



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

TESIS DOCTORAL

Estudio del establecimiento de repoblaciones forestales en el ámbito mediterráneo mediante un análisis holístico de factores técnicos y ecológicos

Programa de Doctorado en Ingeniería del Agua y Medioambiental

Doctorando: Guillem Segura Orenga

Director: Antonio D. del Campo García

Codirector: Javier Hermoso de Mena

Valencia, enero 2023

Agradecimientos

Agradecer en primer lugar a Antonio por su acompañamiento en este largo proceso desde la toma de datos en La Muela hasta como sacar partido a los múltiples datos, si dejar pasar todo el conocimiento que he adquirido.

A Javier Hermoso, al personal de TRASGA y demás personas involucradas, que han hecho posible la toma de datos, el trabajo en parcelas, la plantación de la parcela experimental, etc.

Y no menos importante, a la familia y amigos que me han apoyado durante este tiempo.

Resumen

¿Cuántas veces hemos realizado o participado en una repoblación forestal y pasados los años no hemos encontrado rastro de los árboles plantados? Y en muchas ocasiones nos habremos preguntado por qué e incluso sentido frustración de creer que no lo hemos cuidado adecuadamente. La respuesta no es sencilla como veremos en este trabajo.

En las últimas décadas, las repoblaciones forestales o reforestaciones, enmarcadas dentro de planes de restauración, han experimentado altas tasas de mortalidad, sobre todo en nuestro ámbito mediterráneo donde predominan las tierras secas. Esta tasa alta de mortalidad en numerosas ocasiones se relaciona con las condiciones meteorológicas, pero existen multitud de aspectos que pueden influir en alcanzar o no el objetivo final de la repoblación. Para poder conocer cuáles son los aspectos que influyen en mayor o menor medida en la supervivencia y crecimiento adecuado de las plántulas puestas en campo, se plantea la puesta en marcha de un protocolo de control holístico o integral de repoblaciones y el estudio y seguimiento de la puesta en práctica en una repoblación real durante 10 años.

El control de calidad en sí mismo se ha contemplado sobre las distintas fases de la repoblación: desde la revisión de las decisiones tomadas en proyecto, pasando por la ejecución en obra, la evaluación de los lotes de planta empleados, la caracterización de sitio o estación, hasta la realización del seguimiento climatológico, ambiental y de la propia repoblación (en términos de supervivencia y crecimiento).

En base a distintos planteamientos experimentales y de toma de muestras dentro de una repoblación real, en condiciones cambiantes y con sequías extremas, se ha podido estudiar pormenorizadamente la calidad de planta o *stock* y la idoneidad de las especies utilizadas (*Pinus sp.*, *Quercus sp.*, *Arbutus Unedo*, *Juniperus phoenicea* y *Fraxinus ornus*) para posteriormente evaluar la repoblación tras 10 años en conjunto y por tanto, los demás aspectos y sus interacciones que influyen en el establecimiento, como: la calidad de ejecución, la calidad de sitio o estación, la idoneidad del tubo protector, etc.

A grandes rasgos, los resultados tanto en la parcela experimental como en la repoblación, siendo en ellas las condiciones meteorológicas las mismas, no ha sido muy satisfactoria tras los 10 años. Al margen de conocer que las sequías extremas acontecidas han tenido gran influencia e interaccionan demás factores (acrecentando los efectos negativos), se ha podido evaluar que existen especies de dudosa idoneidad para determinados sitios; que la correcta ejecución juega un papel importante; que se requiere de una mejor zonificación; y que cuidados culturales post plantación como el tubo protector, pueden influir notablemente en la consecución de la repoblación.

Así, además de identificar cuáles son los aspectos más influyentes en esta repoblación en particular, se han adquirido cuestiones prácticas tanto a la hora de aplicar el control de calidad como a la hora de como plantearnos, desde la redacción del proyecto, las nuevas repoblaciones, teniendo muy en cuenta el nuevo contexto de cambio climático.

Abstract

How many times have we carried out or participated in a reforestation and over the years we have not found a trace of the planted trees? On many occasions, we will have wondered why and even felt frustrated to believe that we have not taken care of it properly. The answer is not simple as we will see in this work.

In recent decades reforestations, framed within restoration plans, have experienced high mortality rates, especially in our Mediterranean area where drylands predominate. This high mortality rate is often related to weather conditions, but there are many aspects that can influence the final objective of the reforestation. In order to know which are the aspects that influence the survival and adequate growth of seedlings in the field, the implementation of a holistic control protocol for reforestation is proposed, as well as the study and monitoring of the put into practice in a real reforestation for 10 years.

