



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica desarrollada en los montes del municipio turolense de La Zoma tras el incendio de 2009

Autor

Antonio Edo Espallargas

Directores

José Manuel Nicolau Ibarra

Ramón Juan Reiné Viñales

Grado en ciencias ambientales
Escuela Politécnica Superior de Huesca

2016

Agradecimientos

Querría expresar mi reconocimiento y agradecimiento a todas aquellas personas que en mayor o menor medida han contribuido en la realización de este Trabajo Fin de Grado.

En primer lugar, mi más sincero agradecimiento a todos mis amigos y compañeros de trabajo, especialmente a Guillermo Enguita Sánchez graduado en Ciencias Ambientales e Inés Ramia Latorre graduada en Traducción y Comunicación Intercultural. Gracias por vuestra ayuda, apoyo y colaboración en diversas tareas imprescindibles para la consecución de este trabajo.

En segundo lugar, a mis directores José Manuel Nicolau Ibarra y Ramón Juan Reiné Viñales por toda su esfuerzo y dedicación en este proceso de aprendizaje. Gracias por todos los conocimientos que me habéis prestado.

En tercer lugar, a todas las personas y entidades que hace posible el proyecto “Plantando agua”, en especial a Óscar Ferrer Agente de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Aragón por su ayuda durante el muestreo de campo.

Finalmente, pero no menos importante, a mis padres Antonio e Inmaculada, a mis hermanos Daniel y Noemí, y a toda mi familia, por el esfuerzo y apoyo que me han brindado a lo largo de toda mi vida. Gracias por vuestra dedicación y entrega, sin vosotros nada de esto podría ser posible

“Nuestra sociedad, preocupada por otros problemas, desinteresada o conformista, olvida fácilmente el impacto de los incendios forestales, a pesar de que éstos causan gran alarma cuando se producen y ocupan los medios de comunicación. Los cambios socioeconómicos de las últimas décadas y algunas características del medio físico confieren a la provincia de Teruel una especial fragilidad frente al fuego y la desertificación. Los incendios de 2009 son ejemplo del desastre que supone”.

“Analizar y reflexionar sobre lo sucedido hace unos años puede aportar criterios y soluciones para afrontarlo en el futuro. Los conocimientos adquiridos durante las últimas décadas en la gestión de la masa forestal, en predicción de la respuesta de los ecosistemas al fuego o en el desarrollo de técnicas de conservación de suelos pueden paliar parte de los efectos de los incendios. Pero su aplicación requiere, más que cuantiosas inversiones inmediatas, una planificación de objetivos a largo plazo, el compromiso de las instituciones y de los agentes sociales, así como la integración del sector forestal en la actividad económica de los núcleos rurales”.

Simón J.L. y Guíu Aguilar V.M. (2014)

Resumen

Los incendios forestales pueden degradar drásticamente los ecosistemas, especialmente plantaciones forestales, provocando una pérdida de servicios ambientales a la sociedad. Tras el incendio de Aliaga de 2009, la empresa Aquabona/Coca-Cola, en colaboración con la fundación Ecología y Desarrollo, la DGA y la universidad de Zaragoza, está desarrollando el proyecto “Plantando Agua” en el cual se aborda la restauración ecológica de 1.230 ha pertenecientes en su mayoría al término municipal de La Zoma (Teruel). El objetivo del presente trabajo fin de grado consistió en evaluar la supervivencia –tras el paso del primer periodo estival– y el crecimiento –de julio de 2015 a febrero de 2016– de la plantación inicial realizada en el invierno 2014-15. Para ello, se muestrearon tres rodales repoblados con *Acer monspessulanum*, *Quercus faginea*, *Quercus ilex*, *Pinus sylvestris* y *Sorbus domestica*, en diferentes unidades ambientales, principalmente áreas exportadoras e importadoras. Los resultados, tras un primer año climáticamente benigno, dieron unas tasas de supervivencia medias-altas, tanto para el conjunto de la plantación (72,7 %), como para cada una de las especies de estudio. En lo que se refiere al crecimiento, se observó un incremento generalizado del diámetro basal en todas las especies (desde 0,64 mm hasta 0,99 mm), pero los resultados de las mediciones de altura del tallo presentaron un comportamiento irregular. Prácticamente no se observaron diferencias de supervivencia y crecimiento entre especies en las distintas escalas espaciales de estudio (conjunto de la plantación, rodales y unidades ambientales).

Palabras clave

Evaluación – Supervivencia – Crecimiento – Repoblación forestal – La Zoma

Abstract

Forest fires can damage the ecosystems dramatically, especially forest plantations, causing a loss of environmental services to the society. After the fire of Aliaga in 2009, the company Aquabona/Coca-cola, along with the foundation Ecology and Development, the DGA and the University of Zaragoza, is developing the project “Plantando Agua” in which the ecological restoration of 1.230 ha, belonging to the municipality term of La Zoma (Teruel), is addressed. The goal to the present finally degree research consist of evaluating the survival –after the first summer period– and the growth –since July 2015 to February 2016– of the initial plantation carried out during the winter 2014-15. To do this, three stands repopulated with *Acer monspessulanum*, *Quercus faginea*, *Quercus ilex*, *Pinus sylvestris* y *Sorbus domestica*, were sampled in different environmental units, mainly in export and import areas. The results, after the first year (during which the climate was kind), produced medium-high survival rates, concerning the whole planting (72,7%) as well as each specie of the study. Regarding the growth, a general increase of the basal diameter in all the species was observed (from 0,64 to 0,99 mm), but the results related to the stem-height measures demonstrated an irregular behavior. Many differences in survival and growth between species in the different spatial scales of the study (the whole plantation, stands and environmental units) were not observed.

Key words

Evaluation – Survival – Growth – Reforestation – La Zoma

ÍNDICE GENERAL

1. Introducción.....	11
1.1 Los incendios y su necesaria restauración.....	11
1.2 Historia de los incendios en España.....	13
1.3 El incendio de Aliaga 2009.....	16
1.4 Proyecto “Plantando Agua”.....	17
1.5 Objetivos.....	20
2. Material y métodos.....	21
2.1 Descripción del área de estudio.....	21
2.1.1 Geografía.....	21
2.1.2 Climatología.....	21
2.1.3 Geología.....	23
2.1.4 Edafología.....	23
2.1.5 Vegetación.....	24
2.2 Descripción de las actuaciones en los rodales.....	26
2.3 Control de la supervivencia y del crecimiento.....	27
2.4 Tratamiento de los datos y análisis estadístico.....	32
3. Resultados.....	35
3.1 Supervivencia.....	35
3.1.1 En el área de estudio.....	35
3.1.2 En los rodales de plantación.....	37
3.1.3 En las unidades ambientales.....	39
3.2 Crecimiento.....	43
3.2.1 Diámetro basal del tallo.....	43
3.2.2 Altura del tallo.....	48
4. Discusión.....	50
5. Conclusiones.....	56
Bibliografía.....	57

Anexo 1: Premuestreo	61
Anexo 2: Supervivencia.....	62
Anexo 3: Crecimiento del diámetro basal	67
Anexo 4: Crecimiento de la altura.....	70
Anexo 5: Fotografías.	76

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1. Evolución del número de siniestros y superficies afectadas en España entre 1961 y 2010.	14
Figura 2. Porcentaje de superficie afectada por incendios forestales según especies entre 2001 y 2010.	15
Figura 3. Plano de zonificación del territorio por rodales.	19
Figura 4. Diagrama ombrotérmico estación de Majalinos (serie de datos 2005-2013).....	22
Figura 5. Diagrama ombrotérmico estación de La Mezquitilla (serie de datos 1996-2013).	22
Figura 6. Límites de plantación de los Rodales 5 y 10 en la Fase I.	26
Figura 7. Límites de plantación del Rodal 13 en la Fase I.	27
Figura 8. Delimitación de las unidades ambientales de los Rodales 5 y 10.	28
Figura 9. Delimitación de las unidades ambientales del Rodal 13.	29
Figura 10. Porcentaje de supervivencia del conjunto de la plantación en toda el área de estudio.....	35
Figura 11. Porcentaje de supervivencia, en octubre, de cada una de las especies a nivel de toda el área de estudio.	36
Figura 12. Porcentajes de supervivencia, pre y post estivales, de cada una de las especies a nivel de toda el área de estudio.....	36
Figura 13. Porcentajes de supervivencia del conjunto de la plantación, en octubre, según rodales.....	37
Figura 14. Porcentajes de supervivencia, en octubre, para cada una de las especies según rodales de plantación.	38
Figura 15. Porcentajes de supervivencia, pre y post estivales, de cada una de las especies del Rodal 13.....	38
Figura 16. Porcentaje de supervivencia del conjunto de la plantación, en octubre, según formas de relieve.	39
Figura 17. Porcentaje de supervivencia, en octubre, de cada una de las especies según formas de relieve.	40
Figura 18. Porcentajes de supervivencia, en octubre, de cada uno de los rodales de plantación según unidades con formas de relieve importadoras y exportadoras.....	40
Figura 19. Crecimiento del diámetro basal por especies en el área de estudio.	44
Figura 20. Crecimiento del diámetro basal por especies en el Rodal 5.....	44
Figura 21. Crecimiento del diámetro basal por especies en el Rodal 10.....	45
Figura 22. Crecimiento del diámetro basal por especies en el Rodal 13.....	45

Figura 23. Crecimiento del diámetro basal del conjunto de las especies según formas de relieve en la zona de estudio.....	46
Figura 24. Crecimiento del diámetro basal por especies, según formas del relieve.....	46
Figura 25. Crecimiento del tallo de las distintas especies en toda el área de estudio.....	49
Figura 26. Diagrama ombrotérmico estación de Majalinos (serie de datos 1/10/2014–29/2/2016).....	51
Tabla 1. Grandes incendios forestales de Teruel en 2009.	16
Tabla 2. Resumen del seguimiento de la supervivencia.....	31
Tabla 3. Comparativa del porcentaje de supervivencia, en octubre, de cada una de las especies según formas de relieve importadoras y exportadoras en los distintos rodales. ...	41
Tabla 4. Comparativa de los porcentajes de supervivencia global y de cada una de las especies, en octubre, según unidades ambientales.	42
Tabla 5. Comparativa de los porcentajes de supervivencia, en octubre, de cada una de las unidades ambientales según especies.	43
Tabla 6. Comparativa del crecimiento del diámetro basal de cada una de las especies según unidades ambientales.....	47
Tabla 7. Comparativa del crecimiento del diámetro basal en las distintas unidades ambientales según especies.	48

1. INTRODUCCIÓN

1.1 LOS INCENDIOS Y SU NECESARIA RESTAURACIÓN

The International Society for Ecological Restoration define la restauración ecológica como el “proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (Society for Ecological Restoration International, 2004). Con frecuencia, el ecosistema que requiere la restauración se ha degradado como resultado directo o indirecto de las actividades del hombre. Sin embargo, algunas veces, estos impactos en los ecosistemas son causados por fenómenos naturales como inundaciones, tormentas, erupciones volcánicas o incendios forestales (Society for Ecological Restoration International, 2004).

El fuego es un fenómeno natural propio de los ecosistemas terrestres desde hace millones de años (Bodí *et al.*, 2012) con el que han evolucionado comunidades vegetales y ecosistemas. Una parte de la diversidad y algunos procesos ecológicos -ciclo de la materia orgánica, por ejemplo- se explican y funcionan con el fuego (Pausas, 2012). Este autor define los incendios forestales como “fuegos no controlados (sean de origen natural o antrópico) que ocurren en los ecosistemas terrestres, y que se propagan por la vegetación, sea del tipo que sea (bosque, sabana, matorral, pastizal, humedal, turbera, etc.)”. Y diferencia entre la percepción social de los mismos –negativa, por los daños materiales y humanos que pueden ocasionar– y sus efectos ecológicos, que van desde ser un factor de desertificación (Alloza *et al.*, 2013) hasta una perturbación activadora de procesos.

Para que se produzca un incendio forestal, son necesarios tres componentes: ignición, biomasa vegetal y condiciones climáticas apropiadas. Rayos hay en todo el mundo, biomasa en casi todos los ecosistemas terrestres, y la mayoría de ellos tiene un periodo de sequía más o menos dilatado en el tiempo. Así pues, aunque con diferentes regímenes, se desarrollan incendios forestales en casi todos los ecosistemas del mundo, variando su severidad (impacto del fuego en un organismo o ecosistema) en función de la intensidad del fuego, la frecuencia de incendios y la adaptabilidad del organismo o ecosistema al evento (Pausas, 2012).

Los incendios se pueden clasificar según el origen de la fuente de ignición, pudiendo ser esta natural o antrópica, variando su frecuencia en función del lugar en el que nos encontremos: en zonas poco pobladas (ecosistemas boreales) o en zonas con elevada densidad de rayos (sabana africana) la mayoría de los incendios son de tipo natural, pero

en el resto de ecosistemas (incluidos los mediterráneos) la mayoría son de origen antrópico (Pausas, 2012). A pesar de esto, en la zona mediterránea hay lugares donde dominan los incendios de tipo natural: el Sistema Ibérico turolense, donde se ha desarrollado el presente trabajo, es uno de estos lugares donde la principal causa de incendios son los rayos (Lafragüeta y de la Riva, 2014).

Otro parámetro que nos permite clasificar el tipo de incendios según intensidad, frecuencia y adaptabilidad del ecosistema es el estrato de vegetación al que afectan. Según este criterio, Pausas (2012) distingue entre incendios de superficie, incendios de copa e incendios de subsuelo:

1. Incendios de superficie: son los que se propagan por el estrato herbáceo o la hojarasca. Son incendios poco intensos (pero frecuentes) en los que dominan especies de árboles con corteza muy gruesa y especies rebrotadoras de alta inflamabilidad en el estrato herbáceo.
2. Incendios de copa: son incendios más intensos y severos que los de superficie, afectan prácticamente a todo el estrato de la vegetación y a toda la parte aérea de las plantas incluyendo las copas de los árboles. Ante este tipo de fuego, típicamente la vegetación dispone de mecanismos de persistencia como el rebrote, el banco de semillas y/o la dispersión de éstas.
3. Incendios de subsuelo: son incendios que no generan llama en la superficie, sino que arde el subsuelo. Este tipo de incendio se desarrolla sobre todo en zonas de turberas y ciénagas (característicos de zonas boreales y tropicales). Generalmente son poco frecuentes y ocurren en años muy secos o por desecación antrópica de las turberas.

La característica más importante del clima mediterráneo, que propicia que sus ecosistemas sean susceptibles a los incendios, es la coincidencia de la época seca con la cálida, pues el verano se encuentra bajo la influencia de anticiclones subtropicales secos. Esta peculiaridad provoca que se deseque la vegetación, favoreciendo la aparición y expansión de incendios. De hecho, el fuego, junto al clima, fueron durante el Plioceno los dos factores que contribuyeron a la configuración de la vegetación mediterránea (Bodí *et al.*, 2012).

Afortunadamente, a día de hoy, la vegetación mediterránea presenta una gran adaptación y resiliencia al fuego, aunque ello no siempre es suficiente para su adecuada

regeneración después de un incendio por lo que, en ocasiones, es necesario intervenir con acciones que aseguren la restauración del monte quemado (Alloza *et al.*, 2013). Para recuperar la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas quemados, y con ellas sus servicios ambientales es necesario realizar labores de restauración ecológica, cuyo objetivo principal debe centrarse en dirigir el ecosistema degradado hacia formaciones maduras autosostenibles que permitan la revalorización del monte. En realidad, esta práctica no pretende reproducir exactamente el mismo monte que existía antes del incendio, sino que en ocasiones concretas, busca nuevas alternativas basándose en la participación ciudadana (Alloza *et al.*, 2013).

Los países mediterráneos tienen una larga experiencia en reforestar paisajes degradados tras incendios forestales, aunque la evaluación y el monitoreo de estos rara vez se ejecuta y, en caso de desarrollarse, se basan en la medición de parámetros simples como la supervivencia (Navarro *et al.*, 2009). Este trabajo, además del conteo de marras (tasas de supervivencia), aborda la medida del crecimiento de los plantones, así como el efecto de la heterogeneidad espacial en los mismos, considerando el concepto de unidad ambiental.

1.2 HISTORIA DE LOS INCENDIOS EN ESPAÑA

En España, la tendencia del número de incendios forestales comprendida entre 1961 y 2010 es creciente, aunque a partir del año 2005 se observa un cierto descenso. Por su parte, la evolución de la superficie afectada en este periodo sigue una evolución diferente, siendo de carácter ascendente hasta principios de los años noventa, y posteriormente, experimentando un notable descenso como muestra la Figura 1 (MAGRAMA, 2012). A lo largo de este medio siglo, desde que la Estadística General de Incendios Forestales (EGIF) cuenta con datos, en España han sucedido varios cambios relacionados con los factores determinantes en la ocurrencia y magnitud de los incendios. Estos cambios son de tres tipos: socio-económicos, particularmente en zonas rurales debido al éxodo de población, lo que afectó al uso del suelo y la composición de los paisajes; cambios en las políticas de lucha contra incendios, siendo más eficientes en la última década y, finalmente, cambios climáticos, con un aumento generalizado de las temperaturas durante este periodo (Moreno *et al.*, 2015).

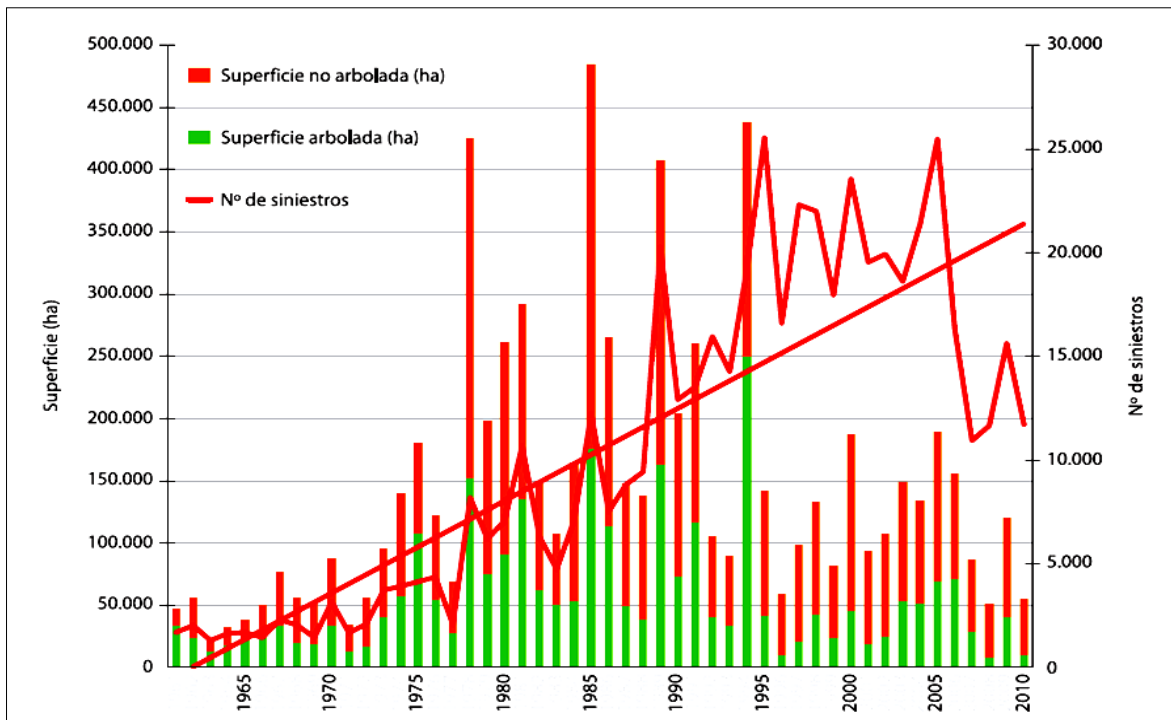


Figura 1. Evolución del número de siniestros y superficies afectadas en España entre 1961 y 2010.

(MAGRAMA, 2012)

Los incendios se producen en prácticamente la totalidad de nuestra geografía, pero no de una manera uniforme. Las zonas particularmente afectadas desde que se tienen registros son Galicia, el Sistema Central, el Levante y las Sierras Béticas (Moreno *et al.*, 2015).

Determinar el origen de los incendios no siempre es sencillo: por ejemplo, en España, durante el decenio 2001-2010 se pudieron identificar las causas del 84,62 % de los incendios, de las cuales el 78 % del total tienen un origen antrópico (bien sean negligencias, 23,31 %, o intencionados, 54,69 %) afectando estos al 82,6 % de la superficie forestal (MAGRAMA, 2012).

En cuanto a las especies arbóreas que más han sufrido el efecto de los incendios forestales a nivel nacional entre 2001 y 2010 (Figura 2) destacan *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis* entre las coníferas, y *Eucalyptus globulus* y *Quercus ilex* entre las frondosas (ADCIF, 2012).

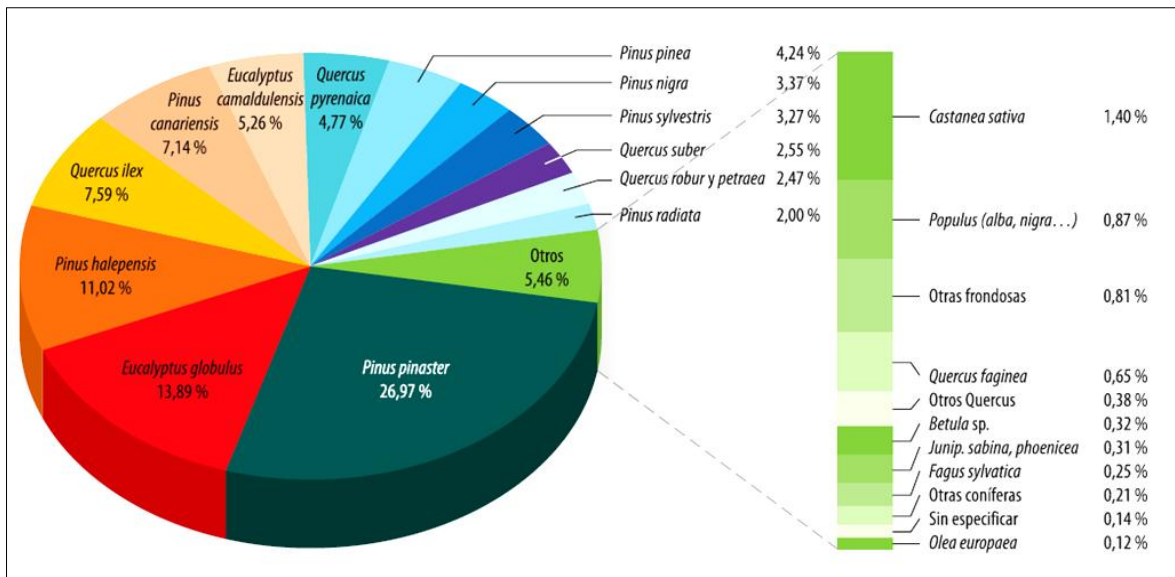


Figura 2. Porcentaje de superficie afectada por incendios forestales según especies entre 2001 y 2010.

(MAGRAMA, 2012)

En lo que se refiere a la distribución temporal del número de incendios entre 2001 y 2010, agosto fue el mes que más siniestros cosechó (31.296), seguido de julio (22.775) y septiembre (22.037), todos ellos meses del periodo estival. Asimismo, julio y agosto son los meses en los que más superficie se calcinó (ADCIF, 2012). Como podemos comprobar, estos datos guardan la correlación “época seca – riesgo de incendio” de la Europa mediterránea comentada anteriormente.

Respecto a la incidencia de los incendios en las distintas CCAA, analizando las estadísticas el año 2009, en cuanto al número de siniestros, Galicia fue la comunidad que presentó los valores más elevados (25,38 %) seguida de Castilla y León (17,25 %) y Asturias (13,27 %). Sin embargo, los porcentajes de superficie afectada alcanzaron los mayores valores en las comunidades de Castilla y León (25,90 %) y Aragón (16,39 %) (MAGRAMA, 2010). Cabe resaltar la presencia de la Comunidad Autónoma de Aragón entre las de mayores superficies afectadas, ya que en su territorio solo sucedieron el 2,83 % de los incendios. Esta comparativa ofrece una primera idea acerca de la magnitud de los incendios vividos ese año en Aragón, pues gran parte de la superficie calcinada en 2009 se debió a un episodio de simultaneidad de grandes incendios –fuegos que afectan a más de 500 ha–. Como se puede comprobar en la Tabla 1, entre el 22 y el 23 de julio de 2009 se originaron en Aragón, concretamente en la provincia de Teruel, cuatro grandes incendios forestales de origen natural. Uno de ellos, fue el incendio de Aliaga, el cual propició el marco en el que se ha desarrollado el presente trabajo.

Tabla 1. Grandes incendios forestales de Teruel en 2009.

Elaboración propia a partir de los datos de MAGRAMA (2010).

