in extensive oak woodlands of Mediterranean areas. Plant and Soil 323: 249-265.

Smit, C., den Ouden, J., Díaz, M. 2009. Establishment limitation of holm oak (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp) in a Mediterranean savanna-forest ecosystem. Annals of Forest Science 66: 511-518

Statsoft, Inc. 2007. Statistica Data Analysis Software System. Version 8.0. Statsoft, Tulsa, Oklahoma, USA.

Tyler, C.M., Davis, F.W., Mahall, B.E. 2008. The relative importance of factors affecting age-specific seedling survival of two co-occurring oak species in southern California. Forest Ecology and Management 255: 3063-74.

Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J.G., Cortina, J. 2006. Restoration of Mediterranean woodlands. pp. 193–207. In: van Andel, J., Aranson, J. (eds.) Restoration ecology: The new frontier. Blackwell Science, Oxford. 319 pp.

Vilagrosa, A., Cortina, J., Rubio, E., Trubat, R., Chirino, E., Gil-Pellegrín, E., Vallejo, V.R. 2005. El papel de la ecofisiología en la restauración forestal de ecosistemas mediterráneos. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 14: 446-461.

Welker, J.M., Menke, J.W. 1990. The influence of simulate browsing on tissue water relations, growth and survival of *Quercus douglasii* (Hook and Arn.) seedlings under slow and rapid rates of soil drought. Functional Ecology 4: 807–17.

Zamora, R.J., Castro, J.M., Gómez, D., García, J.A., Hódar, L., Gómez, L., Baraza, E. 2001. Papel de los matorrales en la regeneración natural en ambientes mediterráneos: aplicaciones para la restauración. Quercus 187: 40-47.

Conclusiones.

En este apartado se exponen de manera conjunta las conclusiones que se pueden extraer de este trabajo.

1. El rápido crecimiento característico del eucalipto afectó negativamente al contenido de nutrientes disponibles en el suelo, reduciendo significativamente la cantidad de N del suelo y la disponibilidad de los cationes básicos y acidificando ligeramente el suelo, por lo que no parece una especie adecuada para repoblar en zonas áridas.

2. Varias propiedades edáficas asociadas a la actividad biológica, como el contenido en nitrógeno, materia orgánica, relación C/N y pH se han visto afectadas negativamente por los trabajos de eliminación de los eucaliptos y movimiento de suelo, aunque en algunos casos se pudo observar un incremento inicial transitorio (e.g. nitrógeno). El mantenimiento de la vegetación o en su defecto de los restos vegetales podría contribuir a evitar la pérdida excesiva de nitrógeno, elemento limitante para el posterior desarrollo vegetal .

3. La preparación intensiva del suelo produjo un aumento significativo de la densidad aparente en el horizonte subsuperficial ("suela de labor"), un descenso en la velocidad de infiltración y una mayor incidencia en la formación de cárcavas, esto último explicado tanto por la desprotección del suelo desnudo como por el aumento de la longitud de la pendiente al eliminar las terrazas.

4. En futuros trabajos de sustitución de los eucaliptos cabe recomendar desde el punto de vista técnico, el mínimo movimiento del suelo, el mantenimiento de la

estructura de las terrazas allí donde existan, así como conservar en la medida de lo posible la vegetación preexistente como mecanismo protector del suelo.

5. La actividad fotosintética de las plántulas de encina se asocia a valores elevados de radiación fotosintéticamente activa y humedad edáfica. La supervivencia se asocia sobre todo a la apertura estomática, la humedad edáfica y tamaño grande de planta, resultados indicadores de una estrategia no conservadora de consumo de agua.

6. El laboreo facilitó una rehumectación más rápida del suelo en otoño, especialmente en las capas profundas del suelo, aunque la disponibilidad de agua edáfica para las plántulas durante el periodo vegetativo fue similar a la observada en las parcelas desbrozadas.

7. Desde el punto de vista del estado fisiológico y supervivencia de las plántulas, el laboreo del suelo tuvo un efecto muy positivo, superior al posible efecto facilitador de la jara, con independencia del origen de las plántulas (siembra o plantación). Con el laboreo profundo, además de aumentar la humedad edáfica en profundidad, se habría facilitado la penetración radicular hasta esas capas profundas.