Término municipal de origen	Superficie forestal (ha)	Superficie no forestal (ha)	Causa	Fecha de origen
Aliaga	6.677,89	623,24	Rayo	22-jul
Alloza	1.142,78	439,46	Rayo	22-jul
Corbalán	1.047,64	5,74	Rayo	22-jul
Los Olmos	5.29,50	105,00	Rayo	23-jul
Total:	9.397,81	1.173,44		

1.3 EL INCENDIO DE ALIAGA 2009

El 22 de julio de 2009 se dieron en la provincia de Teruel las condiciones de temperatura, humedad relativa y velocidad de viento conocidas como “las tres treinta” (temperaturas de 30°C, viento superior a 30 km/h y humedad relativa por debajo del 30 %). Concretamente, los datos meteorológicos tomados en la zona de las Cuencas Mineras y del Maestrazgo (situadas en el centro de la provincia de Teruel) a las 13 horas eran temperaturas de 26-27 °C, humedad relativa del aire entre 22-32 % y viento del S-SW de entre 30 y 110 km/h según su exposición (Contratas Ancar, 2013).

Desgraciadamente, durante la tarde y noche del día anterior, una tormenta seca atravesó gran parte de la provincia, dejando numerosos rayos que generaron incendios forestales el propio día 21 y durante la noche del 22. Fue tal la situación, que a lo largo de la mañana del miércoles 22 existían de forma simultánea ocho incendios distribuidos por la provincia de Teruel. Para complicar aún más la situación sufrida, gran parte de los medios del dispositivo contra incendios forestales del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de la zona este peninsular se encontraban actuando en los incendios declarados en las provincias limítrofes (Cuenca y Tarragona) (Contratas Ancar, 2013).

El cúmulo de todas estas condiciones permitió el desarrollo de los incendios de Aliaga, Alloza, Corbalán y Los Olmos. El mayor de ellos, el de Aliaga, no pudo ser controlado hasta el día 28 de julio, ya que se desarrolló bajo condiciones climatológicas extremadamente adversas en los dos primeros días, y no se declaró como extinto hasta el 8 de agosto debido a los puntos calientes potencialmente peligrosos que albergaba

(Contratas Ancar, 2013). El incendio, según el estrato de vegetación calcinado, se podría clasificar como mixto, pues afectó en la mayoría de su superficie tanto a las copas como a la hojarasca y matorrales, aunque en algunas zonas se desarrolló únicamente por la superficie.

Aquellos días ardieron en la provincia de Teruel 10.735,12 hectáreas, de las cuales el 68 % corresponden al incendio de Aliaga. Este incendio afectó a los términos municipales de Aliaga, Cañizar del Olivar, Castel de Cabra, Ejulve, La Zoma y Villarluego, en las Comarcas de las Cuencas Mineras, Andorra-Sierra de Arcos y Maestrazgo, localizadas al este del Ibérico turolense (Contratas Ancar, 2013).

1.4 PROYECTO “PLANTANDO AGUA”

A pesar de la desoladora situación que dejó el incendio de Aliaga hay que recordar que este territorio no ha muerto, sino que se ha iniciado un proceso de sucesión ecológica que sustituirá o regenerará la comunidad preincendio.

Este nuevo biotopo debe hacer frente a actuales amenazas, derivadas principalmente del cambio climático y del cambio en los usos de los suelos. Así pues, la restauración forestal que se desarrolle, deberá actuar en consecuencia, siendo la participación ciudadana una pieza clave del proceso. (Alloza *et al*, 2013).

Con estos mismos principios surgió el proyecto “Plantando Agua: Construyendo los montes del siglo XXI para un nuevo escenario de cambio climático y de cambios sociales en la comarca de las Cuencas Mineras (Teruel)”.

Aquabona, empresa perteneciente a The Coca-Cola Company, explota el manantial de agua de Fuenmayor, ubicado en el término municipal de Cañizar del Olivar, y cuya zona de recarga se encuentra dentro del perímetro del incendio de Aliaga. Tras el desastre de 2009, la embotelladora (conocida comúnmente así por los habitantes de la zona), en el marco de su política social corporativa decidió impulsar un proceso participativo entre los agentes del territorio, con el objetivo de desarrollar un proyecto con actuaciones tanto ambientales como sociales. Para ello contrató a la Fundación Ecología y Desarrollo que realizó varios talleres en la comarca, a fin de identificar las preferencias de la población local en cuanto a las posibles acciones a realizar. La recuperación de los montes incendiados fue la actuación elegida por los habitantes de la zona.

Para el diseño del proyecto de restauración de los montes incendiados, la universidad de Zaragoza organizó un taller de expertos –técnicos de la DGA, CSIC, universidades de Barcelona y Zaragoza– con participación de agentes locales –alcaldes, APNs, empresarios– en el que se consensuaron los criterios básicos del consiguiente Plan Director a elaborar. Se asumió el reto de “diseñar el monte del siglo XXI”, es decir, de recuperar unos ecosistemas capaces de hacer frente a los retos que tienen nuestros montes en este momento histórico, a saber:

- a) Cambio climático
- b) Incendios forestales
- c) Herbivoría de ungulados silvestres

Y todo ello, incorporando además un elemento transversal solicitado por la entidad financiadora del proyecto: evaluar los efectos de las plantaciones sobre el ciclo del agua. La compañía Coca-cola desarrolla un proyecto a nivel internacional para “devolver a la naturaleza” el agua que se consume en la fabricación de sus productos (“replenishment”, en inglés). Para aplicar esta iniciativa en este proyecto se asumió el marco conceptual que se describe brevemente a continuación: Se denomina agua verde a la parte del agua de las precipitaciones que es consumida por la vegetación (evapotranspiración) y agua azul al resto de las precipitaciones que se transforma en escorrentía, superficial y subterránea. El agua azul es la que queda a disposición de la sociedad para nuestro uso. Una de las consecuencias prácticas de este objetivo ha sido el reparto de las 1.230 ha del proyecto en áreas productoras de agua verde (320 ha) y áreas productoras de agua azul –el resto de la superficie sobre la que no se plantará– donde se fomentará la actividad ganadera y cumplirá la función de recarga de los acuíferos. Este patrón de actuaciones de revegetación discontinuas, favorece también la discontinuidad del fuego en previsibles situaciones de incendios forestales.

Tras la extinción del incendio se han ido acometiendo diversos trabajos como la retirada de maderas quemadas, la construcción de defensas contra la pérdida de suelo, el saneamiento de rodales no quemados o la aplicación de tratamientos selvícolas en masas de especies rebrotadoras entre otras.

Las actividades de repoblación se iniciaron en el invierno de 2014-15 con las primeras 17 ha, ejecutadas sobre parte de los Rodales 5, 10 y 13. Los motivos por los que se decidió empezar por estos rodales fueron, por un lado, su buena aptitud en cuanto a

exposición, tipología y profundidad de suelo, y, por otro, por corresponder a los dos principales ambientes ecológicos de la zona, a saber: ambiente del encinar (Rodales 5 y 10) y del pinar-quejigar (Rodal 13). Estas labores de plantación continuaron en los mismos rodales en la campaña 2015-16, aunque a efectos prácticos, el presente trabajo se centra en la plantación de 2014-15. A continuación, en la Figura 3 se resalta la plantación 2014-15, frente a la distribución de todos los rodales que tiene previstos el proyecto Plantando Agua.

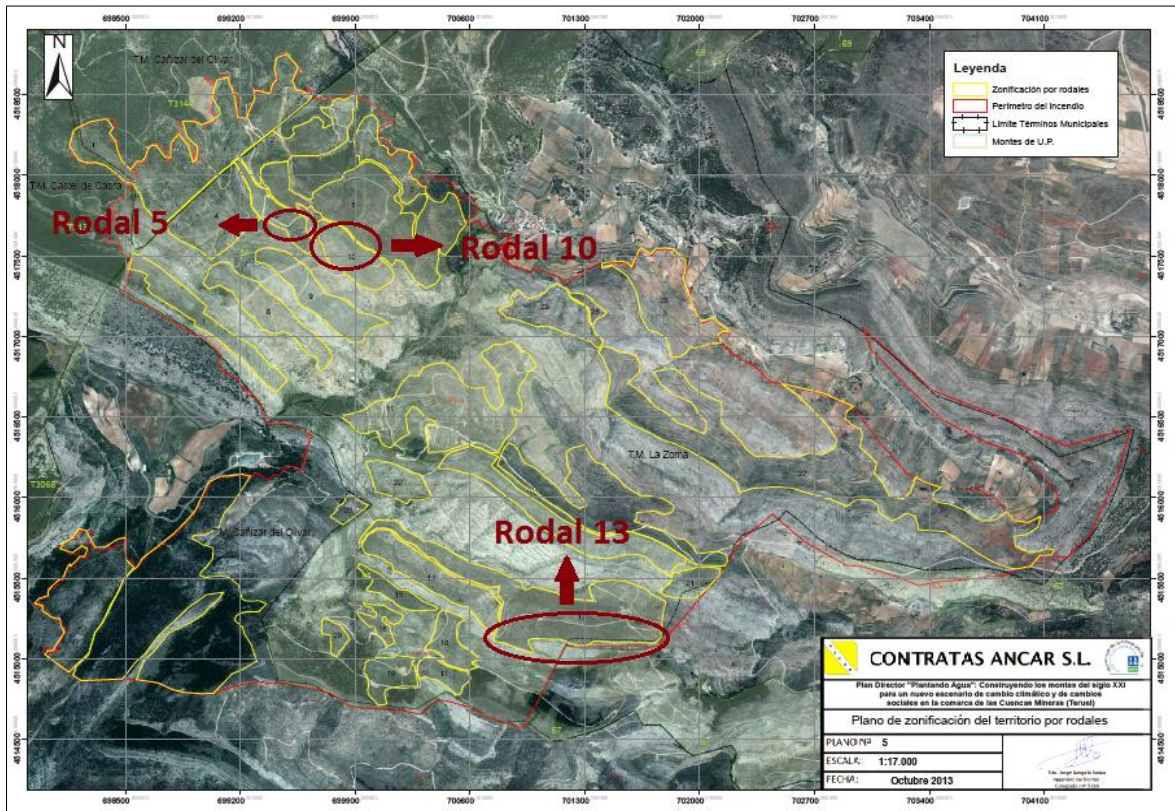


Figura 3. Plano de zonificación del territorio por rodales.

Fuente: Contratas Ancar (2013). Elaboración: Contratas Ancar S.L. Edición: propia.

1.5 OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la supervivencia y el crecimiento de las especies de la plantación 2014-15 (*Acer monspessulanum*, *Pinus sylvestris*, *Quercus faginea*, *Quercus ilex* y *Sorbus domestica*) en los Montes de Utilidad Pública n.º 84 y n.º 85 pertenecientes al municipio turolense de La Zoma.

Los objetivos específicos fueron:

- Estimar la supervivencia de cada especie y del conjunto de la plantación, a nivel de toda el área, de rodal y de unidad ambiental, antes y después del periodo estival.
- Estimar el crecimiento de los plantones, para cada especie, a nivel de toda el área, de rodal y de unidad ambiental en el período comprendido entre julio de 2015 y febrero de 2016.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1.1 GEOGRAFÍA

El presente trabajo fin de grado se ha realizado en el término municipal de La Zoma, perteneciente a la comarca de Las Cuencas Mineras en la Provincia de Teruel, donde se quemaron en 2009 1.017 ha, el 70,1 % del término, estando todas ellas incluidas en la restauración a ejecutar por el Proyecto Plantando Agua. Esta zona está ubicada en pleno macizo ibérico, en sus estribaciones más surorientales, una posición limítrofe a las sierras del Maestrazgo.

Concretamente, los rodales sobre los que se ha trabajado se encuentran en dos zonas: los Rodales 5 y 10 se localizan en el Cabezo de los Hierros, mientras que el Rodal 13 se ubica en la cara norte de la Sierra de Majalinos.

2.1.2 CLIMATOLOGÍA

La climatología de la zona es del tipo submediterráneo continental frío, que domina toda la parte central de la provincia de Teruel. Según los datos obtenidos en las estaciones meteorológicas más cercanas (CHE R089 Majalinos, 9567U Ejulve y 9556 U Aliaga), se caracteriza por una precipitación media anual entre 450 y 550 mm y una temperatura media anual entre 8,4°C y 12,2°C (Contratas Ancar, 2013).

Dentro de las precipitaciones tienen especial relevancia las tormentas que se desarrollan, debido a su gran importancia como factor desencadenante de incendios forestales. Tienen lugar desde abril hasta octubre-noviembre centrándose la mayor parte de las mismas en junio, julio y agosto. Asimismo, también es preciso destacar que, en ocasiones, el máximo de precipitación del otoño es más acusado que el primaveral, quedando mitigada la importante sequía veraniega (Contratas Ancar, 2013).

El régimen térmico se caracteriza por presentar un período frío muy acusado, ya que el período vegetativo (aquel cuya temperatura media diaria es superior a 10°C) oscila según los observatorios de 5 a 7 meses. Los inviernos son de fríos a frescos, según el valor de la temperatura media de las mínimas (-4°C a 2°C), por lo cual las heladas en la comarca son frecuentes la mayor parte del año. Normalmente, a la fuerte helada nocturna le sigue un día soleado, lo que produce grandes contrastes de temperatura entre día y noche, con

fenómenos de hielo-deshielo diario del suelo. Esta crioturbación origina movimientos de las partículas del suelo, lo cual tiene gran importancia para la vida de las plantas que pueden llegar a ser desarraigadas por estos desplazamientos (Contratas Ancar, 2013).

El periodo seco se encuentra entre 2,5 y 3 meses, si aplicamos el método de Thornthwaite a los datos climatológicos de las estaciones meteorológicas más cercanas a la zona de estudio. Este periodo se corresponde con los meses de verano, julio, agosto y septiembre, entendiéndose por mes seco aquel en que el balance $(P + R) - ETP$ es menor que cero (P: pluviometría mensual. ETP: evapotranspiración potencial mensual. R: reserva de agua almacenada en el suelo en los meses anteriores) (Contratas Ancar, 2013).

Los resultados que nos arroja el método de Thornthwaite se correlacionan con la información que podemos extraer de los diagramas ombrotérmicos de Gaussen. Estos diagramas representan los datos meteorológicos recogidos por las estaciones de Majalinos (Figura 4) y La Mezquitilla (Figura 5), ambas dentro del área del proyecto.

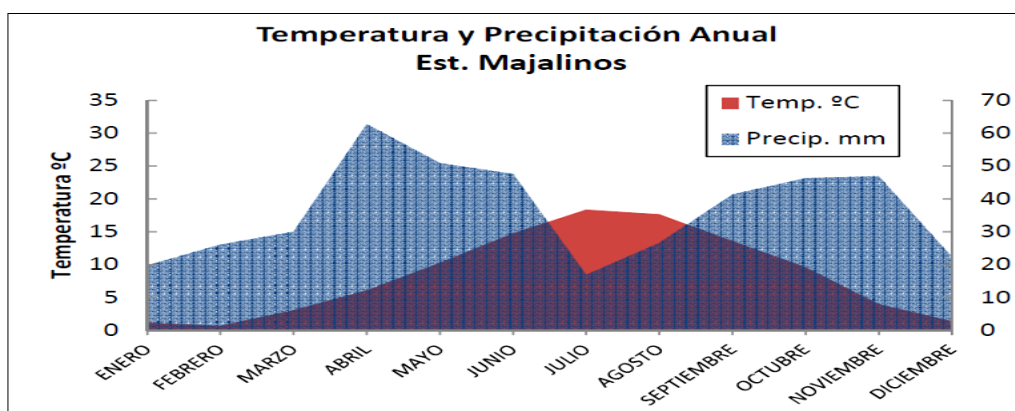


Figura 4. Diagrama ombrotérmico estación de Majalinos (serie de datos 2005-2013).
Contratas Ancar (2013).

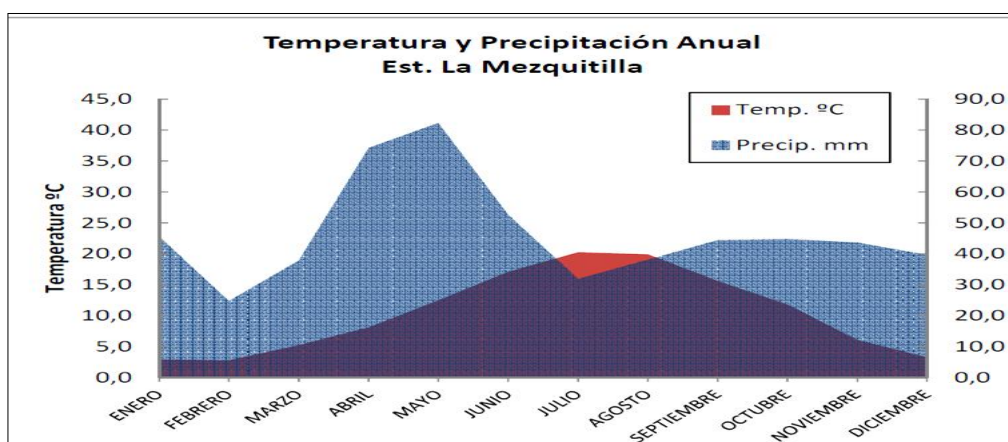


Figura 5. Diagrama ombrotérmico estación de La Mezquitilla (serie de datos 1996-2013).
Contratas Ancar (2013).

2.1.3 GEOLOGÍA

La zona de estudio se localiza en los extremos nororientales de la Rama Aragonesa, u oriental de la Cordillera Ibérica, que se corresponde con la parte septentrional del Macizo del Maestrazgo.

La edad de los materiales aflorantes abarca desde el Triásico Superior hasta el Mioceno, con lagunas estratigráficas, facies de transición marino-continuales, discordancias y escasas cubiertas cuaternarias. Los materiales cretácicos son los más abundantes, y dentro de estos los del Cretácico inferior, representados por calizas, margas y areniscas, mientras que los del Cretácico superior son calizas y dolomías, en general con evidente estratificación. Siguen en extensión los afloramientos paleógenos, que se localizan fundamentalmente al levante y al sur de la cuenca del Guadalope. Estos presentan una litología de conglomerados, areniscas y arcillas, en general de estratificación grosera en la que dominan los conglomerados (Contratas Ancar, 2013).

Los materiales se estructuran en una serie de largos anticlinales y sinclinales, apretados en el límite septentrional, y más suaves y laxos en el resto, aunque a veces con los flancos abruptos y fallados (Contratas Ancar, 2013).

Concretamente, los rodales de plantación poseen las siguientes litologías según Gragallo Saura (2013):

- Rodal 5: litología caliza, caliza con intraclastos, margas, carniolas, brechas calco-dolomías y dolomías.
- Rodal 10: arenisca blanco amarillentas y conglomerados en las zonas más altas, y carniolas y brechas calco-dolomíticas y dolomías en las zonas intermedias.
- Rodal 13: dolomías masivas y/o tableadas, calizas nodulosas, margas y dolomías.

2.1.4 EDAFOLOGÍA

De los criterios establecidos por Soil Taxonomy a los suelos de la comarca de Montalbán, se deduce que los suelos presentes pertenecen principalmente a los Órdenes: INCEPTISOLS, ENTISOLS. Con sus grandes grupos: Xerochrepts, Ustochrepts, Dystochrepts, Xerofluvents, Xerorthents, Rhodoxeralfs, Haploxeralfs y Camborthids (Contratas Ancar, 2013).

Las características generales que se pueden extraer para los suelos del área del proyecto son las que se mencionan a continuación. En primer lugar, son de reacción

fuertemente básica (pH entre 8 y 8,5), llegando incluso a ser en algunos casos extremadamente básica ($\text{pH} \geq 8,5$). El contenido en caliza activa es moderado, encontrándose normalmente algo descarbonatado. Su textura predominante es franca, más arenosa en las litofacies más occidentales y más esporádicamente franco-arcillosa y franco-limosa. Predominan los suelos pedregosos, determinados por el material origen (Contratas Ancar, 2013).

Son suelos de poco a medianamente profundos, encontrándose mayores espesores en las umbrías, sobre las litofacies blandas y en los usos agrícolas. El contenido en materia orgánica es, en general, de moderado a fuertemente húmico, presentándose este en las umbrías y en las cubiertas vegetales más pobladas, mientras que son débilmente húmicos los dedicados a cultivos y los que soportan cubiertas muy ralas de matorral (Contratas Ancar, 2013).

Dadas las precipitaciones, las temperaturas medias y la pendiente existente en casi toda la superficie quemada, sus desarrollos nunca serán muy amplios, dominando las rendzinas o los ránkeres de pendiente sobre otros tipos: los mayores desarrollos esperables serán los suelos pardos ácidos forestales en las zonas de reacción ácida, mientras que en las zonas de calizas y margas las rendzinas evolucionadas de perfil A/Bw/C. La existencia de horizontes de iluviación Bs o Bt es altamente improbable debido a las bajas precipitaciones (Contratas Ancar, 2013).

2.1.5 VEGETACIÓN

La importancia del espacio forestal en esta zona de la provincia de Teruel ha quedado relegada a un segundo plano debido a que, a lo largo del último siglo, se ha nutrido casi exclusivamente de la minería y la termoelectricidad. A pesar de ello, también se realizaban aprovechamientos de leñas, carbones y maderas que junto con el desarrollo de cultivos y del pastoreo ha tenido influencia sobre la vegetación. La agricultura afectó a zonas de encinares y quejigares, mientras que el pastoreo se extendió preferentemente por áreas con quejigos, rebollos y pinares (Contratas Ancar, 2013).

Al analizar la distribución por especies de arbolado previa al incendio, se obtiene una primera apreciación: el predominio de las coníferas sobre las frondosas, así como la elevada superficie donde estas especies coexistían (Contratas Ancar, 2013). A

continuación se exponen según Contratas Ancar (2013), las principales formaciones vegetales afectadas:

Pinares naturales maduros de *Pinus sylvestris*, *Pinus pinaster* y *Pinus nigra*:

Los pinares situados en exposición de solana sufrieron una calcinación total, mientras que en umbría el fuego en ocasiones únicamente fue de superficie, quedando rodales en diversos grados de afectación. Las masas afectadas en la propagación del incendio durante los primeros días del mismo fueron las que en rasgos generales sufrieron un fuego de mayor intensidad, por lo que su regeneración natural se vio seriamente comprometida. El pino rodeno (*Pinus pinaster*), dotado de estrategias serótonas, parece que está respondiendo mejor. El reclutamiento de individuos fue constante durante el verano de 2010, época en que también prosperó con fuerza la jara estepa (*Cistus laurifolius*).

Pinares de repoblación de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* mayoritariamente: Las densidades de estas masas eran muy variables, se podían apreciar zonas en las que se habían realizado tratamientos selvícolas en las cuales el fuego fue sensiblemente más despacio y no se quemaron enteras, pero también se observaban masas en las que no se habían realizado estos tratamientos corriendo peor suerte. Las pequeñas masas de *Pinus pinaster* fueron las que mejor regeneración han tenido, incluso en rodales donde desapareció por completo la masa adulta. La jara estepa (*Cistus laurifolius*) y el jarón (*Cistus populifolius*) demostraron una enorme resiliencia mediante su presencia en el banco de semillas del suelo.

Sabinares y enebrales: Estas masas, de baja cobertura superficial y poca carga de combustible, se quemaron en ocasiones íntegramente, lo que daba una idea de la intensidad del incendio. Dentro de las especies del género se presentaron diferentes capacidades rebrotadoras: así, el enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus*) rebrotaron bastante bien, la sabina mora o negra (*Juniperus phoenicea*) rebrotó peor, y el enebro común (*Juniperus communis*) y la sabina albar (*Juniperus thurifera*) rebrotaron mal o muy mal.

Encinares: La afectación de estas masas fue más o menos total. Su respuesta al recepe fue buena, y aún sin realizar esta labor, se consideró que la regeneración natural será favorable. Tanto la encina (*Quercus ilex*) como el quejigo (*Quercus faginea*) rebrotaron en un porcentaje muy alto de los individuos, la encina tanto de cepa como de raíz, mientras que el quejigo lo hizo fundamentalmente de cepa, aunque existía la posibilidad de que rebrotara de raíz.

2.2 DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES EN LOS RODALES

A lo largo del invierno de 2014-15 se procedió a la ejecución de la Fase I del proyecto Plantando Agua siendo esta el objeto de seguimiento y evaluación del presente trabajo fin de grado. La actuación abarcó un total de 17 ha repartidas en tres rodales de plantación: Rodal 5 (1,8 ha), Rodal 10 (5,2 ha) y Rodal 13 (10 ha) (Contratas Ancar, 2014).

Rodal 5 y 10: La orientación del Rodal 5 fue principalmente noroeste, mientras que la orientación del Rodal 10 resultó difícil de definir, ya que las laderas presentan varias orientaciones, pero principalmente se podría clasificar como noroeste. Las pendientes de estos rodales eran moderadas en ambas situaciones sin alcanzar valores superiores al 45 %. La densidad de plantación fue la misma en los dos rodales: 1.100 pies/ha, siendo en este caso la composición del bosque más xerófila que en el Rodal 13. De esos 1.100 pies/ha, 500 correspondieron a *Quercus ilex*, 500 a *Quercus faginea*, 50 a *Sorbus domestica* y 50 a *Acer monspessulanum*. La composición resultante será una masa mixta de quercíneas de hoja perenne y de hoja caduca, con pequeños bosquetes de plantas más higrófilas (Contratas Ancar, 2014).

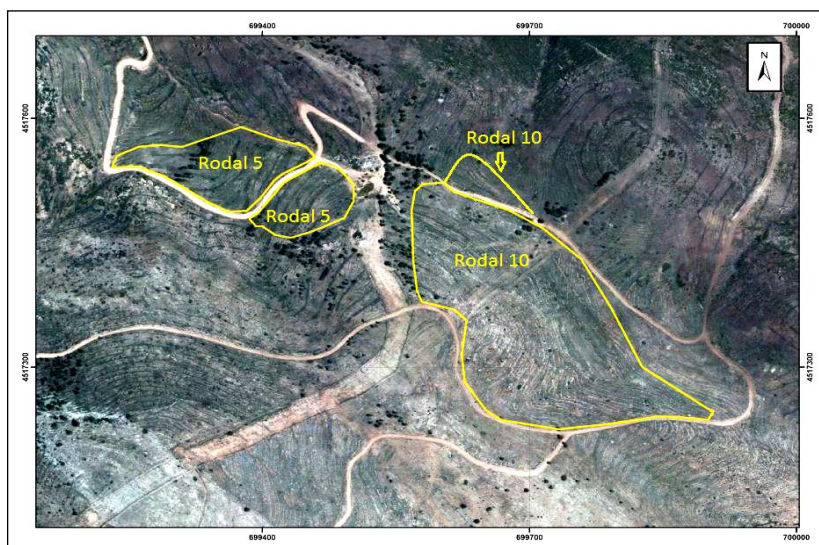


Figura 6. Límites de plantación de los Rodales 5 y 10 en la Fase I.

Contratas Ancar (2014).

Rodal 13: La orientación de este rodal era predominantemente norte y su pendiente moderada-alta sin alcanzar en ningún caso valores superiores al 45 %. La densidad de plantación fue de 1.300 pies/ha repartidos en las siguientes proporciones, 900 *Pinus sylvestris*, 300 *Quercus faginea*, 50 *Sorbus domestica* y 50 *Acer monspessulanum*. El

bosque resultante será un bosque mixto pluriespecífico, con especies perfectamente adaptadas al tipo de suelo y la orientación de la ladera (Contratas Ancar, 2014).

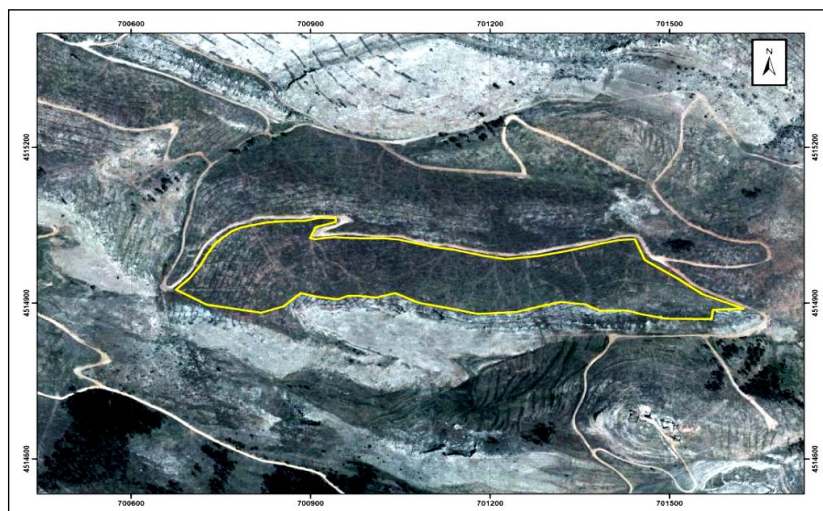


Figura 7. Límites de plantación del Rodal 13 en la Fase I.

Contratas Ancar (2014)

Las técnicas de plantación en la Fase I dependieron del tipo de especie. Las quercíneas se sembraron dentro de tubos, mientras que en el resto de las especies se colocaron plantones de segunda savia sin protección (Contratas Ancar, 2014).

2.3 CONTROL DE LA SUPERVIVENCIA Y DEL CRECIMIENTO

A continuación se describe el diseño de la investigación y los trabajos de campo desarrollados para el control de la supervivencia y del crecimiento de las especies:

2.3.1. Diseño del seguimiento.

El éxito de la Fase I de repoblación se evaluó a través del seguimiento de la supervivencia y del crecimiento en varias fechas a lo largo del primer año. La supervivencia se evaluó en dos momentos de tiempo: antes del periodo estival (primera semana de julio de 2015) y al finalizarlo (primera semana de octubre de 2015), con el objetivo de conocer la incidencia de la sequía estival en la repoblación. En lo que se refiere al crecimiento, también se evaluó en dos momentos, pero con el objetivo de recoger el desarrollo de los plantones desde julio de 2015 hasta febrero de 2016. Para ello, se tomaron medidas antes del periodo estival (primera semana de julio de 2015) y después del periodo otoñal (febrero de 2016). En ambos casos, los muestreos se repitieron sobre los mismos individuos.

Para realizar el seguimiento de la supervivencia se hizo un recuento de individuos muertos y vivos, mientras que para el seguimiento del crecimiento se tomaron datos de diámetro basal a un centímetro del suelo y altura del tallo de igual manera que en los trabajos de Segura (2011), Mercé (2013) y del Campo *et al.* (2008).

Los rodales de la zona de estudio se dividieron en unidades ambientales, caracterizándolas según formas de relieve importadoras o exportadoras. Las unidades ambientales importadoras se definían como lugares de acumulación de nutrientes y mayor disponibilidad de agua, al contrario que las formas de relieve exportadoras:

En el Rodal 10, se identificaron dos unidades ambientales (Figura 8):

1. Bancales abandonados en fondo de vaguada sobre sustrato calizo (importadora).
2. Ladera sobre sustrato calizo (exportadora).

En el Rodal 5, muy próximo al 10, se identificaron otras dos unidades ambientales similares a las anteriores (Figura 8):

3. Bancales abandonados en fondo de vaguada sobre sustrato calizo (importadora).
4. Ladera sobre sustrato calizo (exportadora).

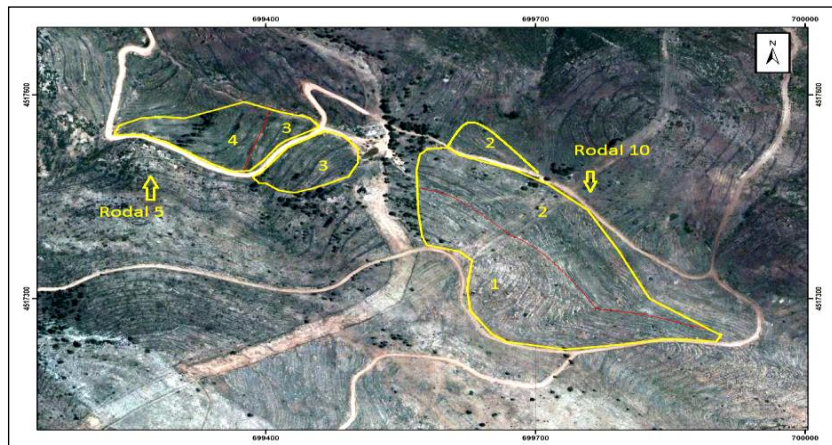


Figura 8. Delimitación de las unidades ambientales de los Rodales 5 y 10.

Contratas Ancar (2014)

En el Rodal 13 se identificaron las siguientes unidades ambientales representadas en la Figura 9:

1. Ladera abancalada con orientación norte sobre sustrato calizo (importadora).
2. Ladera convexa con orientación norte sobre sustrato calizo (exportadora).
3. Ladera cóncava con orientación norte sobre sustrato calizo (importadora).
4. Ladera convexa con orientación oeste sobre sustrato calizo (exportadora).

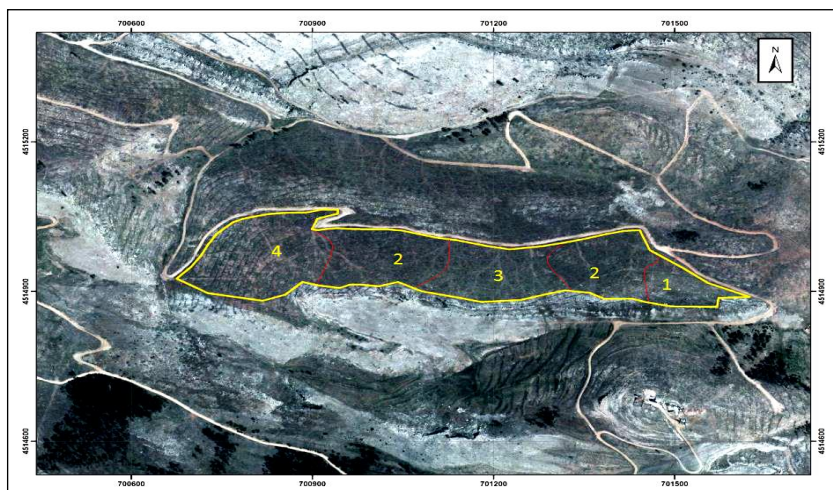


Figura 9. Delimitación de las unidades ambientales del Rodal 13.

Contratas Ancar (2014)

En cada una de las unidades ambientales descritas, se decidió controlar la supervivencia del 10 % de los pies de cada especie, mientras que el seguimiento del crecimiento se midió sobre 15 pies de cada especie por unidad ambiental.

En el caso de la supervivencia se realizó un muestreo preliminar con el objetivo de determinar el porcentaje de pies a muestrear. En este se observaron aleatoriamente, tanto en el conjunto Rodal 5-10, como en el Rodal 13, 400 y 600 pies respectivamente (Anexo 1). Los resultados indicaron que a partir del muestreo del 10 % de la población, los porcentajes de supervivencia se mantienen prácticamente constantes.

Dado que las unidades ambientales no eran homogéneas en lo que a superficie se refiere, se tuvo que ajustar el número de pies que se debía muestrear al tamaño de la unidad. Para ello, se tomaron las coordenadas de las zonas que delimitan las unidades ambientales y, con el visor IBERPIX (Instituto Geográfico Nacional, 2015a), se determinó el área resultante para cada una de ellas. Así pues, conociendo la superficie de cada unidad ambiental, el porcentaje de pies que se debía muestrear y la densidad de plantación, se

obtuvo el número de individuos a muestrear en cada unidad para realizar el seguimiento de la supervivencia (Tabla 2).

Para el seguimiento del crecimiento, como se ha comentado anteriormente, se observaron 15 pies de cada especie por unidad ambiental. En este caso, el criterio para seleccionar el número de pies a observar fue conseguir un número suficiente de datos para poder aplicar las pruebas estadísticas correspondientes, previendo que a lo largo del estudio se perderían algunos pies por muerte, depredación o pisoteo.

En la bibliografía revisada, las densidades de muestreo tanto para supervivencia como para crecimiento son mucho más bajas que las desarrolladas en el presente trabajo. La explicación reside en el tamaño del área de estudio y el detalle con el que se tomaron los datos. En el presente trabajo, se necesitaba información muy específica para poder trabajar a nivel de unidad ambiental, al contrario que los trabajos que se citan a continuación, ya que realizaron muestreos poco detallados relativos a cientos de hectáreas: en el caso de la supervivencia, el criterio de Matney y Hodges (1991) y Torres y Magañas (2001), así como el desarrollado en trabajos como Alloza (2003) y Cabrera (2005) fue observar una parcela de 30 a 60 pies por cada 6 ha. Del mismo modo, en el trabajo de Segura (2011), las densidades de muestreo para el seguimiento del crecimiento en una repoblación de 690 ha fue de 10 pies por cada parcela, existiendo un total de 30 parcelas.

2.3.2. Trabajos de campo.

Dependiendo del seguimiento, supervivencia o crecimiento, se desarrollaron diferentes metodologías de muestreo.

Para el seguimiento de la supervivencia, se seleccionó un número determinado de parcelas de muestreo para cada unidad ambiental, con el objetivo de representar fielmente cada una de ellas. Para ello, se fijó aproximadamente una parcela por cada 0,75 ha de unidad ambiental. Estas parcelas eran circulares, y el radio oscilaba entre 12 y 18 m (Fotografías 1 y 2. Anexo 5) según la superficie a muestrear (Tabla 2). A la hora de seleccionar el punto en el que localizar las parcelas, se procuró representar las formas de relieve a partir de las cuales se habían caracterizado las unidades ambientales (muestreo sectorizado). Cada una de las parcelas se marcó con una estaca visible colocada en el centro, la cual llevaba rotulado un nombre distintivo (Fotografía 3. Anexo 5). Para su posterior localización se tomaron las coordenadas GPS de cada una de ellas.

Dentro de cada una de las parcelas se observaron todos los individuos comprobando si estaban vivos o muertos. No obstante, se dio la situación de encontrar tanto hoyos como tubos sin planta, de modo que fue imposible identificar a qué especie pertenecían. En cualquier caso, en ambas situaciones se optó por contabilizar estos pies como individuos muertos, y se repartieron entre las distintas especies en función de las densidades del rodal y del método de plantación, por ejemplo: si en una parcela de muestreo del Rodal 5 se observaban 10 tubos vacíos y 4 hoyos sin planta, se atribuyeron respectivamente 5 muertes a *Quercus ilex*, 5 a *Quercus faginea*, 2 a *Acer monspessulanum* y 2 a *Sorbus domestica*.

Tabla 2. Resumen del seguimiento de la supervivencia.

Rodal 5 (1.100 pies/ha)			
Unidad Ambiental (UA)	Superficie (ha)	N.º de pies a muestrear	N.º de Parcelas de muestreo
Bancales abandonados en fondo de vaguada	1	110	2
Laderas	0,8	88	2
Rodal 10 (1.100 pies/ha)			
Unidad Ambiental (UA)	Superficie (ha)	N.º de pies a muestrear	N.º de Parcelas de muestreo
Bancales abandonados en fondo de vaguada	2,25	248	3
Ladera	2,95	325	4
Rodal 13 (1.300 pies/ha)			
Unidad Ambiental (UA)	Superficie (ha)	N.º de pies a muestrear	N.º de Parcelas de muestreo
Ladera abancalada norte	0.78	102	1
Ladera cóncava norte	2,41	314	3
Ladera convexa norte	4,07	529	4
Ladera convexa oeste	2,74	357	3
Total:	17	2.073	22

Para no repetir dos veces la misma medida, los individuos muestreados fueron distinguidos con una señal de espray (Fotografía 4. Anexo 5). Además, gracias a este marcaje se pudo saber en el segundo muestreo qué individuos fueron contabilizados y cuáles no en la primera toma de datos.

Por su parte, los plantones destinados al estudio de crecimiento se seleccionaron de manera aleatoria dentro de cada una de las unidades ambientales (muestreo aleatorio), sin ningún tipo de relación con las parcelas de supervivencia. Al igual que en el caso anterior, para poder identificar los pies medidos en el primer muestreo, estos también se marcaron con estacas distintivas y se registraron sus coordenadas GPS, pero, a diferencia del muestreo de supervivencia en el que se marcaba solo la parcela de muestreo, en el seguimiento del crecimiento se identificaron cada uno de los pies observados.

Para la toma de medidas de altura de tallo se empleó un flexómetro de escala milimétrica, y para las medidas de diámetro basal un calibre digital de escala micrométrica. En lo que respecta a las mediciones de altura del tallo (Fotografía 5. Anexo 5) se consideró la distancia desde el suelo hasta la yema terminal, mientras que en las mediciones del diámetro basal, los datos se tomaron un centímetro por encima de la superficie del suelo (Fotografía 6. Anexo 5) excepto en el caso de *Sorbus domestica*, ya que esta especie presentó un engrosamiento de tamaño variable en la base del tallo. Debido a esta característica, las observaciones fueron tomadas justo por encima de dicho engrosamiento para que las fluctuaciones de este no alteraran las mediciones.

Para agilizar la toma de datos en los segundos muestreos, se realizaron mapas de localización con las coordenadas GPS de las parcelas de supervivencia y con las de los pies en los que se siguió el crecimiento.

La confección de los mapas se realizó con el programa QGIS 2.14.3 (QGIS Development team, 2014) utilizando la hoja 0518 del MTN50 obtenida del Centro de Descargas (Instituto Geográfico Nacional, 2015b). Los mapas pueden consultarse en el Anexo 6.

2.4 TRATAMIENTO DE LOS DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El tratamiento de los datos consistió fundamentalmente en la digitalización de estos, la preparación para el análisis estadístico y la confección de tablas y figuras. Para todas estas tareas se utilizó el programa Microsoft Excel.

También se solicitó información meteorológica de la estación “R089 Repetidor de Majalinos” a la Confederación Hidrográfica del Ebro mediante un escrito. El objetivo de

esta solicitud fue obtener datos de precipitación y T^a media diaria durante el periodo en el que se realizó el seguimiento, para elaborar un diagrama ombrotérmico.

El análisis estadístico de los datos se realizó con el programa IBM SPSS Statistics versión 22.0 (IBM Corp., 2013). Dependiendo de si las variables de estudio eran discretas o continuas se aplicaron distintas pruebas estadísticas.

- Análisis estadístico de la supervivencia:

El seguimiento de la supervivencia se realizó mediante la medición de una variable discreta, “Estado de la planta”, la cual podía tomar dos valores, planta viva o muerta. A pesar de que la supervivencia se midió desde una variable discreta, a partir de ella se obtuvo una variable continua: “Porcentaje de supervivencia de parcela de muestreo”, siendo las pruebas estadísticas aplicadas distintas según la variable. Así pues, la variable “Estado de la planta” se analizó con la prueba estadística Chi-cuadrado, mientras que la variable “Porcentaje de supervivencia de parcela de muestreo” se trabajó con análisis de varianza.

Los análisis de varianza tienen una serie de condicionantes para poder aplicarlos: si los datos presentan una distribución normal y homogeneidad de varianzas, se puede aplicar la prueba ANOVA de un factor. En caso de heterocedasticidad y/o distribución no gaussiana se deben realizar transformaciones en los datos para poder seguir aplicando esta prueba. Sin embargo, si los datos no presentaran respuesta a las transformaciones, se pueden aplicar pruebas no paramétricas. En el análisis de la supervivencia, al no cumplir las hipótesis de normalidad y no mejorar estos resultados con las transformaciones, se optó por aplicar un análisis de varianza no paramétrico: el test de Kruskal-Wallis para muestras independientes. Cuando este fue significativo las medias se separaron mediante el procedimiento de Dunn-Bonferroni.

- Análisis estadístico del crecimiento:

El análisis de los datos relativos al crecimiento de los plantones se estudió mediante dos variables continuas: “Diámetro basal” y “Altura del tallo”. Al tomarse estas muestras sobre los mismos individuos las comparaciones de estos dos parámetros entre julio y febrero se realizaron mediante dos procedimientos pareados (muestras relacionadas): el test t de Student cuando la distribución era normal y el test no paramétrico de Wilcoxon en el caso de heterocedasticidad y/o distribución no gaussiana.

Para analizar las diferencias de crecimiento entre especies tras el periodo de estudio, se trabajó sólo con el crecimiento de las variables (comparación de medias de datos independientes). Cuando las distribuciones eran normales se aplicaron ANOVAS de una vía y posteriormente el test de separación de medias de Tukey. Cuando no fueron normales o las varianzas no homogéneas, se aplicó como en el caso de la supervivencia el Test de Kruskal-Wallis seguido del test de separación de medias de Dunn-Bonferroni.

En resumen y como ejemplo: si un individuo en julio de 2015 medía 15 cm y en febrero de 2016 20 cm, para comprobar el efecto del periodo otoñal se compararon los 15 cm frente a los 20 cm mediante un procedimiento pareado, pero para encontrar diferencias con otras especies se trabajó con el crecimiento, 5 cm, mediante comparaciones no pareadas.

3. RESULTADOS

3.1 SUPERVIVENCIA

A continuación, se muestran los resultados de supervivencia registrados en octubre de 2015 para la plantación Fase I realizada en invierno de 2014-15. Del mismo modo, se indican los resultados tomados en el mes de julio de 2015. Ambos se representan en tres escalas espaciales: área de estudio, rodales y unidades ambientales:

3.1.1 EN EL ÁREA DE ESTUDIO

La supervivencia global en toda el área de estudio fue del 72,7 %, sin presentar diferencias significativas entre los muestreos de julio y octubre 2015 (Figura 10).

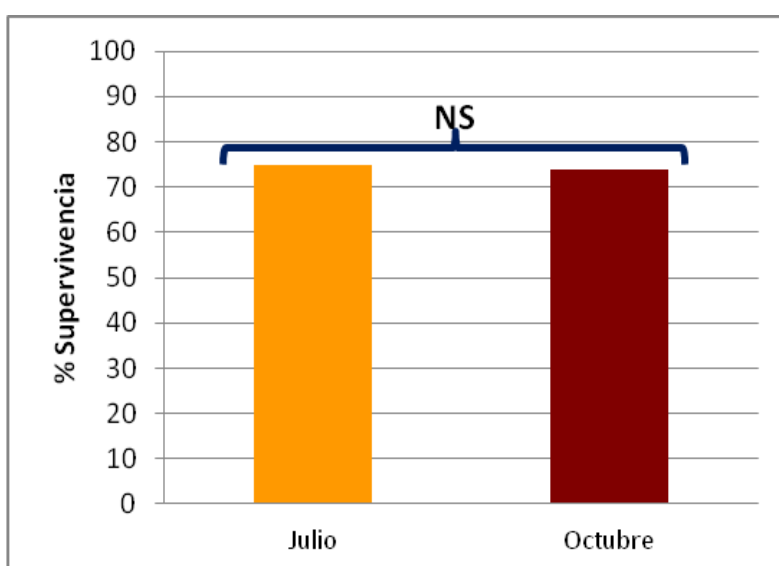


Figura 10. Porcentaje de supervivencia del conjunto de la plantación en toda el área de estudio.

La comparación entre julio y octubre se realizó a partir de la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$). ($n=4.335$).

A fecha de octubre de 2015 *Quercus ilex* mostró la menor de las supervivencias (53,9 %), pero solo evidenció diferencias significativas con *Acer monspessulanum* (79,9 %). A pesar de ello, *Pinus sylvestris* fue la especie que mayor porcentaje medio de supervivencia obtuvo: 86,4 % (Figura 11).

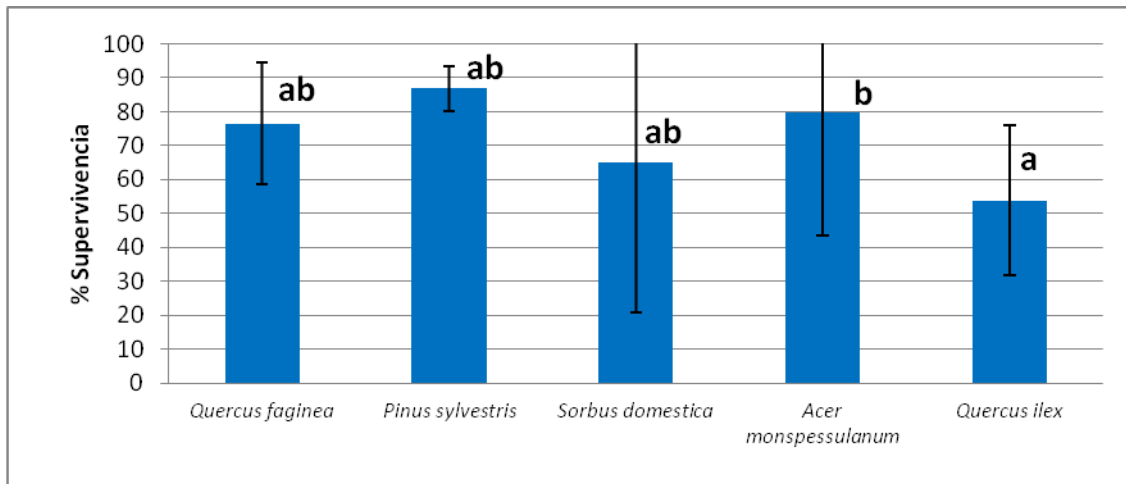


Figura 11. Porcentaje de supervivencia, en octubre, de cada una de las especies a nivel de toda el área de estudio.

La prueba estadística Kruskal-Wallis fue significativa ($p \leq 0,05$). Letras distintas indican diferencias al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Dunn-Bonferroni. *A. monspessulanum* (n=14), *Q. faginea* (n=22), *Q. ilex* (n=11), *P. sylvestris* (n=11) y *S. domestica* (n=14).

Quercus ilex y *Pinus sylvestris* no se vieron afectadas por el efecto del periodo estival, mientras que en otras especies, como *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica*, el verano redujo sus porcentajes de supervivencia. Por su parte, *Quercus faginea* mostró un aumento significativo de la supervivencia en el segundo muestreo (Figura 12).

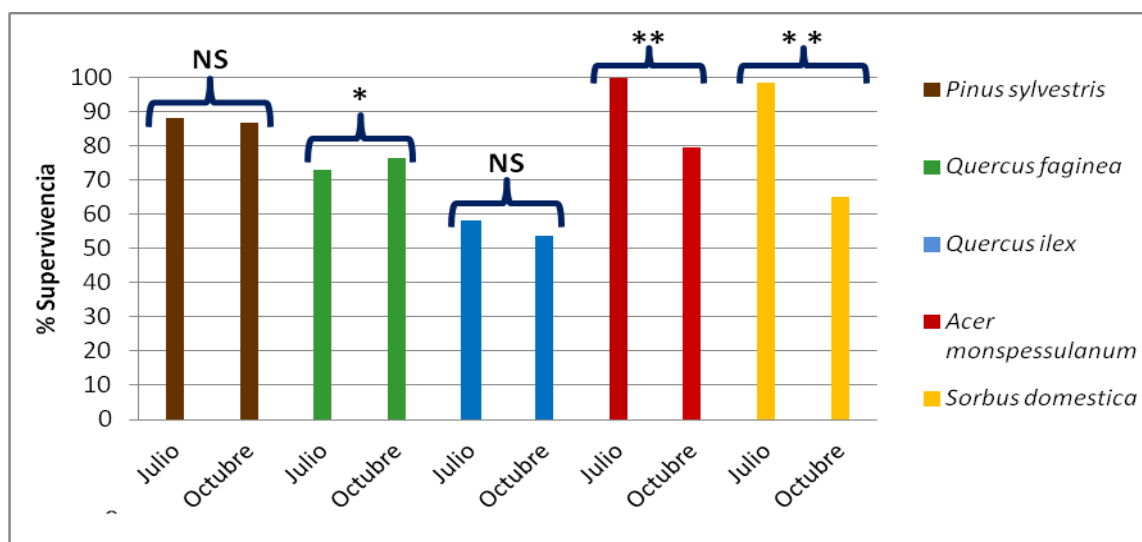


Figura 12. Porcentajes de supervivencia, pre y post estivales, de cada una de las especies a nivel de toda el área de estudio.