8. Respecto a la utilización de la jara como planta nodriza, se observa que la competencia por los recursos supera cualquier efecto facilitador. La jara reduce significativamente la cantidad de agua disponible para las plántulas de encina, provocando una desecación más temprana e intensa de todas las profundidades del suelo, lo que produce mayor cierre estomático y menor tasa fotosintética en las plántulas, que mueren con mayor probabilidad.

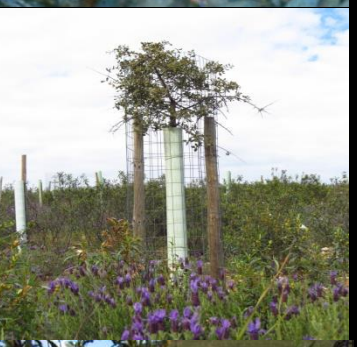
9. La eliminación del matorral mediante desbroce permite ahorrar agua del suelo manteniendo así niveles de humedad edáfica superiores a las zonas de jaral intacto. En nuestro estudio, el tratamiento Desbrozado presenta niveles intermedios de supervivencia de plántulas respecto a Intenso (Labrado) y Matorral. El ahoyado profundo en los puntos de siembra/plantación, facilitando la penetración radicular de las plántulas de encina, permitiría el aprovechamiento de la humedad a lo largo de todo el perfil del suelo. Optimizar los resultados de la reforestación mediante Desbrozado en sustitución del Intenso (Labrado) permitiría reducir los riesgos de degradación y erosión del suelo antes señalado.

10. Además en el estudio extensivo se observa un efecto ligeramente positivo del matorral en el reclutamiento de las plántulas de encina, debido probablemente a la atracción de animales dispersantes de bellotas como los ratones. El mantenimiento del matorral en determinadas zonas de la repoblación parece recomendable con el fin de potenciar la regeneración natural del arbolado (actuación tipo mosaico).

11. La elevada mortalidad de las plántulas de encina ha provocado el fracaso de la repoblación. No se ha producido una estabilización de la mortalidad con el paso del tiempo, sino que ésta se ha incrementado hasta el 90% ocho años después de la siembra. Creemos que existe la necesidad urgente de analizar las causas de mortalidad de plantas de más de cuatro años para prever la evolución a largo plazo de las plántulas supervivientes que han sido protegidas con nuevos protectores.

12. Es necesario el manejo cinegético de los ciervos ya que el efecto excesivo del ramoneo es una de las causas del fracaso de la repoblación. La falta de

planificación en este aspecto puede provocar la pérdida de la enorme inversión económica realizada.



Facilitación, Competencia, Laboreo, Matorral, Labrado, Desbrozado, Sombreado, Terraza, Horizonte, Suela de labor, TDR, Plántula, Fotosíntesis, Microclima, Regeneración natural, Plantación, Reforestación, Encina, Bellota, ANOVA, Transecto, Repoblación, Monfragüe, Humedad edáfica, Microclima, ARIMA, Eucalipto, Jara pringosa, Clima mediterráneo, Humectación, Desecación, Supervivencia, Mortalidad, Cohorte, Interacción, Parcela, Densidad aparente, K^+, Ca^{2+}, Na^+, CIC, Velocidad de Infiltración, Simulador de lluvia, Textura, Pedregosidad, Cárcava, Erosión, Materia orgánica, Nitrógeno, Relación C/N, Fósforo, pH (H_2O), pH (KCl), Conductividad eléctrica, Mg^{2+}, V, Cociente Ca^{2+}/Mg^{2+}, Crecimiento, Ramoneo, Mortalidad, Subsolado, PAR, Tª, Eref, A, E, A/E, g_s, CO_2, Diámetro basal, Monitorización, Estrés hídrico, Precipitación, Estacionalidad, Sonda de humedad, Datta logger, IRGA, Pastor eléctrico, Tubex, Ungulado, *Phytophthora cinnamomi*, Pizarra, Cuarcita, Terraza, Microperfilador, Alelopatía, Brinzal, Suela de labor