La comparación entre julio y octubre se realizó a partir de la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ y «**» al nivel $p \leq 0,01$. *A. monspessulanum* (n=125), *P. sylvestris* (n=761), *Q. faginea* (n=655), *Q. ilex* (n=633) y *S. domestica* (n=172).

3.1.2 EN LOS RODALES DE PLANTACIÓN

En lo que respecta a la supervivencia global según rodales de plantación, el Rodal 13 (85,5 %) y el 10 (72,1 %) fueron los que demostraron mayores porcentajes, siendo significativamente distintos del 5 (46,9 %), tal y como se puede apreciar en la Figura 13.

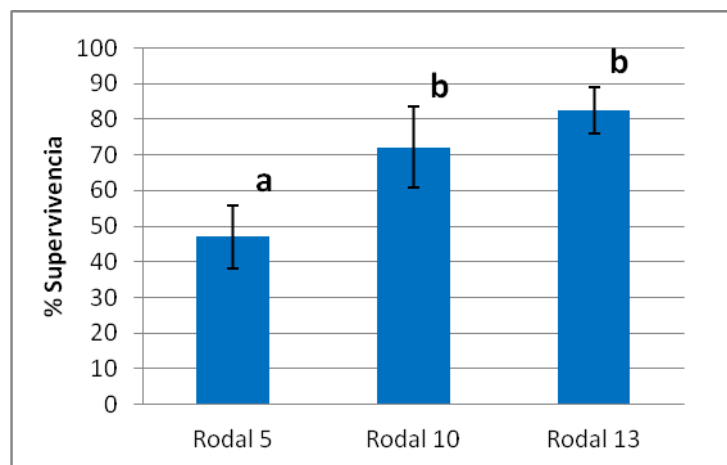


Figura 13. Porcentajes de supervivencia del conjunto de la plantación, en octubre, según rodales.

Comparaciones dos a dos mediante prueba Chi-cuadrado. Letras distintas indican diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$. (n=2.346).

Como muestra la Figura 14, *Quercus ilex* (33,5 %) y *Quercus faginea* (50,6 %) expresaron la menor supervivencia en el Rodal 5, mientras que *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* mostraron independencia de los rodales de plantación. Sin embargo, es cierto que sus valores mínimos se dieron en el Rodal 13 (67,6 % y 47,2 % respectivamente).

El periodo estival, en esta ocasión, tampoco presentó efecto negativo, ni sobre la supervivencia del conjunto de la plantación, ni sobre la supervivencia de las especies en los distintos rodales, tal y como se puede observar en las Figuras AII-1, AII-2, AII-3 del Anexo 2. El único rodal en el que se observaron diferencias de supervivencia tras el paso del verano, fue el Rodal 13: *A. monspessulanum* y *S. domestica* redujeron significativamente su tasa de supervivencia, mientras que *Q. faginea* la aumentó (Figura AII-4. Anexo 2).

No obstante, tal y como muestra la Figura 15, en el Rodal 13 *Quercus faginea* experimentó un aumento de supervivencia (3,9 % más que en julio de 2015), mientras que

Acer monspessulanum y *Sorbus domestica* sufrieron un decremento en relación a los resultados obtenidos para julio de 2015 (51,4 % y 28,4 % menos respectivamente).

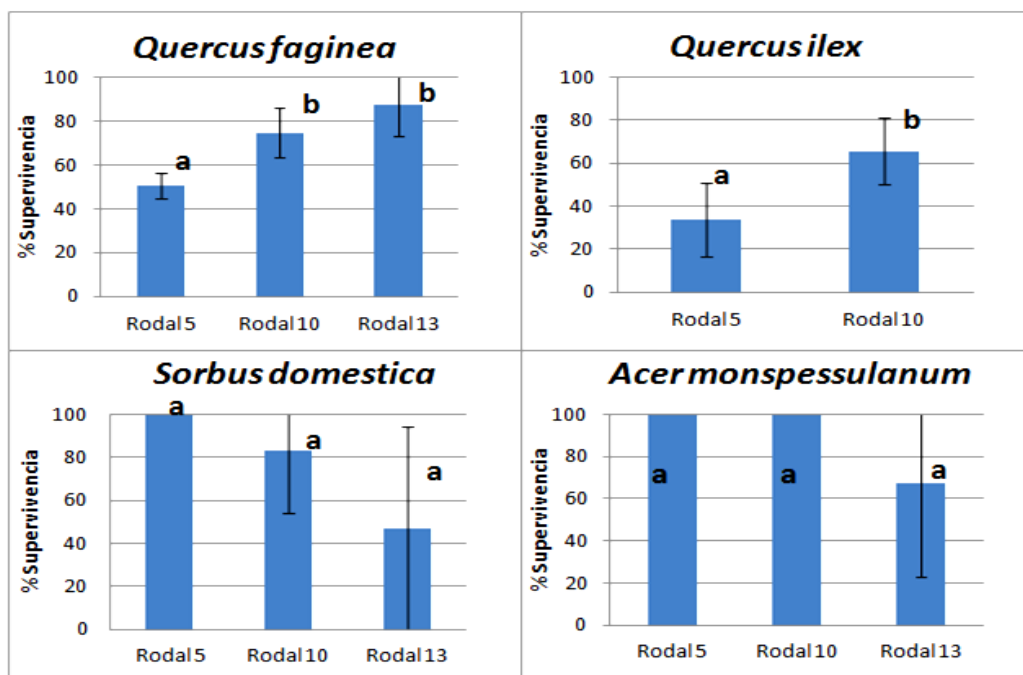


Figura 14. Porcentajes de supervivencia, en octubre, para cada una de las especies según rodales de plantación.

La prueba de Kruskal-Wallis resultó significativa en las cuatro especies ($p \leq 0,05$). Letras distintas indican diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Dunn-Bonferroni. *Q. faginea* (n=22), *Q. ilex* (n=11), *S. domestica* (n=14) y *A. monspessulanum* (n=14).

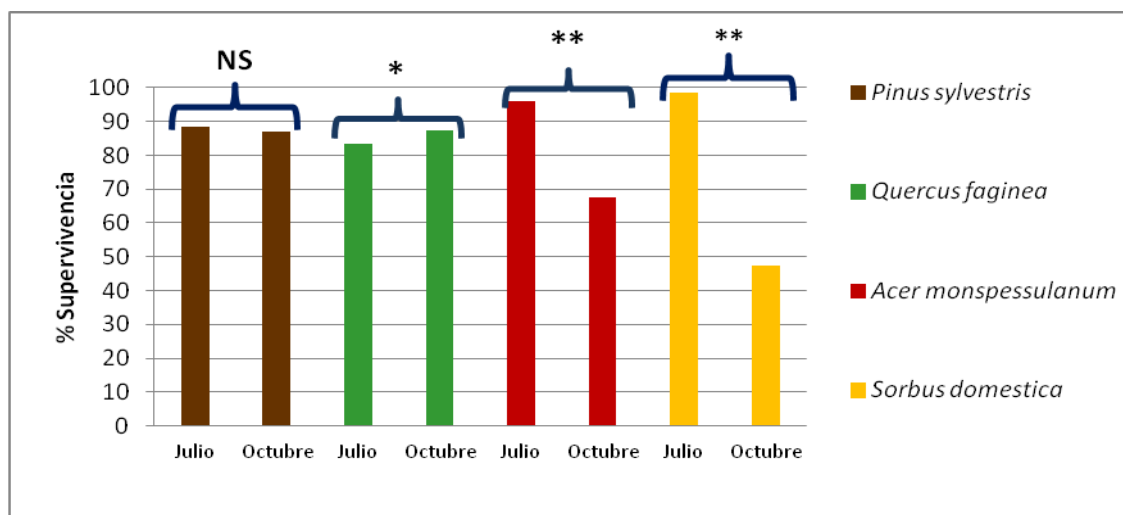


Figura 15. Porcentajes de supervivencia, pre y post estivales, de cada una de las especies del Rodal 13.

La comparación entre julio y octubre se realizó a partir de la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ y «**» al nivel $p \leq 0,01$. *A. monspessulanum* (n=96), *Q. faginea* (n=720), *P. sylvestris* (n=1.480) y *S. domestica* (n=120).

3.1.3 EN LAS UNIDADES AMBIENTALES

La Figura 16 muestra cómo las unidades con formas de relieve exportadoras (73,9 %) e importadoras (73,9 %) registraron el mismo porcentaje de supervivencia en el conjunto de la plantación.

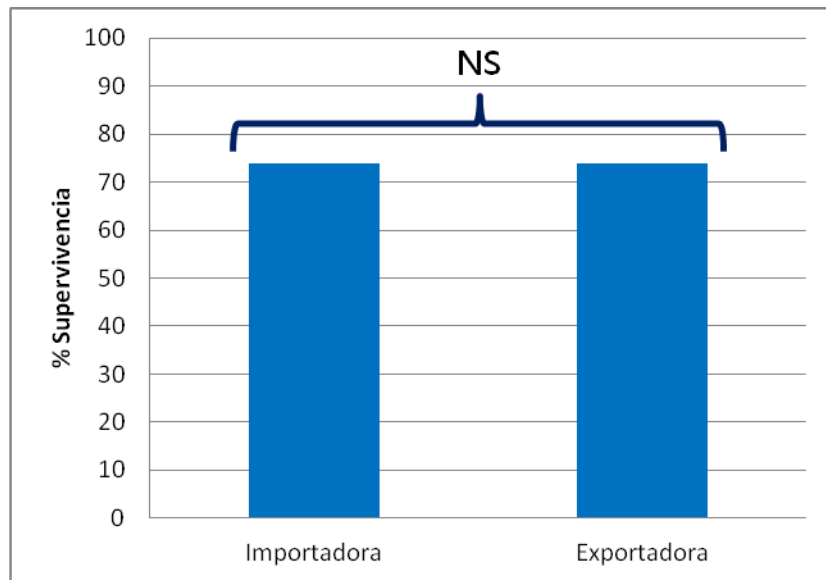


Figura 16. Porcentaje de supervivencia del conjunto de la plantación, en octubre, según formas de relieve.

La comparación entre importadora y exportadora se realizó mediante la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$). Unidad ambiental importadora ($n=1.742$) y exportadora ($n=2.526$).

Como se puede apreciar en la Figura 17, *Acer monspessulanum* fue la única especie que mostró diferencias de supervivencia según formas de relieve en el conjunto de la plantación, evidenciando menor tasa en las unidades con formas de relieve exportadoras (61,8 %, frente a 95,8 %).

El Rodal 5 y el 13 presentaron diferencias de supervivencia global según formas de relieve. El 5 obtuvo menor supervivencia en las formas importadoras (38,9 %, frente a 54,6 %), todo lo contrario que el 13, en el cual las formas importadoras (85,1 %) registraron mayor supervivencia que las exportadoras (81,5 %) (Figura 18).

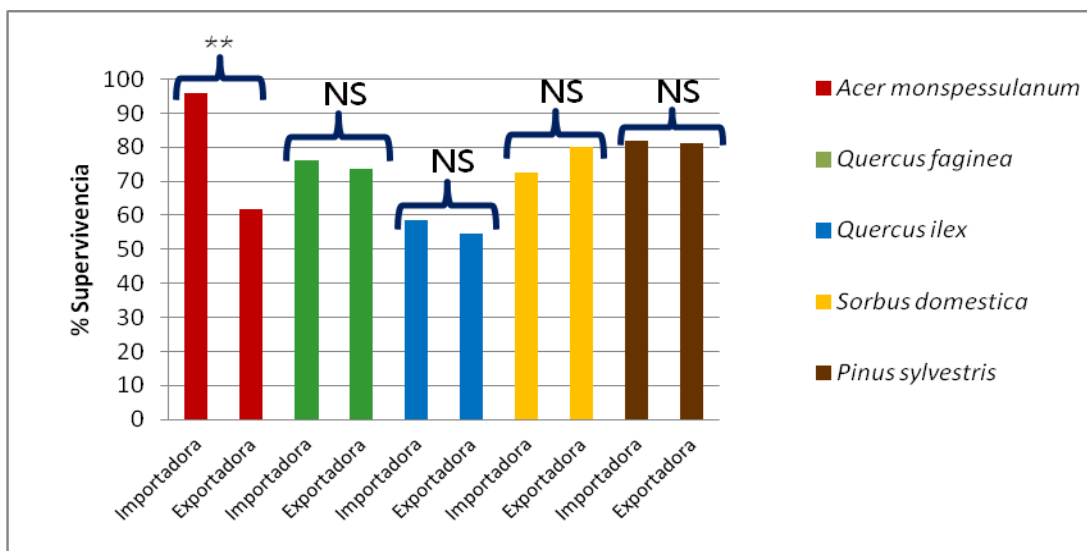


Figura 17. Porcentaje de supervivencia, en octubre, de cada una de las especies según formas de relieve.

La comparación entre importadora y exportadora se realizó a partir de la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ y «**» al nivel $p \leq 0,01$. *A. monspessulanum* (n=125), *Q. faginea* (n=1.686), *Q. ilex* (n=805), *S. domestica* (n=172) y *P. sylvestris* (n=998).

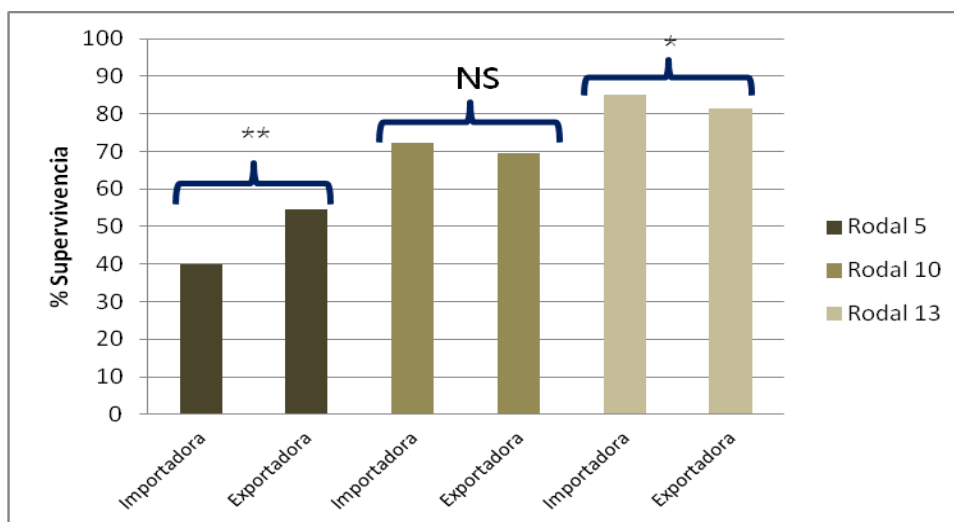


Figura 18. Porcentajes de supervivencia, en octubre, de cada uno de los rodales de plantación según unidades con formas de relieve importadoras y exportadoras.

La comparación entre importadora y exportadora se realizó a partir de la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ y «**» al nivel $p \leq 0,01$. Rodal 5 (n=571), Rodal 10 (n=1.281) y Rodal 13 (n=2.416).

Desglosando los resultados anteriores según especies, se observó que la escasa supervivencia de *Quercus ilex* en las formas de relieve importadoras condicionó los resultados globales del Rodal 5, todo lo contrario que lo acontecido en el Rodal 10, donde se dio la dominancia de *Q. ilex* en las formas de relieve importadoras (a pesar de que en el

conjunto del rodal no se evidenciaron diferencias). Por su lado, en el Rodal 13 la mayor supervivencia en las formas de relieve importadoras se debió gracias a especies como *Acer monspessulanum* y *Quercus faginea*, que contrarrestaron los resultados de *Sorbus domestica* (Tabla 3).

Tabla 3. Comparativa del porcentaje de supervivencia, en octubre, de cada una de las especies según formas de relieve importadoras y exportadoras en los distintos rodales.

La comparación entre importadora y exportadora se realizó a partir de la prueba Chi-cuadrado. «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ y «**» al nivel $p \leq 0,01$. «Imp» indica unidades importadoras, «Exp» unidades exportadoras, «Sig» significancia y «N» número de muestras.

	<i>Acer monspessulanum</i>				<i>Sorbus domestica</i>				<i>Quercus ilex</i>				<i>Quercus faginea</i>			
Rodal	Imp	Exp	Sig	N	Imp	Exp	Sig	N	Imp	Exp	Sig	N	Imp	Exp	Sig	N
5	100	100	NS	3	100	100	NS	67	20,8	47,6	*	116	45,5	55,4	NS	151
10	100	100	NS	7	100	87,5	NS	11	70,8	58,9	**	268	78,4	69,7	NS	363
	<i>Acer monspessulanum</i>				<i>Sorbus domestica</i>				<i>Pinus sylvestris</i>				<i>Quercus faginea</i>			
Rodal	Imp	Exp	Sig	N	Imp	Exp	Sig	N	Imp	Exp	Sig	N	Imp	Exp	Sig	N
13	95,2	51,9	**	21	50	74,2	*	43	81,7	81,3	NS	722	96	81,3	**	348

Finalmente, los resultados que se obtuvieron del análisis de los datos de supervivencia según unidades ambientales se muestran a continuación.

Las unidades ambientales que mayor supervivencia global presentaron fueron: “Ladera cóncava norte (Rodal 13)” (86,1 %), “Ladera abancalada norte (Rodal 13)” (82,4 %), “Ladera convexa norte (Rodal 13)” (81,3 %) y “Ladera convexa oeste (Rodal 13)” (78,2 %), mientras que las unidades que menor porcentaje alcanzaron fueron “Bancales abandonados en fondo de vaguada de los Rodales 5 y 10” (65,9 %) y “Ladera de los Rodales 5 y 10” (62,2 %).

Sorbus domestica, *Acer monspessulanum* y *Quercus faginea* fueron las especies cuya supervivencia mostró dependencia de las unidades ambientales. Tanto *Sorbus domestica* como *Acer monspessulanum* obtuvieron la mayor supervivencia en las unidades “Bancales abandonados en fondo de vaguada de los Rodales 5 y 10” y “Laderas de los Rodales 5 y 10”. Por su parte, *Quercus faginea* presentó las tasas más elevadas en las unidades del Rodal 13 (Tabla 4).

Tabla 4. Comparativa de los porcentajes de supervivencia global y de cada una de las especies, en octubre, según unidades ambientales.

Comparaciones dos a dos mediante la Prueba Chi-cuadrado. Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas entre unidades ambientales al nivel $p \leq 0,05$.

Unidad ambiental	Especies					
	Global	<i>Acer monspessulanum</i>	<i>Sorbus domestica</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus faginea</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
Bancales abandonados en fondo de vaguada (Rodales 5 y 10)	65,9 a	100 c	100 c	58,4 a	69,8 a	
Laderas (Rodales 5 y 10)	62,2 a	100 c	92,9 cb	54,7 a	64,8 a	
Ladera convexa norte (Rodal 13)	81,3 b	45,0 a	80,0 b		90,3 b	79,3 a
Ladera convexa oeste (Rodal 13)	78,2 b	71,4 ab	50,0 a		68,9 a	84,0 a
Ladera cóncava norte (Rodal 13)	86,1 b	93,3 b	50,0 a		95,3 b	83,2 a
Ladera abancalada norte (Rodal 13)	82,4 b	100 c			100 b	78,1 a
Número de muestras	2 093	58	67	384	862	722

En todas las unidades, excepto “Ladera abancalada norte”, se evidenciaron diferencias de supervivencia entre las distintas especies. En las unidades “Bancales abandonados en fondo de vaguada de los Rodales 5 y 10” y “Laderas de los Rodales 5 y 10” las especies *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* presentaron las tasas más elevadas, mientras que la supervivencia más baja en estas unidades la marcó *Quercus ilex*. No obstante, en las unidades del Rodal 13 *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* mostraron un comportamiento más irregular, siendo *Pinus sylvestris* y *Quercus faginea* las que mejor comportamiento demostraron en términos de supervivencia (Tabla 5).

En cuanto al efecto del periodo estival sobre la supervivencia global, y de cada una de las especies, en las distintas unidades ambientales no se apreció prácticamente incidencia negativa. Incluso en el caso de *Quercus faginea* se observó un aumento de la supervivencia en unidades importadora del Rodal 10 y 13 (Figura AII-8, AII-9 y AII-13 de Anexo 2). Las únicas especies que experimentaron una disminución de la supervivencia

tras el paso del verano fueron *S. domestica* y *A. monspessulanum* en unidades tanto importadoras como exportadoras del Rodal 13 (Figura AII-13, AII-14 y AII-15).

Tabla 5. Comparativa de los porcentajes de supervivencia, en octubre, de cada una de las unidades ambientales según especies.

Comparaciones dos a dos mediante la Prueba Chi-cuadrado. Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas entre unidades ambientales al nivel $p \leq 0,05$.

Especies	Unidad ambiental					
	Bancales abandonados en fondo de vaguada Rodales 5 y 10	Ladera Rodales 5 y 10	Ladera convexa norte Rodal 13	Ladera convexa oeste Rodal 13	Ladera cóncava norte Rodal 13	Ladera abanacalada norte Rodal 13
<i>A. monspessulanum</i>	100 c	100 d	45,0 a	71,4 bc	93,3 c	100 a
<i>Sorbus domestica</i>	100 c	92,9 c	80,0 b	50,0 a	50,0 a	
<i>Quercus ilex</i>	58,4 a	54,7 a				
<i>Quercus faginea</i>	69,8 b	64,8 b	90,3 d	68,9 b	95,3 c	100 a
<i>Pinus sylvestris</i>			79,3 b	84,0 c	83,2 b	78,1 a
Número de muestras	522	410	465	325	280	91

3.2 CRECIMIENTO

A continuación, se muestran divididos en apartados los resultados de crecimiento de las distintas especies entre julio de 2015 y febrero de 2016, relativos a la plantación Fase I realizada en el invierno de 2014-15.

3.2.1 DIÁMETRO BASAL DEL TALLO

3.2.1.1 EN EL CONJUNTO DE LA PLANTACIÓN

Como se puede observar en la Figura 19, el engrosamiento del tallo no evidenció diferencias significativas entre las distintas especies del área de estudio. No obstante, todas especies experimentaron un crecimiento significativo del diámetro durante el periodo observado (Figura AIII-1. Anexo 3).

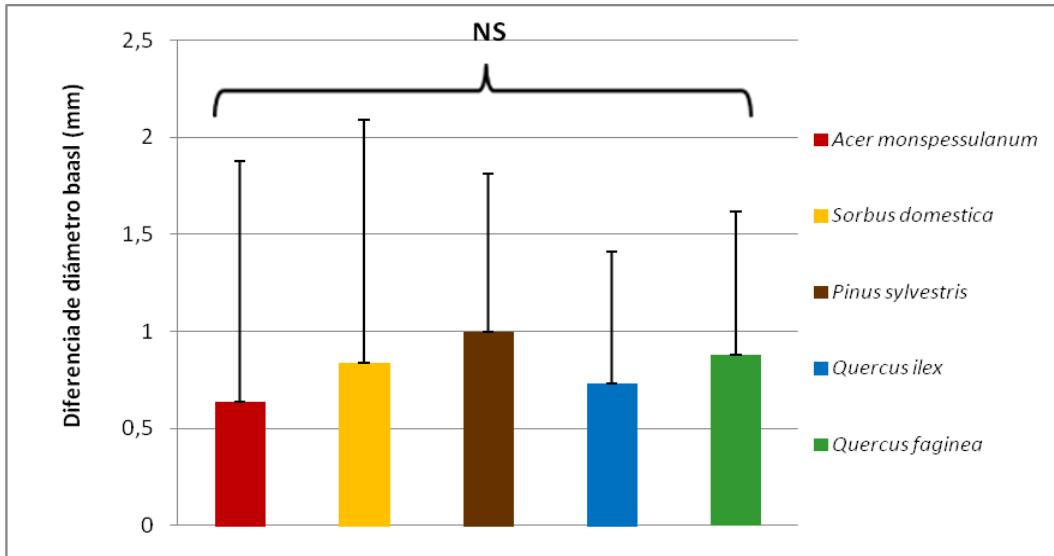


Figura 19. Crecimiento del diámetro basal por especies en el área de estudio.

Prueba ANOVA entre especies no significativa ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=85), *S. domestica* (n=86), *P. sylvestris* (n=27), *Q. ilex* (n=66) y *Q. faginea* (n=21).

3.2.1.2. EN LOS RODALES

La comparación del crecimiento entre las especies en el Rodal 5 arroja diferencias significativas entre *Acer monspessulanum* (0.28 mm) y *Sorbus domestica* (1.2 mm) (Figura 20). De hecho, *Acer monspessulanum* fue la única especie de este rodal que no mostró crecimiento significativo del diámetro en el periodo de estudio (Figura AIII-2. Anexo 3).

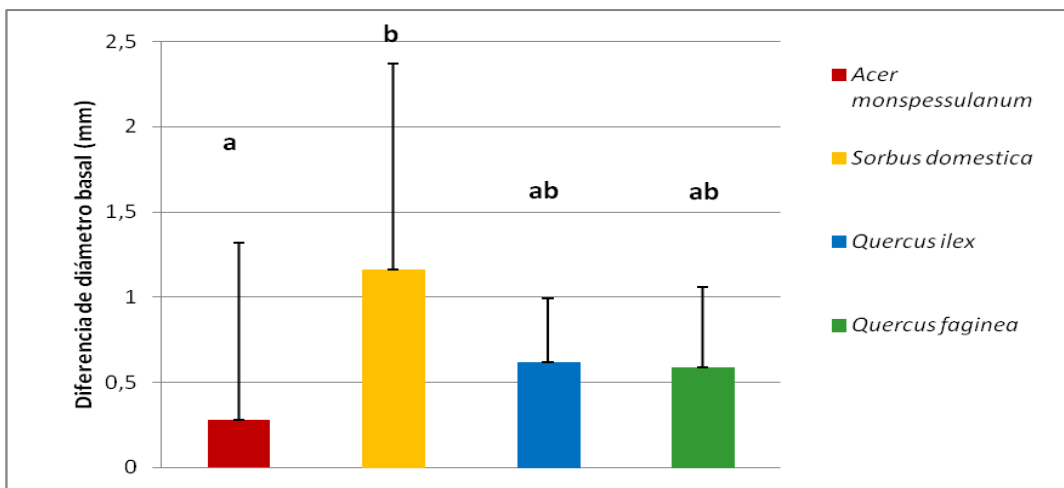


Figura 20. Crecimiento del diámetro basal por especies en el Rodal 5.

Prueba ANOVA significativa ($p \leq 0,05$). Letras distintas indican diferencias al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Tukey. *A. monspessulanum* (n=14), *S. domestica* (n=19), *Q. ilex* (n=28) y *Q. faginea* (n=28).

Por su parte, las especies de los Rodales 10 y 13 no evidenciaron diferencias de crecimiento (Figura 21 y 22 respectivamente), pero como se puede apreciar en las Figuras AII-3 y AII-4 del Anexo 3 prácticamente todas mostraron crecimiento.

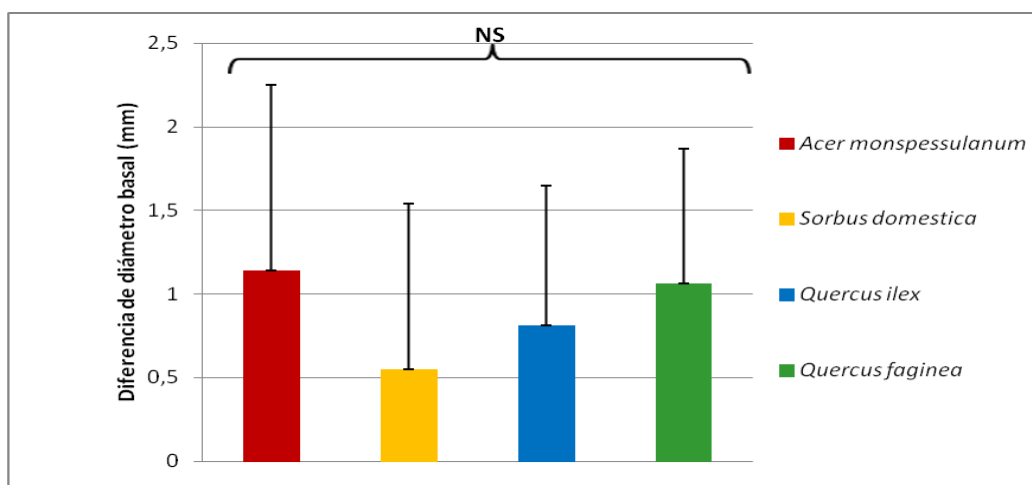


Figura 21. Crecimiento del diámetro basal por especies en el Rodal 10.

Prueba ANOVA entre especies no significativa ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=22), *S. domestica* (n=18), *Q. ilex* (n=38) y *Q. faginea* (n=33).

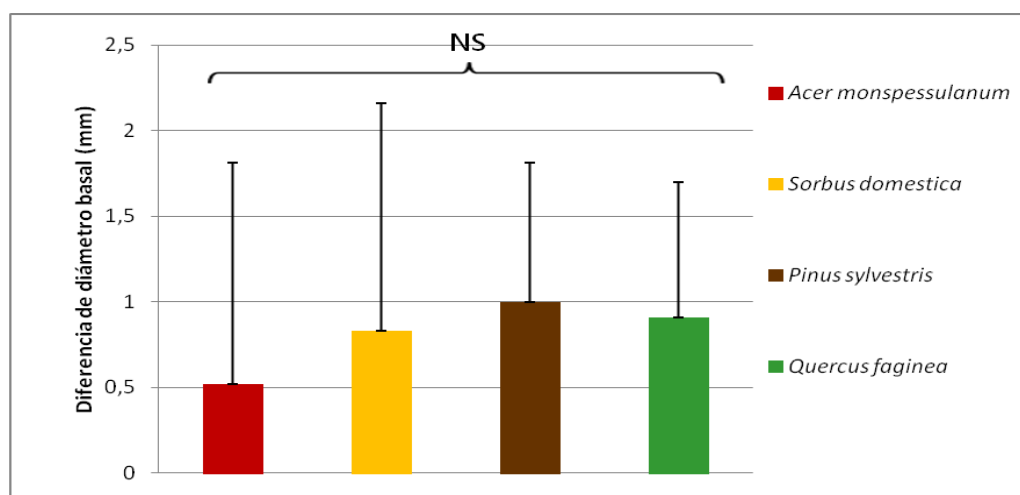


Figura 22. Crecimiento del diámetro basal por especies en el Rodal 13.

Prueba ANOVA entre especies no significativa ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=49), *S. domestica* (n=49), *P. sylvestris* (n=57) y *Q. faginea* (n=60).

3.2.1.3 EN LAS UNIDADES AMBIENTALES

Tal y como muestra la Figura 23, el crecimiento del diámetro del tallo según formas de relieve no evidenció diferencias significativas para el conjunto de todas las especies del área de plantación.

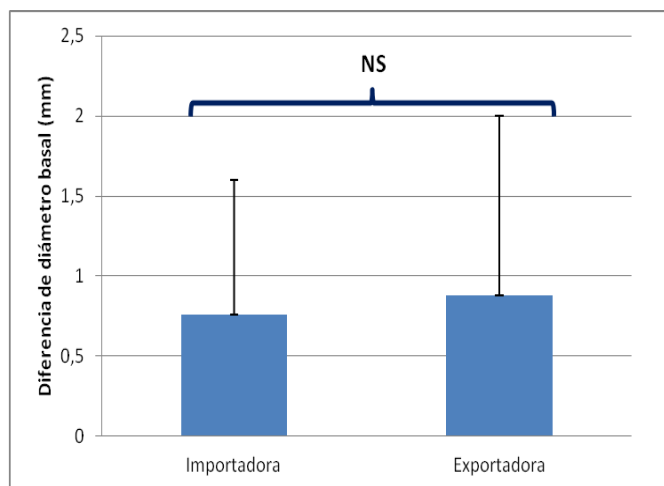


Figura 23. Crecimiento del diámetro basal del conjunto de las especies según formas de relieve en la zona de estudio.

Prueba ANOVA no significativa ($p > 0,05$). Importadoras ($n=223$) y exportadoras ($n=192$).

Asimismo, las formas de relieve tampoco condicionaron el crecimiento en diámetro de las distintas especies de plantación, tal y como muestra la Figura 24.

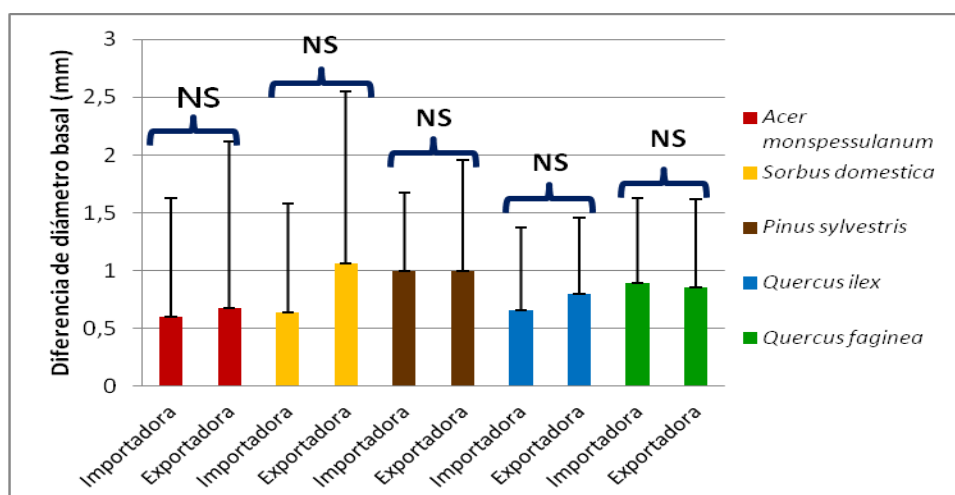


Figura 24. Crecimiento del diámetro basal por especies, según formas del relieve.

Todas las comparaciones mediante la prueba ANOVA fueron no significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* ($n=85$), *S. domestica* ($n=86$), *P. sylvestris* ($n=57$), *Q. ilex* ($n=66$) y *Q. faginea* ($n=121$).

Las unidades ambientales tampoco condicionaron el desarrollo del diámetro basal de las distintas especies tal y como muestran las Tablas 6 y 7. A pesar de ello, prácticamente todas las especies mostraron en todas las unidades ambientales crecimiento del diámetro basal durante el periodo de estudio, pero no observó un patrón de crecimiento claro. *Quercus faginea* y *Pinus sylvestris* fueron las que mostraron crecimiento del diámetro basal en todas las unidades ambientales (Tabla AIII-1. Anexo 3).

Tabla 6. Comparativa del crecimiento del diámetro basal de cada una de las especies según unidades ambientales.

Comparaciones dos a dos mediante la prueba ANOVA. «NS» en la misma columna indica la no existencia de diferencias significativas al nivel $p > 0,05$, « \bar{x} » la media muestral y «s» la desviación estándar.

Unidad ambiental	Especies									
	A. <i>monspessulanum</i>		S. <i>domestica</i>		<i>Q. faginea</i>		<i>Q. ilex</i>		P. <i>sylvestris</i>	
	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s
Bancales abandonados en fondo de vaguada (Rodaes n.º 5 y 10)	0,69	0,84	0,61	1,12	0,89	0,65	0,66	0,71		
Laderas (Rodaes n.º 5 y 10)	0,93	1,43	1,12	1,12	0,80	0,66	0,78	0,80		
Ladera convexa norte (Rodal n.º 13)	0,77	1,51	1,10	1,92	0,85	0,85			0,85	0,46
Ladera convexa oeste (Rodal n.º 13)	0,07	1,31	0,88	1,54	0,67	0,67			0,67	0,87
Ladera cóncava norte (Rodal n.º 13)	0,96	0,80	0,51	0,87	0,98	0,98			0,98	0,79
Ladera abancalada norte (Rodal n.º 13)	0,24	1,29	0,84	0,75	0,79	0,79			0,79	0,64
Significancia	NS		NS		NS		NS		NS	
Número de muestras	85		86		124		66		57	

Tabla 7. Comparativa del crecimiento del diámetro basal en las distintas unidades ambientales según especies.

Las comparaciones dos a dos mediante la prueba ANOVA fueron no significativas ($p > 0,05$). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas, « \bar{X} » la media muestral y «s» la desviación estándar.

Especies	Unidad ambiental											
	Bancales abandonados en fondo de vaguada Rodales 5 y 10		Laderas Rodales 5 y 10		Ladera convexa norte Rodal 13		Ladera convexa oeste Rodal 13		Ladera cóncava norte Rodal 13		Ladera abancalada norte Rodal 13	
	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s
<i>A. monspessulanum</i>	0,69	0,84	0,93	1,43	0,77	1,51	0,07	1,31	0,96	0,8	0,24	1,29
<i>S. domestica</i>	0,61	1,12	1,12	1,12	1,1	1,92	0,88	1,54	0,51	0,87	0,84	0,75
<i>Q. faginea</i>	0,89	0,65	0,8	0,66	1,17	0,46	1,15	0,94	1	1,04	1,01	0,55
<i>Q. ilex</i>	0,66	0,71	0,78	0,8								
<i>P. sylvestris</i>					0,85	0,46	0,67	0,87	0,98	0,79	0,79	0,64
Significancia	NS		NS		NS		NS		NS		NS	
Número de muestras	112		88		57		47		54		59	

3.2.2 ALTURA DEL TALLO

Los resultados sobre el crecimiento en altura del tallo, para toda el área de estudio, se muestran en la Figura 25. Como podemos ver *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* fueron las especies que menor desarrollo del tallo mostraron, de hecho, experimentaron un decrecimiento significativo (tal y como se puede observar en la Figura AIV-1 del Anexo 4). En lo que respecta al resto de especies experimentaron un crecimiento positivo de la altura del tallo tal y como se puede ver en la Figura AIV-1 del Anexo 4.

Este patrón de crecimiento no se repitió en el resto de rodales, observándose un comportamiento distinto. Por ejemplo, en los Rodales 5 y 10 tan solo se observaron crecimientos en las especies *Quercus faginea* y *Quercus ilex*, siendo el crecimiento no significativo en el resto de especies (Figura AIV-2 y AIV-4. Anexo 4). En lo que respecta al Rodal 13 *Sorbus domestica* experimento un decrecimiento significativo, mientras que *Pinus sylvestris* y *Quercus faginea* presentaron un aumento de la longitud del tallo (Figura AIV-6. Anexo 4).

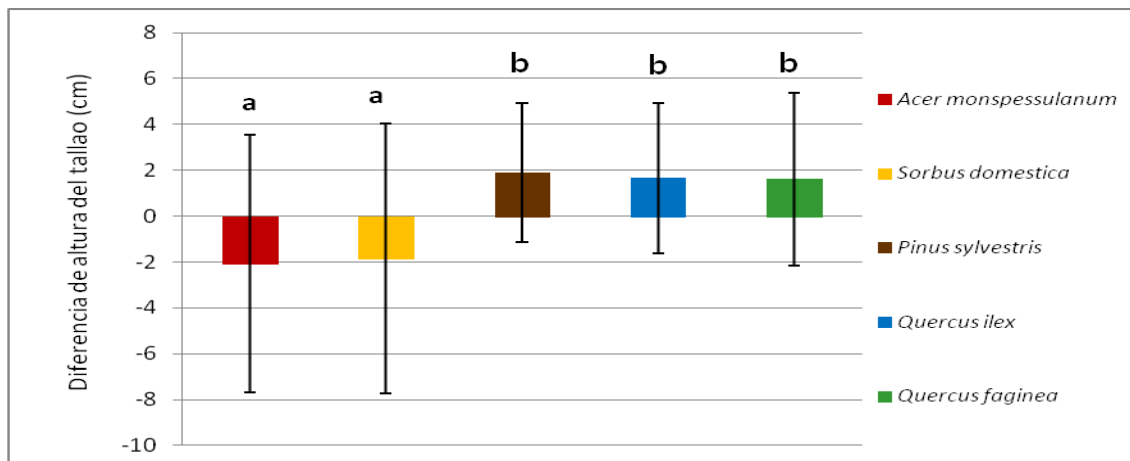


Figura 25. Crecimiento del tallo de las distintas especies en toda el área de estudio.

Prueba ANOVA significativa ($p < 0,01$). Letras distintas indican diferencias significativas entre especies al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Tukey. *A. monspessulanum* (n=85), *S. domestica* (n=86), *P. sylvestris* (n=27) *Q. ilex* (n=66) y *Q. faginea* (n=121).

En lo referido al crecimiento de la altura del tallo según unidades ambientales, prácticamente ninguna especie mostró desarrollo en la variable de estudio, observándose crecimiento únicamente en unidades ambientales del tipo importador (Tabla AIV-1. Anexo 4). Pero en ningún caso, se evidenció un patrón regular que permita sacar conclusiones acerca del crecimiento de la altura según unidades ambientales (Tabla AIV-2. Anexo 4).

En el seguimiento del crecimiento desde la variable “Altura del tallo”, se detectó que el 43,37 % de los plantones experimentó una disminución (N 415), observándose en el 21,68 % de los individuos un decrecimiento mayor de 2 cm. Esta tendencia que mostraron las especies para el conjunto de la plantación se reprodujo de forma homogénea en los distintos rodales de plantación (Rodal 5: 41,57 % de los pies decrecieron (N 89). Rodal 10: 45,04 % (N 111). Rodal 13: 43,25 % (N 215)) y en las unidades ambientales, apreciándose en varias ocasiones medias de crecimiento negativas (Figuras AIV-3, AIV-5 y AIV-7, y Tabla AIV-2. Anexo 4).

4. DISCUSIÓN

El éxito de una repoblación forestal depende de la respuesta de las especies en términos de supervivencia y crecimiento ante unas determinadas condiciones limitantes (Serrada *et al.*, 2005). Dicho éxito, según Navarro *et al.* (2006), está condicionado por la calidad de la planta, las condiciones meteorológicas, las condiciones edáficas, la fecha de plantación, el control de la vegetación herbácea y la heterogeneidad espacial.

Para evaluar la Fase I del proyecto Plantando Agua se consideraron únicamente como factores incidentes en el éxito de la repoblación las condiciones meteorológicas y la heterogeneidad espacial. Es cierto que para realizar un trabajo más completo se deberían haber estudiado el resto de factores, pero según algunos autores (Navarro *et al.*, 2006), los analizados predominan sobre los demás, especialmente en medios como el mediterráneo (Segura, 2011). Así pues, las conclusiones obtenidas en el presente estudio quedan sujetas a la incertidumbre que provoca no haber analizado todos los factores que condicionan las tasas de supervivencia y crecimiento.

El establecimiento de las plantaciones para unas mismas condiciones de ejecución, calidad de planta y calidad del sitio, varía entre unos años y otros según las temperaturas y precipitaciones que se desarrollen (Segura, 2011). Así, las condiciones meteorológicas que se den durante el primer año condicionan tanto la supervivencia como el crecimiento inicial de una repoblación.

En ambientes con una acusada sequía estival, como es el caso de la zona mediterránea, la escasez de precipitaciones en este periodo supone el mayor riesgo para la supervivencia inicial de una repoblación (Vilagrosa *et al.*, 1997; Maestre *et al.*, 2003), existiendo una correlación positiva entre la duración de la sequía y la mortalidad de las especies (Alloza y Vallejo, 1999). Otro momento crítico para la supervivencia inicial es el comprendido entre el momento de plantación y las fechas previas al periodo estival, pero en el ambiente mediterráneo este posee menor importancia que el nombrado anteriormente (Gómez y Elena-Roselló, 1997).

Por su parte, el crecimiento inicial está limitado por la disponibilidad de agua durante el periodo vegetativo, de tal manera que las precipitaciones y temperaturas que se desarrollen durante este tiempo tendrán gran incidencia sobre la disponibilidad de dicho recurso.

En este sentido, tanto la supervivencia como el crecimiento inicial de la Fase I del proyecto Plantando Agua se beneficiaron de las precipitaciones registradas en los meses clave para la plantación. Como se puede observar en el diagrama ombrotérmico correspondiente al periodo del primer año y medio posterior a la plantación, las precipitaciones fueron cuantiosas en verano y en el otoño de 2015, así como en el mes de marzo, lo que hace pensar que la disponibilidad de agua por parte de los plántones durante el periodo estival no debió ser limitante (Figura 26). Este no es patrón habitual de precipitaciones en la zona, tal y como recoge el diagrama ombrotérmico para el periodo 1996-2013 (Figura 5), que muestran un declive en verano. Los registros de las temperaturas sí que siguieron el patrón habitual, marcando una fuerte demanda evaporativa de la atmósfera en julio y agosto.

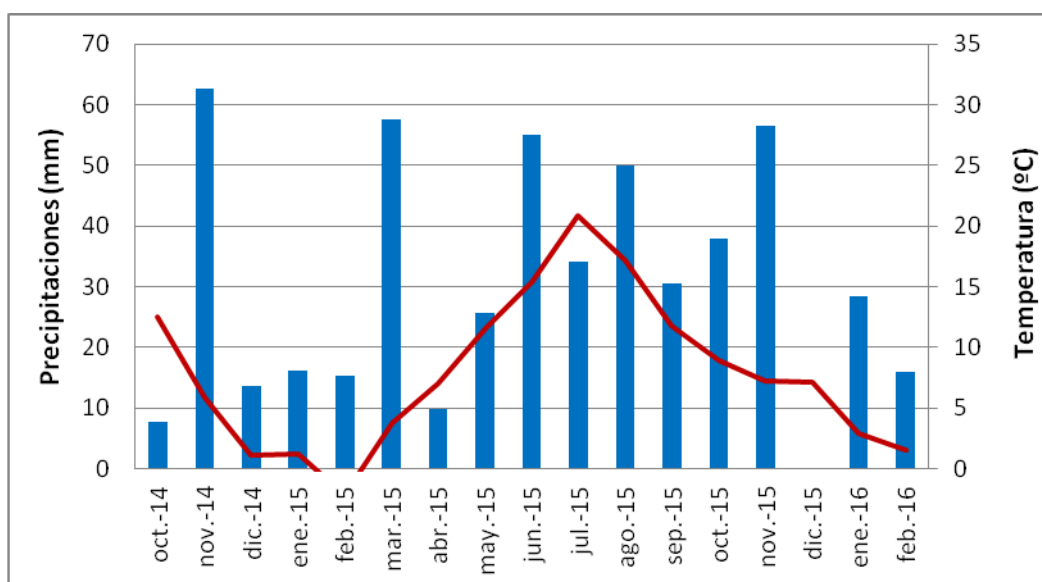


Figura 26. Diagrama ombrotérmico estación de Majalinos (serie de datos 1/10/2014–29/2/2016).

Las tasas de supervivencia global y por especies observadas en el conjunto de la plantación se podrían catalogar como medias-altas (Segura, 2011), teniendo en cuenta que la supervivencia tras el primer año es muy variable, con registros superiores al 90 %, y otros muy bajos (20-30 % o incluso menores) (Cortina *et al.*, 2005).

Alloza (2003) estableció que para el primer año de una repoblación, periodos de sequía menores de 60 días producen mortalidades de alrededor del 20 % en zonas mediterráneas. Estos datos podrían coincidir con los resultados obtenidos ya que el periodo seco de 2015, a pesar de no ser calculado, no fue muy dilatado en el tiempo.

En la plantación de La Zoma no se registraron diferencias de supervivencia global entre los muestreos de julio y octubre de 2015, lo que podría explicarse por la disponibilidad de agua en el verano de 2015. El análisis por especies indica que *Quercus faginea* aumentó el porcentaje de supervivencia tras el verano, lo cual pudo deberse a un aumento de la germinación. Sin embargo, *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* sí evidenciaron una disminución de la supervivencia tras el estiaje, probablemente por ser los taxones más mesófilos, con mayor capacidad de transpiración. No obstante, el efecto del estiaje sobre estas especies no fue crítico, teniendo porcentajes de supervivencia en octubre medio-altos. Este resultado invita a prestar atención sobre la respuesta de estas dos especies en años meteorológicamente menos favorables.

Cuando se dan supervivencias medio-altas, los incrementos de altura al cabo del primer año suelen ser positivos (Ocaña *et al.*, 1997; Valdecantos, 2001; Villar *et al.*, 2001). En la Fase I esta correlación no se pudo comprobar, ya que los datos iniciales fueron tomados en julio de 2015, unos meses después de la plantación. No obstante, conviene indicar que las medidas efectuadas en este Trabajo de Finde Grado constituyen el punto cero de crecimiento para un estudio a largo plazo en el que se podrán registrar tendencias. No obstante, algunas especies evidenciaron un decrecimiento de la altura del tallo en buena parte de los individuos. Se asume que, en cierta medida, estos resultados pueden deberse a errores en el muestreo, pero en algunos casos, el origen de estas disminuciones puede tener otra causa. Por un lado, están las especies que fueron plantadas dentro de tubo, mientras, por el otro, las especies plantadas sin protección. Respecto a las primeras, es probable que al retirar el protector para realizar las mediciones, cayera sedimento en el interior de la oquedad donde se desarrolla la planta, falseando la medida. En lo que se refiere a las segundas, se ha registrado el consumo de la yema apical por parte de rebaños de cabra montés de la zona, lo cual afecta al crecimiento monopodial. Esta última situación podría haber afectado tanto a *Acer monspessulanum* como *Sorbus domestica*, ya que mostraron medias de crecimiento de altura negativas en el conjunto de la plantación.

No obstante, el crecimiento del diámetro del tallo se mostró mucho más regular. Ruano (2003) sugirió que en especies en las que la variación en altura pueda ser tanto positiva como negativa, la medida del diámetro basal sería un indicador más fiable del crecimiento de la planta. Por este motivo, se decidió considerar solo las medidas de diámetro para evaluar el crecimiento de las distintas especies en la Fase I (siendo

conscientes en todo momento de que se trabajó con medidas relativas a un periodo corto de tiempo). El diámetro de todas las especies experimentó un crecimiento significativo en el conjunto de la plantación, no evidenciando diferencias entre ellas, seguramente gracias a las precipitaciones desarrolladas durante el otoño de 2015.

En los rodales de plantación, debido a la similitud de las condiciones ambientales que presentaban el 5 y 10 por su cercanía (forma de relieve, altitud, climatología...), cabría esperar que estos evidenciasen supervivencias similares, y a su vez, distintas de las del 13. Pero esta hipótesis no se cumplió, tal vez debido al verano benigno de 2015. Los rodales de plantación no mostraron diferencias significativas de supervivencia entre ellos, a excepción del Rodal 5, en el que se observó un menor porcentaje de supervivencia debido probablemente al encharcamiento observado en numerosos plantones. Esta situación tiene su origen en el vertido de aguas de escorrentía desde la cuneta de una pista forestal a la zona de estudio. El encharcamiento se observó en una parcela de muestreo situada en la unidad ambiental “Bancales abandonados en fondo de vaguada”, pudiendo afectar a la supervivencia y desarrollo de individuos de *Quercus ilex* y *Quercus faginea* (especies mayoritarias en el Rodal 5). Para más información, consultar Fotografías 7 y 8 del Anexo 5.

Al mismo tiempo, casi todas las especies de los distintos rodales evidenciaron crecimiento del diámetro basal, sin mostrar diferencias significativas entre ellas. La causa de este hecho puede residir de nuevo en las buenas condiciones meteorológicas del verano y otoño de 2015. El único rodal que mostró diferencias entre las distintas especies fue el Rodal 5, pero se desconoce el motivo.

Las condiciones ambientales (topografía, edafología, climatología...) no solo pueden variar mucho entre rodales, sino también a escalas inferiores (Maestre *et al.*, 2003). Algunos trabajos establecen que puede haber mayor variación ambiental dentro de un mismo rodal, que entre rodales distintos (Alloza, 2003; del Campo *et al.*, 2005b). Los micrositos juegan un papel muy importante en la regeneración, supervivencia y crecimiento (Maestre y Cortina, 2002; Elmarsdottir *et al.*, 2003), siendo las propiedades físicas e hídricas del suelo las que normalmente presentan mayor variabilidad, aunque también las condiciones de luz y nutrientes son determinantes (Setterfiel, 2001). Por este motivo, la zona de estudio fue dividida en unidades ambientales, con las que se pretendió identificar microambientes con condiciones y recursos diferentes para las plantas.

Las unidades ambientales se agruparon en importadoras y exportadoras de recursos (agua y nutrientes), sin embargo no se registraron diferencias ni en la supervivencia ni en el crecimiento en el conjunto de la plantación, seguramente debido a las buenas condiciones meteorológicas desarrolladas durante el estudio, las cuales enmascararon las limitaciones de disponibilidad de agua que teóricamente presentan las morfologías exportadoras frente a las importadoras. Tan solo *Acer monspessulanum* mostró mayor porcentaje de supervivencia en las zonas importadoras que en las exportadoras. La explicación a este hecho, puede residir en la mayor sensibilidad que presenta esta especie ante la escasez de agua en comparación con el resto de taxones.

La supervivencia global de los rodales según formas de relieve, sí mostró diferencias en el Rodal 5 debido, probablemente, al problema de encharcamiento mencionado anteriormente. Sin embargo en el Rodal 13 las formas de relieve exportadoras obtuvieron menor porcentaje de supervivencia que las importadoras, confirmando el efecto de los micrositos sobre las plantaciones. Este efecto afectó específicamente a *Quercus faginea* y a *Acer monspessulanum*.

Los resultados de las unidades ambientales por si solas, no mostraron un patrón generalizado en lo que respecta a las tasas de supervivencia. Unidades ambientales de condiciones muy similares, no presentan resultados semejantes, ni para el conjunto de las especies, ni para cada una de ellas por separado. Asimismo, tampoco se observó un patrón muy claro de diferencias entre unidades con condiciones dispares. Seguramente, para el periodo analizado, el rodal de plantación marcó más diferencia que la unidad ambiental, de hecho, problemas como el que se produjo con el encharcamiento del Rodal 5 dificultaron el análisis según unidades ambientales.

El diámetro basal experimentó desarrollo en casi todas las especies de estudio, no mostrando diferencias entre ellas, la explicación de este hecho puede residir nuevamente en las buenas condiciones de precipitación del otoño de 2015 (sin olvidar, que los resultados obtenidos son relativos a un periodo muy corto de tiempo para observar tendencias).

Pinus sylvestris funcionó realmente bien en todas las unidades ambientales obteniendo porcentajes de supervivencia altos. Esta especie fue plantada solo en el Rodal 13, ya que es donde se dan las condiciones más propicias de la zona de estudio para

su desarrollo. A pesar de esto, la escasa sequía estival de 2015 también contribuyó a obtener dichos porcentajes.

Quercus faginea también se desarrolló muy bien en las unidades del Rodal 13 en lo que a supervivencia se refiere, presentando valores altos. Queda la duda de que si en el Rodal 5 no se hubiera desarrollado el mencionado problema, la especie habría presentado mayores porcentajes de supervivencia en las unidades que allí se encuentran, ya que los que evidenció fueron valores medios.

Se confirma, por tanto, la idoneidad de la selección de ambas especies (*P. sylvestris* y *Q. faginea*) como base de la regeneración del Rodal 13, en el ambiente del pinar-quejigar.

Dado que *Quercus ilex* solo estaba presente en el Rodal 5 y 10, existió la misma incertidumbre acerca de los porcentajes de supervivencia que podría haber obtenido en sus unidades ambientales sin el citado inconveniente. No obstante, los valores de supervivencia alcanzados en todas las unidades fueron medios.

Los resultados relativos al seguimiento de la supervivencia de *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* según unidades ambientales, están condicionados por los pocos individuos que poseía la muestra dadas sus bajas densidades de plantación. En cualquier caso, se observaron mayores supervivencias en las unidades ambientales de los Rodales 5 y 10, que en las del Rodal 13. Las supervivencias oscilaron entre valores altos y valores medio-bajos. De nuevo, se pone de manifiesto el mayor peso del rodal sobre las unidades ambientales, en la supervivencia.

5. CONCLUSIONES

- La supervivencia global de la plantación fue del 72,7 %, alcanzando todas las especies tasas de supervivencia medias-altas.
- La supervivencia de *Acer monspessulanum* y *Sorbus domestica* se vio perjudicada por el paso del verano en el área de estudio, todo lo contrario que *Quercus faginea*, la cual se vio beneficiada.
- El Rodal 5 fue el que menor porcentaje de supervivencia evidenció (46,9%), tanto para el conjunto de la plantación, como para las especies *Quercus faginea* (50,6%) y *Quercus ilex* (33,5%).
- Las unidades ambientales con formas de relieve importadoras y exportadoras no mostraron diferencias significativas de supervivencia ni para el conjunto de las especies de plantación, ni para cada una de ellas, solo *Acer monspessulanum* evidenció menor supervivencia en las formas de relieve exportadoras.
- La supervivencia no estuvo condicionada por las unidades ambientales, sino por el rodal de plantación.
- Todas las especies mostraron incremento del diámetro basal durante el periodo de estudio en los distintos niveles de observación, área de estudio, rodal y unidad ambiental. Sin embargo el crecimiento comparado entre las especies no mostró diferencias significativas en estos mismos niveles de observación.
- Las medidas de la altura del tallo a lo largo del periodo muestral no parecen adecuadas para estimar el crecimiento de las repoblaciones en nuestro caso debido a distintas causas (posibles depredaciones en las especies, dificultades de muestreo en especies protegidas por tubos...).
- Tanto las medidas de crecimiento de altura como de diámetro del tallo son relativas a un periodo de tiempo muy breve para poder observar tendencias.
- Las diferencias de supervivencia y crecimiento en los distintos niveles de observación quedan sujetas a cierta incertidumbre ya que no fueron analizados todos los factores que influyen en el éxito de una repoblación.

BIBLIOGRAFÍA

Alloza, J. A., Vallejo, R. (1999). Relación entre las características meteorológicas del año de plantación y los resultados de las repoblaciones. *Ecología* 13, 173-187. Recuperado de http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia_13_08_tcm7-45739.pdf

Alloza, J.A. (2003). Análisis de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. Desarrollo de criterios y procedimientos de evaluación. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

Alloza, J.A., García, S., Gimeno, T., Baeza, J., Vallejo, V.R., Rojo, L., Martínez, A. (2013). Guía técnica para la gestión de montes quemados. Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 188 p.

Bodí, M.B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suleo de la cuenca mediterránea: Revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, volumen (58), 33-55. Recuperado de Dialnet <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3885420>

Cabrera Ariza, A. (2005). Supervivencia y crecimiento en dos repoblaciones forestales: análisis de influencia de distintas variables. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

Contratas Ancar S.L. (2013). Plan Director “Plantando Agua - Construyendo los montes del SXXI para un nuevo escenario de cambio climático y de cambios sociales en la comarca de las Cuencas Mineras (Teruel)”.

Contratas Ancar S.L. (2014). Fase I otoño 2014. Proyecto Plantando agua.

Cortina, J., Bellot, J., Vilagrosa, A., Carturla, R., Maestre, F., Rubio, E. (2005). Restauración en semiárido. En V. R. Vallejo, J. A. Alloza, *Avances en el Estudio de la Gestión del Monte Mediterráneo* (p. 374). Valencia: Fundación CEAA. Recuperado de <https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/2709/1/Capitol%20semiárido%20libre%20CEAM%202005.pdf>

Cortina, J., Navarro, R.M., del Campo, A.D. (2006). Evaluación del éxito de la reintroducción de especies leñosas en ambientes Mediterráneos. Cap.1. En J. Cortina, J. L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé, A. Vilagrosa, *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos* (p. 11-30). Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Recuperado de <http://imem.ua.es/en/documentos/imem-files/research-articles/jordi-cortina/cortina-et-al-2006-book.pdf>

del Campo, A.D., Hermoso, J., Cabrera, A.M., Ibáñez, A.J., Navarro, R.M. (2005). Influencia de la variación local de la estación en la restauración forestal. Cuadernos de la S.E.C.F., (20), 79-85.

del Campo García, A.D., Hermoso de Mena, J., Roldán Moreno, M., García Post, R., Molina Grau, S., Albert Lozano, J. (2008). Control integral de calidad de repoblaciones forestales: Platamiento y primeros resultados en la Provincia de Valencia. Valencia: Universidad Politécnia de Valencia.

Elmarsdottir, A., Aradottir, A.L., Trlica, M.J. (2003). Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. Journal of Applied Ecology, (40), 815-823.

Gargallo Saura, J. (2013). Plano n.º 6: Geología y edafología. En Plan director “Plantando Agua”: Construyendo los montes del siglo XXI para un nuevo escenario de cambio climático y de cambios sociales en la comarca de las Cuencas Mineras (Teruel).

Gómez, V, Elena-Roselló, R. (1997). Investigación de las marras causadas por factores ecológicos de la naturaleza meteorológica. En Cuadernos de la S.E.C.F. 4, 13-25. Recuperado de http://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/viewFile/9092/9010

IBM Corp. (2013). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Instituto Geográfico Nacional (2015a). Visor IBERPIX. Recuperado el 5 de mayo de 2015, de <http://www.ign.es/iberpix2/visor/>

Instituto Geográfico Nacional (2015b). Centro de Descargas. Recuperado el 30 de julio de 2015, de <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/buscadorCatalogo.do>

Lafragüeta, C., de la Riva, J. (2014). Caracterización espacio-temporal de la ocurrencia de incendios forestales por rayo en Aragón desde una perspectiva sinóptica. En XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica 25, 26 y 27 de Junio. Alicante. Recuperado de <file:///C:/Users/Usuario/Downloads/25-709-1-PB.pdf>

Maestre, F.T., Cortina, J. (2002). Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. Plant and Soil, (241), 279-291.

Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., Vallejo, V.R. (2003). Small-scale environmental heterogeneity and spatio-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. Ecosystems 6, 630-643.

MAGRAMA (2010). Los Incendios Forestales en España 2009. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Área de Defensa Contra Incendios Forestales. Madrid.

Recuperado de http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Incendios_default.aspx#para0

MAGRAMA (2012). Los incendios forestales en España Decenio 2001-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Área de Defensa Contra Incendios Forestales. Madrid. Recuperado de http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Incendios_default.aspx#para0

Matney, T., Hodges, J. (1991). Evaluating regeneration success. En M. Duryae, P. Dougherty, Forest Regeneration Manual (p. 321-331). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. Recuperado de http://www.rngr.net/publications/forest-regeneration-manual/chapter-18-evaluating-regeneration-success/at_download/file

Mercé Arevalo, G.J. (2013). Evaluación de depósitos de agua de liberación lenta (Waterboxx©) en el establecimiento de repoblaciones en áreas adversas de la Comunidad Valenciana (Trabajo final de carrea). Universidad de Valencia, Gandía. Recuperado de <https://riunet.upv.es/handle/10251/28790>

Moreno, J.M., Urbietta, I.R., Bedia, J., Gutiérrez, J.M., Vallejo, V.R. (2015). Los incendios forestales en España ante el cambio climático. En A. Herrero, M.A. Zavala (Ed.), Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptaciones en España. (p. 395-405). Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Navarro, R., del Campo, J.A., Cortina, J. (2006). Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. En J. Cortina, J.L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé, A. Vilagrosa, Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneo. (p. 31-46). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Recuperado de <http://imem.ua.es/en/documentos/imem-files/research-articles/jordi-cortina/navarro-et-al-2006-book.pdf>

Navarro, R., Guzmán, R., Herrera, R., Lara, P., Torres, M., Ceacero, C. (2009). Monitorin guidelines for the implementation of forest restoration projects in Mediterranean regions. En S. Bautista, J. Aronson, R. Vallejo, Land Restoration to Combar Desertification. Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation. (p. 73-86). LAIMPRENTA CG. Recuperado de http://www.ceam.es/reaction/workfiles/book_01/Cap5_Navarro_et_al.pdf

Ocaña, L., Domínguez, S., Carrasco, I., Peñuelas, J., Herrero, N. (1997). Influencia del tamaño de la semilla y diferentes dosis de fertilización sobre el crecimiento y supervivencia en campo de cuatro especies forestales. En Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 3, 461-466.

Pausas J. G (2012). Incendios Forestales. Madrid: Catarata-CSIC.

QGIS Development team. (2014). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Team. Recuperado de <http://qgis.osgeo.org/es/site/>

Ruano, J. R. (2003). Viveros forestales. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 281 p.

Segura Orenga, G. (2011). Desarrollo y aplicación práctica de una propuesta metodológica para el control integral y seguimiento de restauraciones forestales. (Trabajo de fin de máster). Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

Serrada Hierro, R., Navarro Cerrillo, R.M., Pemán García, J. (2005). La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la silvicultura y la ecofisiología. En Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales 14 (3), 462-481. Recuperado de Dialnet <https://dialnet.unirioja.es/ejemplar/122169>

Simón J.L., Guíu Aguilar V.M. (2014). Incendios forestales: levantarse tras la tragedia. En Simón J.L., Guíu Aguilar V.M. (Ed.) Teruel por sí mismo, p. 107. Teruel.

Society for Ecological Restoration (SER) International (2004). Principios de SER Internacional sobre restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration Internacional. Recuperado de <http://www.ser.org/docs/default-document-library/spanish.pdf>

Setterfield, S.A. (2001). Seedling establishment in an Australian tropical savanna: effects of seed supply, soil disturbance and fire. Journal of Applied Ecology (39), 949-959.

Torres, J. y Magañas, O. (2001). Evaluación de plantaciones forestales. Limusa: Mexico.

Valdecantos, A. (2001). Aplicación de fertilizantes orgánicos en la repoblación de zonas forestales degradadas de la Comunidad Valenciana. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. Recuperado de <https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/9897/1/Valdecantos%20Dema,%20Alejandro.pdf>

Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Cortina, J., Alloza, J.A., Serrasolsa, I., Diego, V., Abril, M., Bellot, J., Vallejo, V. R. (1997). Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. En V.R. Vallejo Calzada, La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana (p. 435-548). CEAM.

Villar, P., Planelles, R., Enríquez, E.; Peñuelas, J., Zazo, J. (2001). Influencia de la fertilización y el sombreado en el vivero sobre la calidad de la planta de *Quercus ilex* L. y su desarrollo en campo. Actas III Congreso Forestal Español, Mesa 3, 770-776.

ANEXO 1: PREMUESTREO

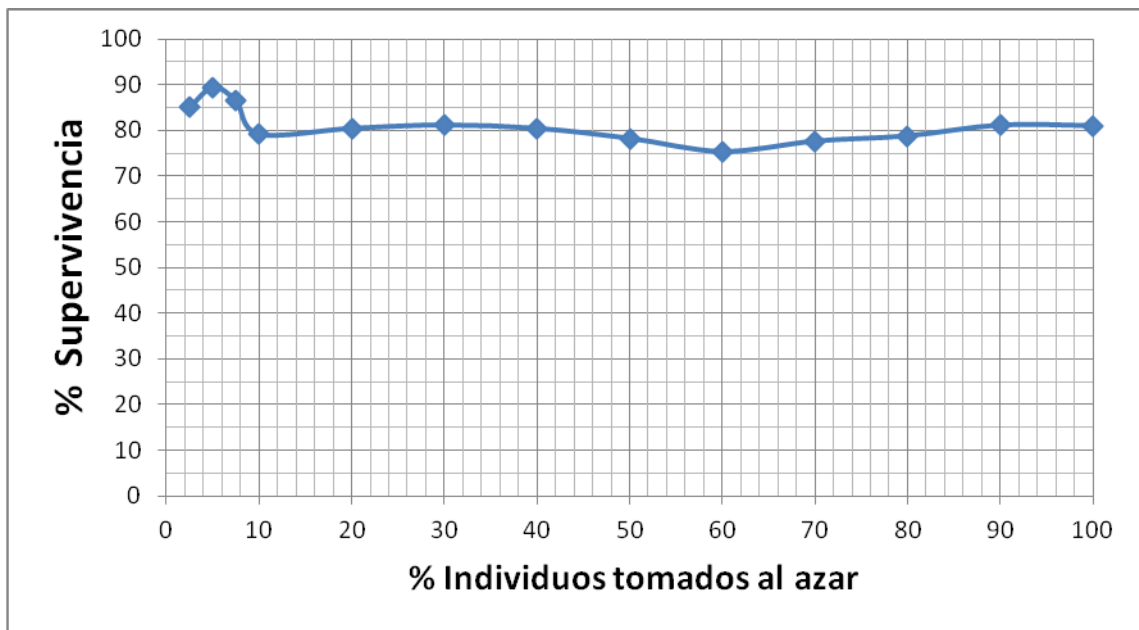


Figura AI-1: Premuestreo supervivencia (n=1.000).

ANEXO 2: SUPERVIVENCIA

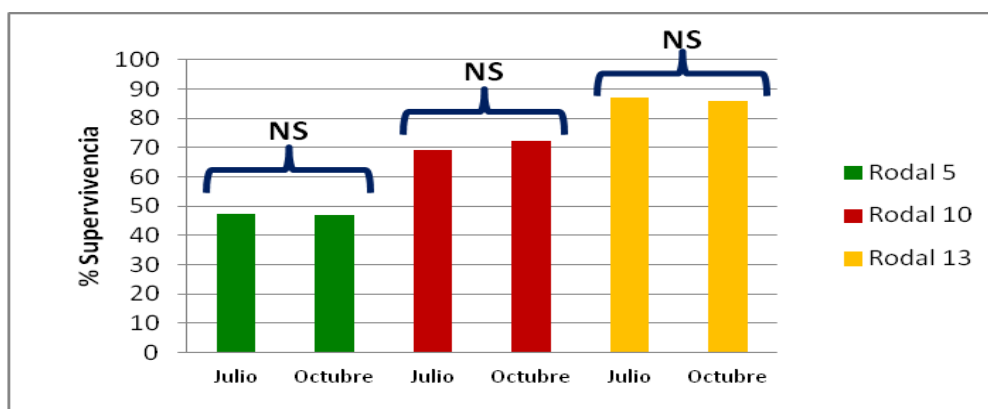


Figura AII-1: Porcentajes de supervivencia, pre y post estivales, según rodales para el conjunto de la plantación. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). Rodal 5 ($n=419$), Rodal 10 ($n=1.092$) y Rodal 13 ($n=2.416$).

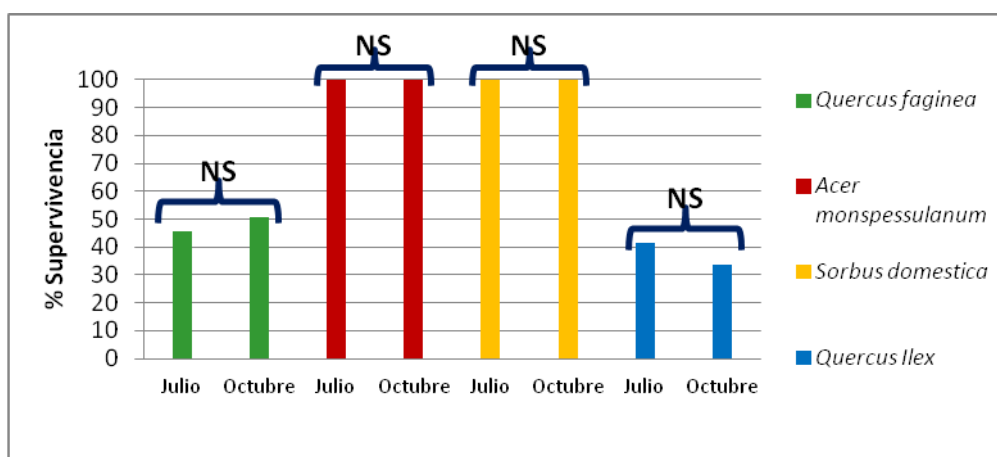


Figura AII-2: Porcentajes de supervivencia de cada una de las especies del Rodal 5, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* ($n=6$), *Q. faginea* ($n=289$), *Q. ilex* ($n=248$) y *S. domestica* ($n=28$).

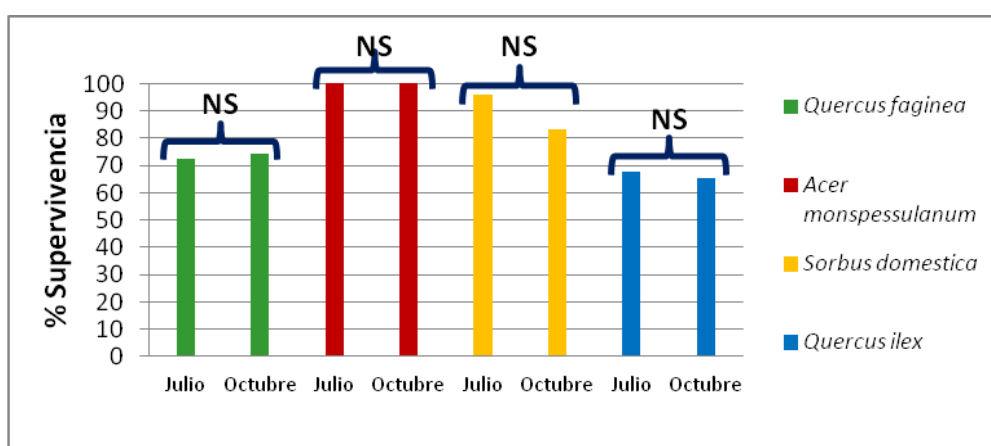


Figura AII-3: Porcentajes de supervivencia de cada una de las especies del Rodal 10, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* ($n=23$), *Q. faginea* ($n=677$), *Q. ilex* ($n=557$) y *S. domestica* ($n=24$).

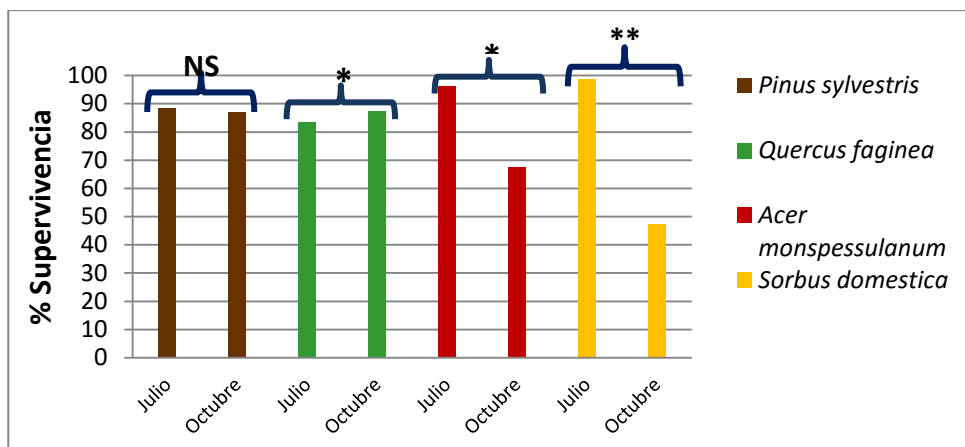


Figura AII-4: Porcentajes de supervivencia de cada una de las especies del Rodal 13, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado fueron significativas para las especies *Q. faginea*, *A. monspessulanum* y *S. domestica*. *A. monspessulanum* (N 96), *Q. faginea* (N 720), *P. sylvestris* (N 1480) y *S. domestica* (N120). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ y «**» al nivel $p \leq 0,01$.

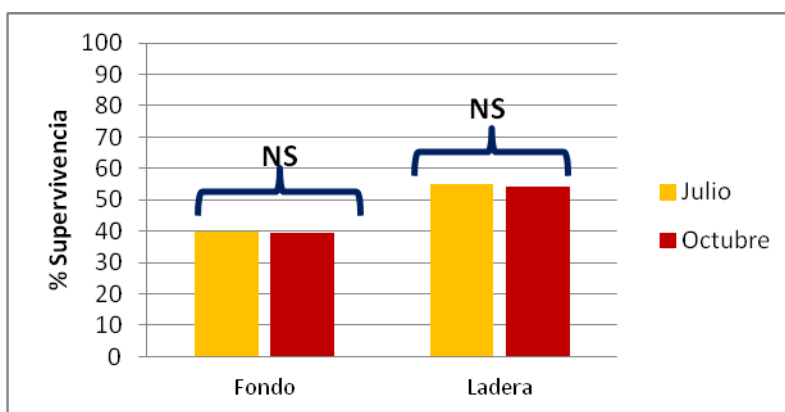


Figura AII-5: Porcentajes de supervivencia según unidades ambientales del Rodal 5, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). Bancales abandonados en Fondo de Vaguada (n=289) y Ladera (n=282).

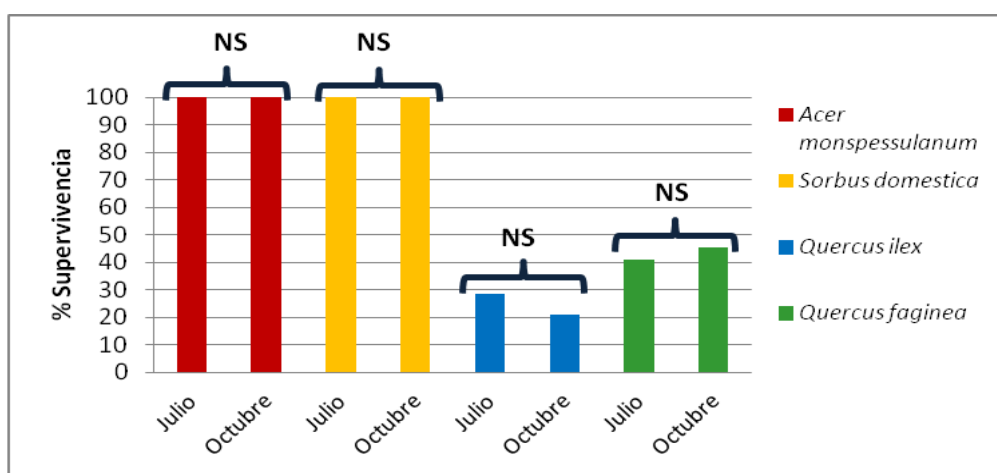


Figura AII-6: Porcentajes de supervivencia según las especies la unidad ambiental “Bancales abandonados en fondo de vaguada sobre sustrato calizo” del Rodal 5, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=4), *Q. faginea* (n=153), *Q. ilex* (n=116) y *S. domestica* (n=16).

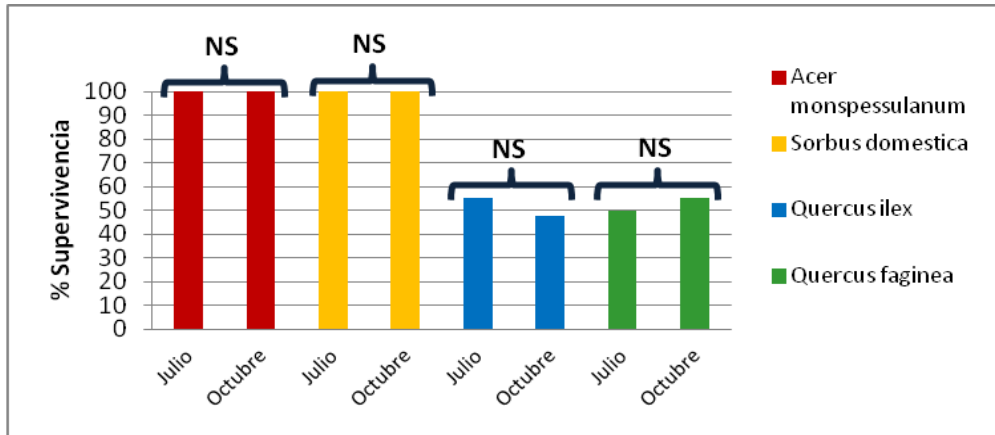


Figura AII-7: Porcentajes de supervivencia según especies de la unidad ambiental “Ladera sobre sustrato calizo” del Rodal 5, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=7), *Q. faginea* (n=136), *Q. ilex* (n=132) y *S. domestica* (n=6).

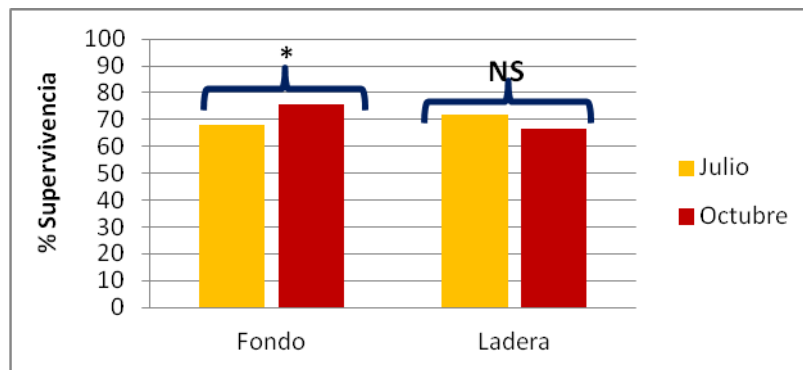


Figura AII-8: Porcentajes de supervivencia según las unidades ambientales del Rodal 10 pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado fueron significativas ($p \leq 0,05$) para la unidad “Bancales abandonados en fondo de vaguada”. Bancales abandonados en fondo (n=683) y Ladera (n=598). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$.

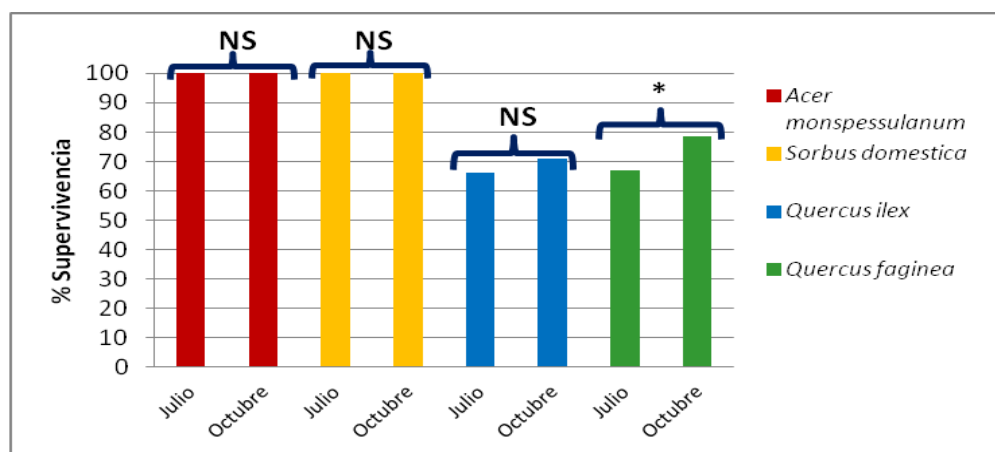


Figura AII-9: Porcentajes de supervivencia según las especies de la unidad ambiental “Bancales abandonados en fondo de vaguada sobre sustrato calizo” del Rodal 10, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado fueron significativas ($p \leq 0,05$) para la especie *Quercus faginea*. *A. monspessulanum* (n=11), *Q. faginea* (n=364), *Q. ilex* (n=302) y *S. domestica* (n=6). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas ($p > 0,05$), «*» indica diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$.

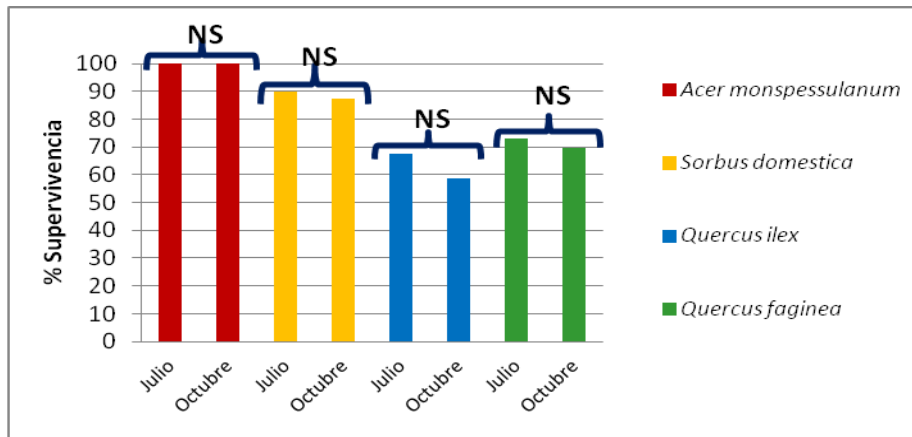


Figura AII-10: Porcentajes de supervivencia según especies de la unidad ambiental “Ladera sobre sustrato calizo” del Rodal 10, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=12), *Q. faginea* (n=313), *Q. ilex* (n=55) y *S. domestica* (n=18).

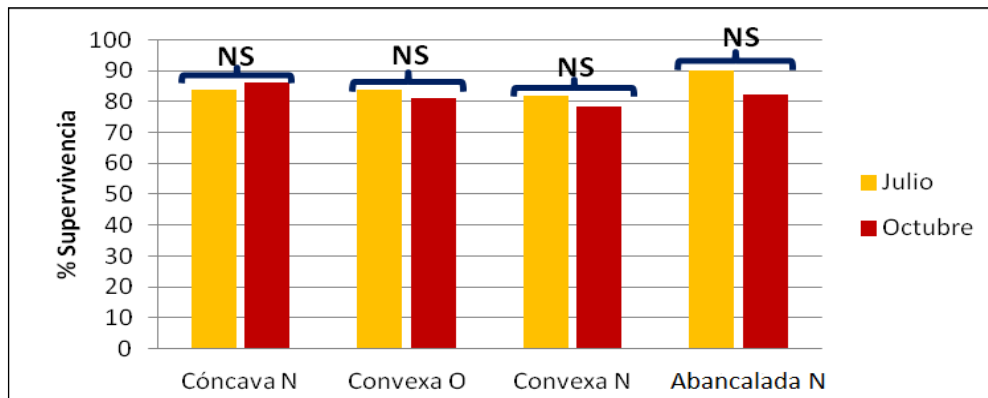


Figura AII-11: Porcentajes de supervivencia según las unidades ambientales del Rodal 13, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). Ladera Cóncava norte (n=599), Ladera Convexa oeste (n=712), Ladera Convexa norte (n=935) y Ladera Abancalada norte (n=170).

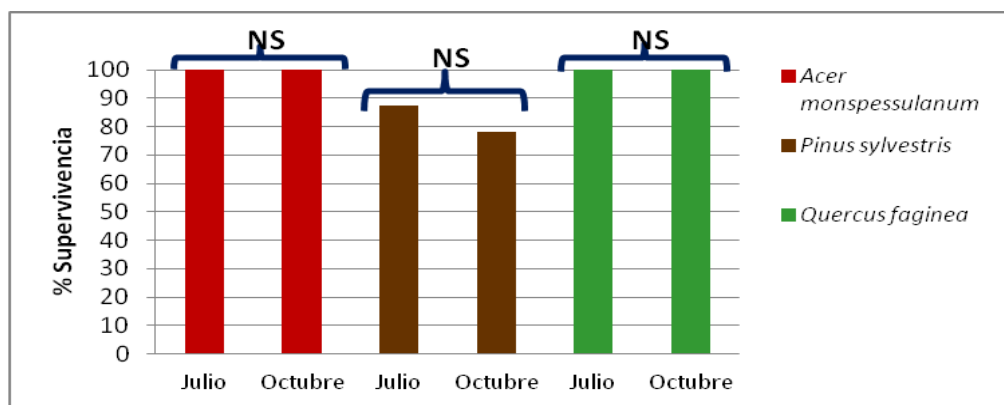


Figura AII-12: Porcentajes de supervivencia según especies de la unidad ambiental “Ladera abancalada con orientación norte sobre sustrato calizo”, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado no fueron significativas ($p > 0,05$). *A. monspessulanum* (n=12), *Q. faginea* (n=22) y *P. sylvestris* (n=139).

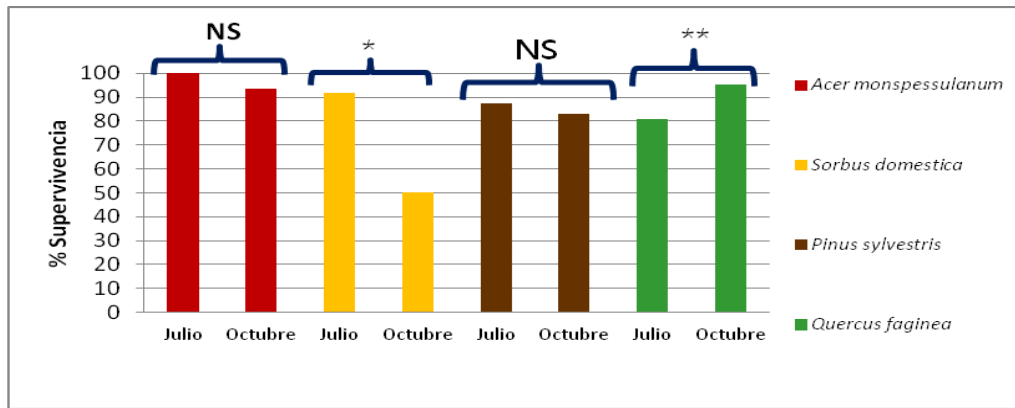


Figura AII-13: Porcentajes de supervivencia según especies las unidad ambiental “Ladera cóncava con orientación norte sobre sustrato calizo” del Rodal 13, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado fueron significativas para las especies *S. domestica* y *Q. faginea*. *A. monspessulanum* (n=30), *Q. faginea* (n=200), *P. sylvestris* (n=345) y *S. domestica* (n=24). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas, «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$ y «**» al nivel $\leq 0,01$.

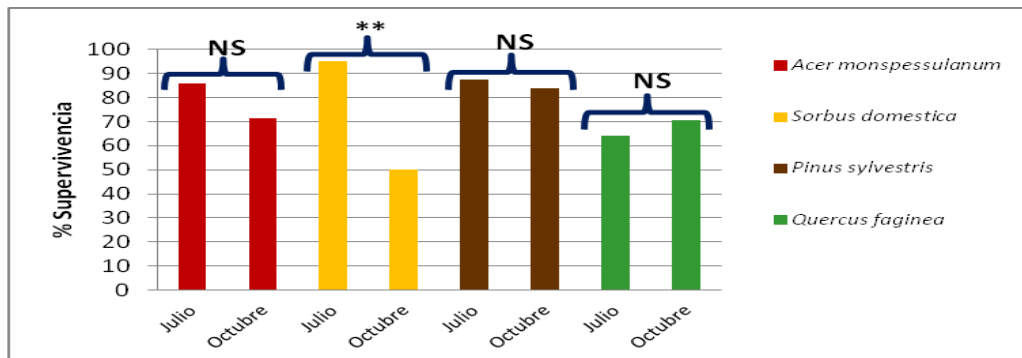


Figura AII-14: Porcentajes de supervivencia según especies de la unidad ambiental “Ladera convexa con orientación oeste sobre sustrato calizo” del Rodal 13, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado fueron significativas para la especie *S. domestica*. *A. monspessulanum* (n=14), *Q. faginea* (n=209), *P. sylvestris* (n=444) y *S. domestica* (n=45). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas y «**» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,01$.

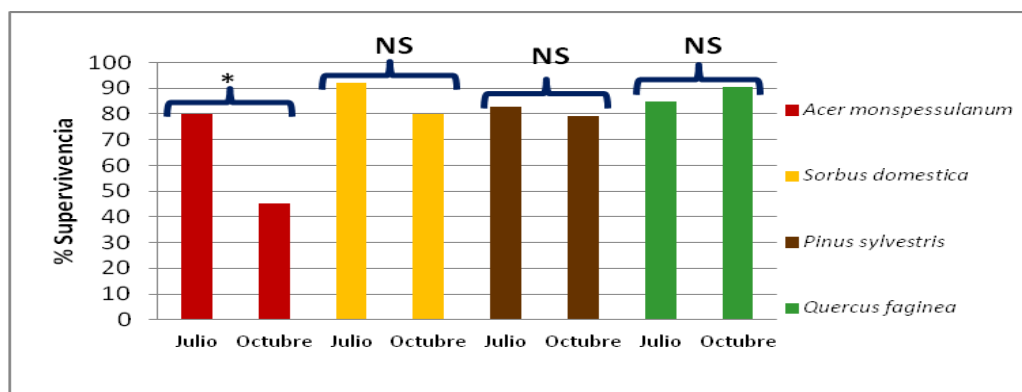


Figura AII-15: Porcentajes de supervivencia según especies de la unidad “Ladera convexa con orientación norte sobre sustrato calizo” del Rodal 13, pre y post estival. Las comparaciones analizadas mediante la prueba Chi-cuadrado fueron significativas para la especie *A. monspessulanum*. *A. monspessulanum* (n=40), *Q. faginea* (n=289), *P. sylvestris* (n=555) y *S. domestica* (n=51). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas y «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$.

ANEXO 3: CRECIMIENTO DEL DIÁMETRO BASAL

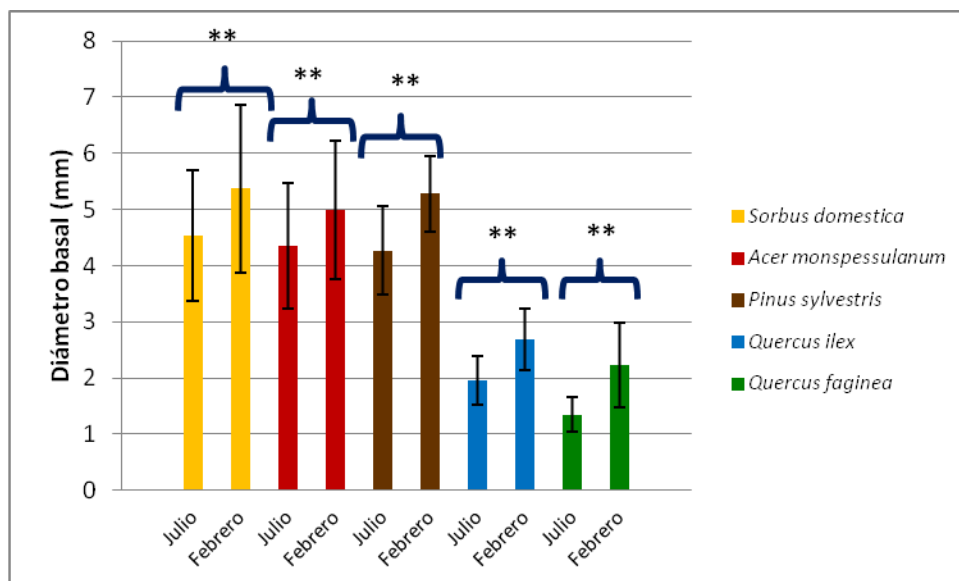


Figura AIII-1: Comparativa del crecimiento del diámetro basal según especies en toda el área de estudio, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*P. sylvestris* (n=114)) y prueba de Wilcoxon (*A. monspessulanum* (n=170), *Q. faginea* (n=242), *Q. ilex* (N 66) y *S. domestica* (n=172)). «**» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,01$.

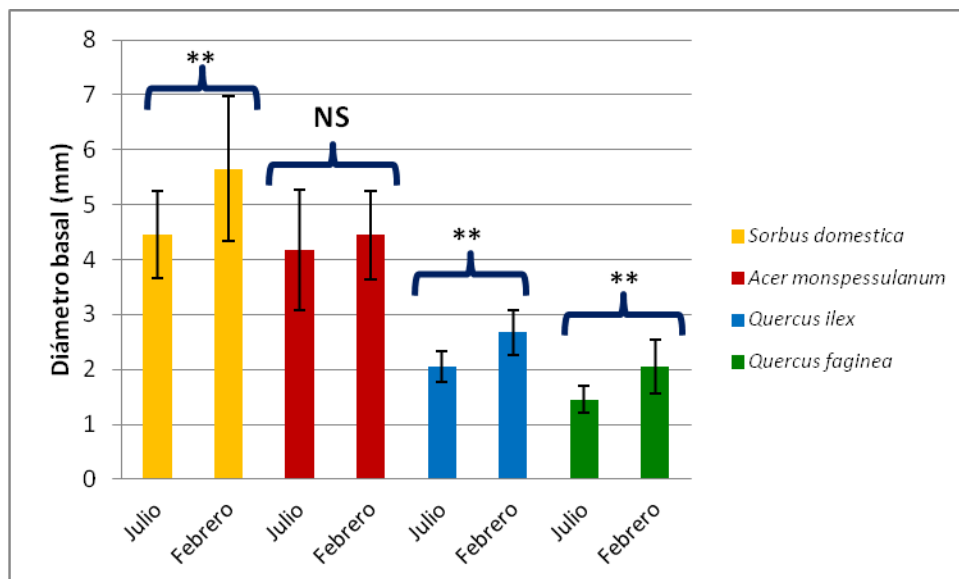


Figura AIII-2: Comparativa del crecimiento del diámetro basal según especies del Rodal 5, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*A. monspessulanum* (n=28)) y prueba de Wilcoxon (*Q. faginea* (n=56), *Q. ilex* (n=38) y *S. domestica* (n=38)). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas y «**» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,01$.

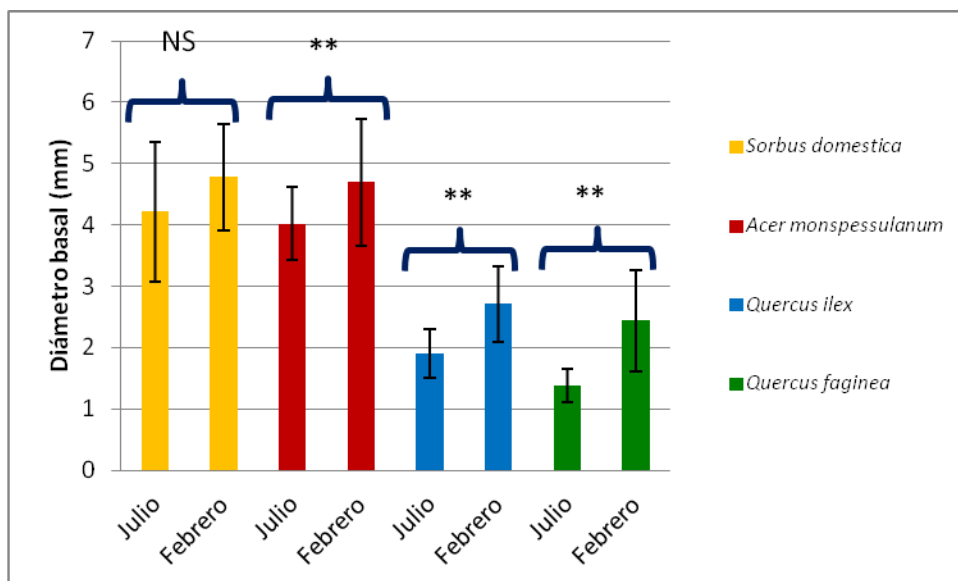


Figura AIII-3: Comparativa del crecimiento del diámetro basal según especies del Rodal 10, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*A. monspessulanum* (n=44)) y prueba de Wilcoxon (*Q. faginea* (n=66), *Q. ilex* (n=38) y *S. domestica* (n=36)). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas y «**» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,01$.

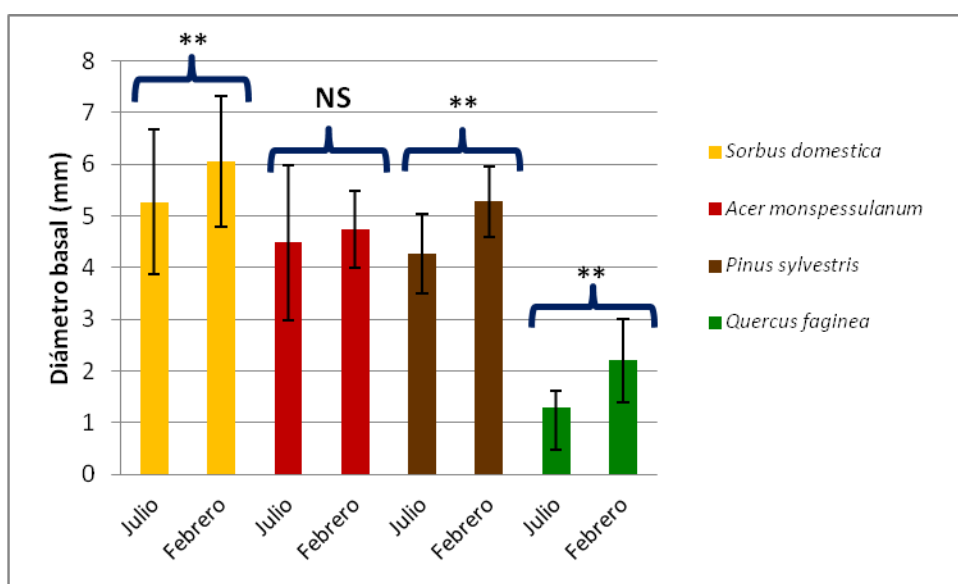


Figura AIII-4: Comparativa del crecimiento del diámetro basal según especies del Rodal 13, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*P. sylvestris* (n=114)) y prueba de Wilcoxon (*A. monspessulanum* (n=98), *Q. faginea* (n=120) y *S. domestica* (n=98)). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas y «**» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,01$.

Tabla AIII-1: Comparativa del crecimiento del diámetro basal de las especies de la zona de estudio según unidades ambientales, entre julio de 2015 y febrero de 2016.

Prueba t de Student para muestras relacionadas (*Pinus sylvestris*) y prueba de Wilcoxon (resto de especies). « \bar{X} » indica las medias de diámetro basal del tallo (mm), «S» desviación estándar, «N» n.º muestral y «Sig» la significancia de la prueba estadística, donde «NS» indica la no existencia de diferencias significativas, «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$ y «**» indica $\leq 0,01$.

Rodal	Unidad Ambiental	Sp.	A. monspessulanum				S. domestica				Q. faginea				Q. ilex			
			Fecha	\bar{X}	S	N	Sig	M	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N
5	Fondo vaguada	Jul.	4,1	1,1	4	NS	3,9	0,5	9	**	1,5	0,3	14	**	2,0	0,3	14	**
		Feb.	4,7	1,1	4		5,4	1,2	9		2,4	2,4	14		2,8	0,4	14	
	Ladera	Jul.	4,2	1,2	10	NS	4,7	1,0	10	NS	1,4	0,2	14	**	2,1	0,3	14	**
		Feb.	4,4	0,7	10		5,7	1,5	10		1,7	0,3	14		2,6	0,4	14	
10	Fondo vaguada	Jul.	4,1	0,6	15	*	4,3	0,4	10	NS	1,4	0,3	23	**	2,5	0,6	15	NS
		Feb.	4,8	1,0	15		4,1	0,7	10		2,3	0,8	23		2,6	0,6	15	
	Ladera	Jul.	3,9	0,6	7	*	4,2	1,3	8	*	1,3	0,3	10	**	2,7	0,3	23	NS
		Feb.	5,9	0,9	7		5,7	1,7	8		2,8	0,7	10		2,8	0,7	23	
Rodal	Unidad Ambiental	Sp.	A. monspessulanum				S. domestica				Q. faginea				P. sylvestris			
			Fecha	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N
13	L. Abancalada norte	Jul.	4,5	1,4	15	*	5,0	1,3	12	**	1,4	0,3	15	**	4,4	0,8	15	**
		Feb.	4,7	0,7	15		5,9	1,2	12		2,2	0,5	15		5,5	0,9	15	
	Convexa N	Jul.	4,1	0,7	15	*	4,0	0,9	14	*	1,3	0,3	14	**	4,2	0,5	13	**
		Feb.	4,9	1,5	15		5,1	1,7	14		2,5	0,4	14		5,1	0,9	13	
	Cóncava N	Jul.	5,2	1,9	10	*	5,5	1,4	14	NS	1,2	0,3	15	**	4,2	0,7	15	**
		Feb.	6,2	1,7	10		6,0	1,5	14		2,2	0,5	15		5,2	0,6	15	
	Convexa O	Jul.	4,7	1,1	9	NS	4,0	1,1	9	NS	1,2	0,4	14	**	4,2	0,4	14	**
		Feb.	4,7	1,2	9		4,9	1,8	9		1,9	0,9	14		5,4	0,7	14	

ANEXO 4: CRECIMIENTO DE LA ALTURA

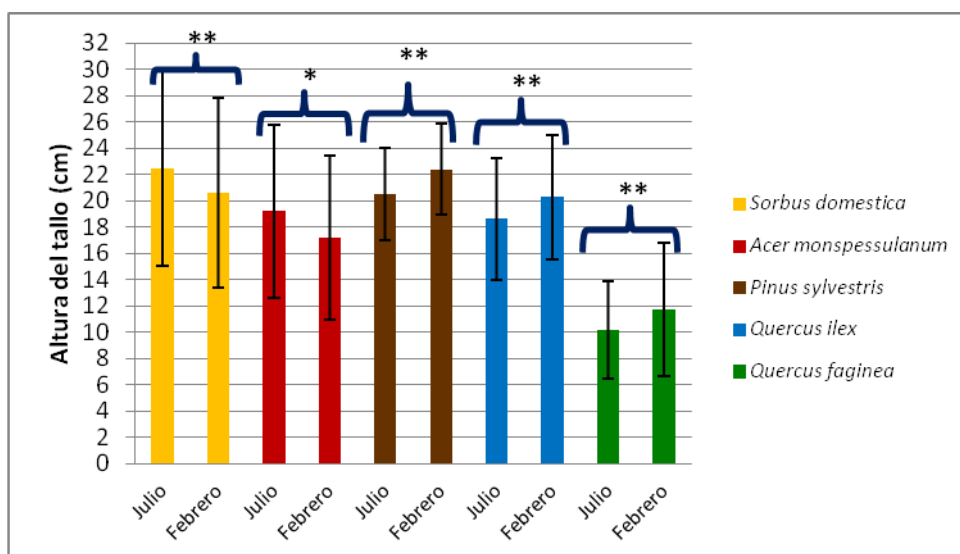


Figura AIV-1: Comparativa del crecimiento de la altura del tallo según especies en el área de estudio, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*A. monspessulanum* (n=170) y *P. sylvestris* (n=114)) y prueba de Wilcoxon (*Q. faginea* (n=242), *Q. ilex* (n=66) y *S. domestica* (n=172)). «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$ y «**» al nivel $\leq 0,01$.

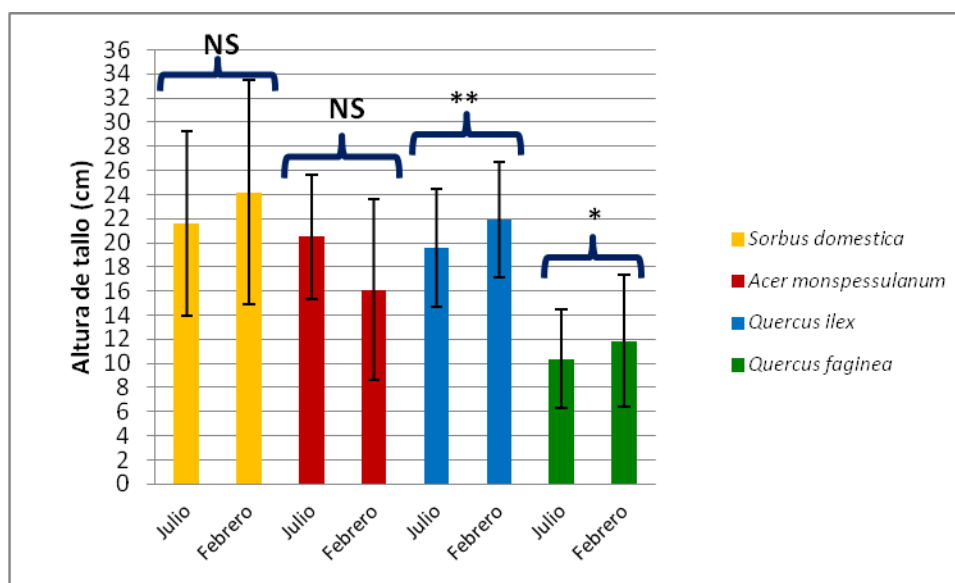


Figura AIV-2: Comparativa del crecimiento de la altura del tallo según especies del Rodal 5, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*A. monspessulanum* (n=28)) y prueba de Wilcoxon (*Q. faginea* (n=56), *Quercus ilex* (n=38) y *S. domestica* (n=38)). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas, «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$ y «**» al nivel $\leq 0,01$.

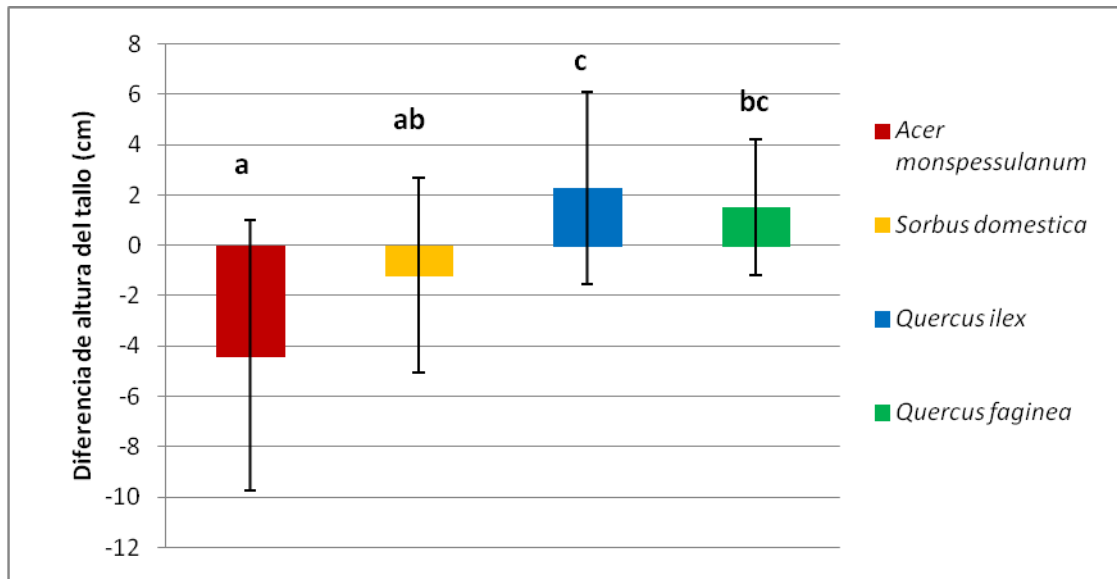


Figura AIV-3: Comparativa del crecimiento en altura según especies del Rodal n5. Prueba ANOVA significativa ($p < 0,05$). Letras distintas indican diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Tukey. *A. monspessulanum* (n=14), *S. domestica* (n=19), *Q. ilex* (n=28) y *Q. faginea* (n=28).

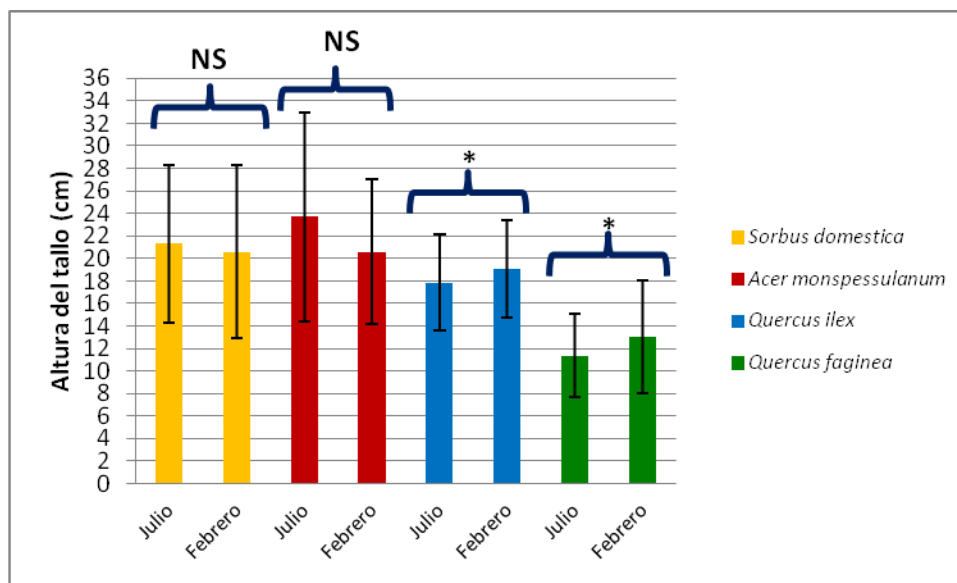


Figura AIV-4: Comparativa del crecimiento de la altura del tallo según especies del Rodal 10, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*A. monspessulanum* (n=44)) y prueba de Wilcoxon (*Q. faginea* (n=66), *Q. ilex* (n=38) y *S. domestica* (n=36)). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas y «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$.

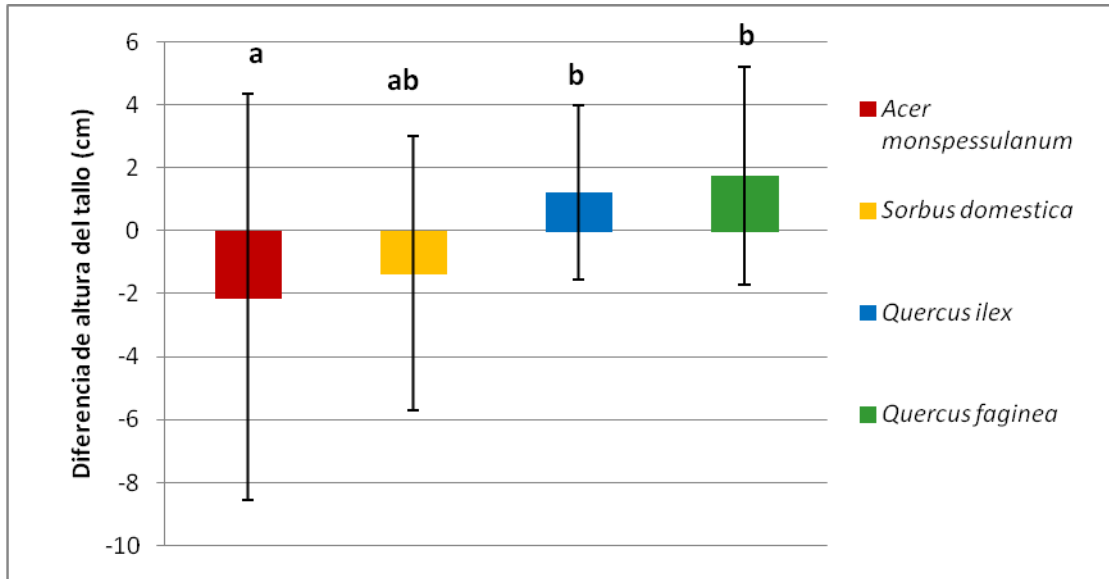


Figura AIV-5: Comparativa del crecimiento en altura según especies del Rodal 10. Prueba ANOVA significativa ($p < 0,05$). Letras distintas indican diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Tukey. *A. monspessulanum* (n=22), *S. domestica* (n=18), *Q. ilex* (n=38) y *Q. faginea* (n=33).

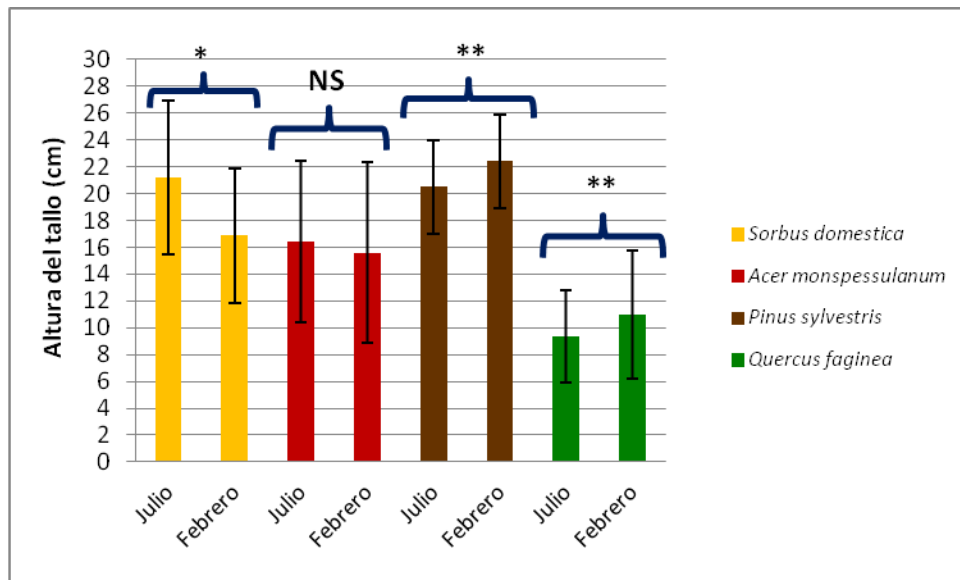


Figura AIV-6: Comparativa del crecimiento de la altura según especies del Rodal 13, entre julio de 2015 y febrero de 2016. Prueba t de Student para muestras relacionadas (*A. monspessulanum* (n=98) y *P. sylvestris* (n=114)) y prueba de Wilcoxon (*Q. faginea* (n=120) y *S. domestica* (n=98)). «NS» indica la no existencia de diferencias significativas, «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$ y «**» al nivel $\leq 0,01$.

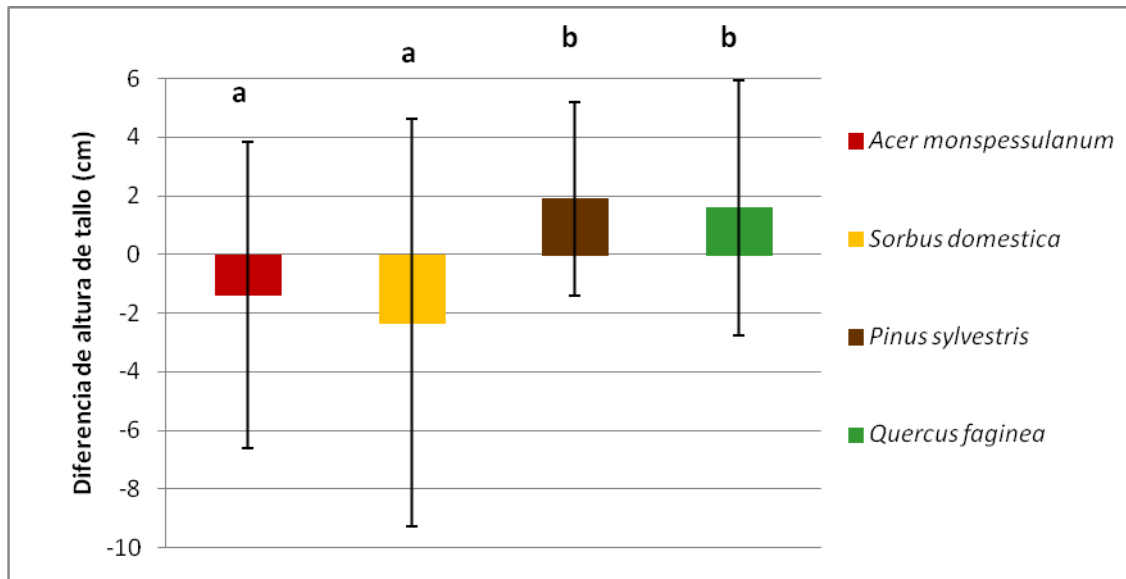


Figura AIV-7: Comparativa del crecimiento en altura según especies del Rodal 13. Prueba ANOVA significativa ($p < 0,05$). Letras distintas indican diferencias significativas al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Tukey. *A. monspessulanum* (n=49), *S. domestica* (n=49), *P. sylvestris* (n=57) y *Q. faginea* (n=60).

Tabla AIV-1: Comparativa del crecimiento en altura del tallo de las especies, entre julio de 2015 y febrero de 2016, según unidades ambientales.

Pruebas estadísticas: t de Student para muestras relacionadas y prueba de Wilcoxon. « \bar{X} » indica las medias de altura del tallo (cm), «S» desviación estándar, «N» tamaño muestral y «Sig» la significancia de la prueba estadística, donde «NS» indica la no existencia de diferencias significativas, «*» indica diferencias significativas al nivel $\leq 0,05$ y «**» al nivel $\leq 0,01$.

Rodal	Unidad Ambiental	Sp.	t-Student				Prueba de Wilcoxon											
			A. monspessulanum				S. domestica				Q. faginea				Q. ilex			
			Fecha	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N
5	Fondo vaguada	Jul.	22,2	2,0	4	NS	22,4	5,8	9	NS	11,7	4,2	14	**	20,5	5,8	14	**
		Feb.	19,2	3,5	4		22,5	6,5	9		15,0	5,4	14		24,4	5,2	14	
	Ladera	Jul.	19,8	6,0	10	NS	27,9	8,1	10	NS	9,0	3,6	14	NS	18,9	3,6	14	NS
		Feb.	14,9	8,4	10		25,5	11,1	10		8,7	3,4	14		19,5	2,7	14	
10	Fondo vaguada	Jul.	23,2	9,2	15	NS	19,5	6,7	10	NS	12,0	3,7	23	NS	19,0	3,6	15	NS
		Feb.	20,2	6,4	15		18,8	7,8	10		13,2	5,0	23		20,0	3,9	15	
	Ladea	Jul.	17,7	6,2	7	NS	25,0	6,4	8	NS	9,9	3,5	10	NS	16,1	5,0	23	NS
		Feb.	17,6	5,8	7		22,9	7,5	8		13,0	5,9	10		17,6	4,6	23	
Rodal	Unidad Ambiental	Sp.	t-Student				Prueba estadística Wilcoxon								Anova			
			A. monspessulanum				S. domestica				Q. faginea				P. sylvestris			
			Fecha	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N	Sig	\bar{X}	S	N
13	L. Abancalada norte	Jul.	16,8	6,5	15	NS	20,2	5,9	12	*	8,8	3,3	15	NS	21,6	4,0	15	NS
		Feb.	15,9	6,6	15		15,6	4,4	12		9,7	3,4	15		22,4	4,9	15	
	L. Convexa norte	Jul.	19,5	5,3	15	NS	24,3	8,1	14	NS	10,0	2,8	14	NS	20,9	2,6	13	NS
		Feb.	17,5	8,5	15		22,8	7,0	14		12,6	4,8	14		21,6	2,2	13	
	L. Cóncava norte	Jul.	17,6	5,4	10	NS	24,1	6,4	14	NS	9,9	4,6	15	NS	17,7	2,9	15	**
		Feb.	16,6	6,2	10		20,9	5,9	14		11,9	6,1	15		21,4	2,2	15	
	L. Convexa oeste	Jul.	17,5	4,9	9	NS	15,7	4,9	9	NS	8,8	3,0	14	NS	21,8	2,8	14	NS
		Feb.	16,0	5,7	9		16,5	6,5	9		9,6	3,8	14		21,7	2,7	14	

Tabla AIV-2: Comparativa del crecimiento de la altura del tallo de las especies de estudio según unidades ambientales.

Prueba ANOVA significativa ($p < 0,05$) en las unidades ambientales Fondo vaguada, Ladera, L. Cóncava norte y L. Abancalada norte. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas entre especies al nivel $p \leq 0,05$ según el test de Tukey. En las unidades ambientales L. Convexa norte y L. Cóncava norte la prueba ANOVA resultó no significativa ($p > 0,05$).

	<i>A. monspessulanum</i>		<i>S. domestica</i>		<i>Q. ilex</i>		<i>Q. faginea</i>		
Unidad ambiental	M	S	M	S	M	S	M	S	N
Fondo vaguada	-3,01 a	6,85	-0,27 ab	2,75	2,16 c	3,15	1,98 bc	2,98	112
Ladera	-2,97 a	4,95	-2,29 a	4,95	1,03 b	3,38	1,10 b	3,27	88

	<i>A. monspessulanum</i>		<i>S. domestica</i>		<i>P. sylvestris</i>		<i>Q. faginea</i>		
Unidad ambiental	M	S	M	S	M	S	M	S	N
L. Convexa norte	-2,01	9,01	-1,46	9,57	0,70	1,99	2,62	6,24	57
L. Convexa oeste	-1,45	2,82	0,73	2,65	-0,07	1,22	0,80	3,50	47
L. Cóncava norte	-1,08 a	1,86	-3,20 a	6,98	5,90 b	2,47	1,97 a	3,24	54
L. Abancalada norte	-0,91 a	2,29	-4,57 b	5,06	0,83 a	3,04	0,96 a	3,97	59

ANEXO 5: FOTOGRAFÍAS.



Fotografía 1. Edo, A. (2015). Ilustración del muestro de supervivencia.



Fotografía 2. Edo, A. (2015). Ilustración del muestro de supervivencia.



Fotografía 3. Fernández, A. (2016). Ilustración de una estaca del muestro de supervivencia.



Fotografía 4. Fernández, A. (2016). Ilustración de una estaca del muestro de supervivencia.



Fotografía 5. Fernández, A (2016). Ilustración del muestreo de crecimiento (medida de altura del tallo).



Fotografía 6. Fernández, A (2016). Ilustración del muestreo de crecimiento (medida de diámetro basal).



Fotografía 7. Nicolau, J.M. (2016). Ilustración del encharcamiento del Rodal 5.



Fotografía 8. Nicolau, J.M. (2016). Ilustración del encharcamiento del Rodal 5.