The quality control itself has been contemplated on the different phases of the reforestation: from the review of the decisions taken in the project, through the execution on site, the evaluation of the stock quality of plant used, the site characterization, until climatological, environmental and reforestation monitoring (in terms of survival and growth).

Based on different experimental approaches and sampling within a real reforestation, with changing conditions and extreme droughts, it has been possible to study in detail the quality of the plant and the suitability of the species used (*Pinus sp.*, *Quercus sp.*, *Arbutus Unedo*, *Juniperus phoenicea* and *Fraxinus ornus*). Then has been evaluated the repopulation after 10 years as a whole, knowing the other aspects and their interactions that influence the establishment, such as: the quality of execution, the site quality, the suitability of shelter tube, etc.

Broadly speaking, the results in the experimental plot and in the reforestation, being the same the weather conditions, have not been very satisfactory after 10 years. Apart from knowing that the extreme droughts that have occurred have had a great influence and their interactions with other factors (increasing the negative effects), it has been possible to evaluate that there are species of doubtful suitability for certain site conditions; that correct execution plays an important role; that better zoning is required; and post-planting cultural treatment, such as the protective tube, can significantly influence the establishment of reforestation.

Thus, apart from identify which are the most influential aspects in this particular reforestation, practical questions have been acquired when applying quality control from the project drafting of the new reforestations taking into account the new context, the climate change.

Resum

Quantes vegades hem realitzat o participat en una repoblació forestal i passats els anys no hem trobat cap rastre dels arbres plantats? I moltes vegades ens haurem preguntat per què i fins i tot, sentit frustració de creure que els hem cuidat adequadament. La resposta no és senzilla com veurem en aquest treball.

En les darreres dècades, les repoblacions forestals o reforestacions, emmarcades dins de plans de restauració, han experimentat altes taxes de mortalitat, sobretot al nostre àmbit mediterrani on predominen les zones àrides. Aquesta taxa alta de mortalitat normalment es relaciona amb les condicions meteorològiques, però hi ha multitud d'aspectes que poden influir en assolir o no l'objectiu final de la repoblació. Per poder conèixer quins són els aspectes que influeixen en major o menor mesura en la supervivència i el creixement adequat de les plàntules posades camp, es fica en marxa un protocol de control holístic o integral de repoblacions, i l'estudi i el seguiment de la posada en pràctica en una repoblació real durant 10 anys.

El control de qualitat en si mateix s'ha contemplat sobre les diferents fases de la repoblació: des de la revisió de les decisions preses en projecte, passant per l'execució en l'obra, l'avaluació dels lots de planta emprats, la caracterització de lloc o estació, fins a la realització del seguiment climatològic, ambiental i de la pròpia repoblació (en termes de supervivència i creixement).

En base a diferents plantejaments experimentals i de presa de mostres dins una repoblació real, en condicions canviants i amb sequeres extremes, s'ha pogut estudiar detalladament la qualitat de planta i la idoneïtat de les espècies utilitzades (*Pinus sp.*, *Quercus sp.*, *Arbutus Unedo*, *Juniperus phoenicea* i *Fraxinus ornus*) per posteriorment avaluar la repoblació després de 10 anys en conjunt i per tant, els altres aspectes i les seves interaccions que influeixen en l'establiment, com ara: la qualitat d'execució, la qualitat de lloc o estació, la idoneïtat del tub protector, etc.

A grans trets, els resultats tant a les parcel·les experimentals com a la repoblació, sent en elles les condicions meteorològiques les mateixes, no ha estat gaire satisfactòria després dels 10 anys. Al marge de saber que les sequeres extremes esdevingudes han tingut gran influència i interaccionen altres factors (augmentant els efectes negatius), s'ha pogut avaluar que hi ha espècies de dubtosa idoneïtat per a determinats llocs; que la correcta execució juga un paper important; que es requereix una millor zonificació; i que els tractaments culturals postplantació com el tub protector, poden influir notablement en la consecució de la repoblació.

Així, a mes a més de conèixer quins són els aspectes més influents en aquesta repoblació en particular, s'han adquirit qüestions pràctiques tant a l'hora d'aplicar el control de qualitat com a l'hora de plantejar-nos, des de la redacció del projecte, les noves repoblacions, tenint molt en compte el nou context de canvi climàtic.

INDICE

1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
1.1	Introducción y antecedentes.....	1
1.1.1	Sobre la calidad de proyecto	6
1.1.2	Sobre la calidad de ejecución	7
1.1.3	Sobre la calidad de planta.....	9
1.1.4	Del seguimiento climatológico y cambio climático	9
1.1.5	Caracterización del sitio	10
1.1.6	Del seguimiento a medio y largo plazo del éxito de la restauración	10
1.2	Estructura de la tesis.....	12
1.3	Objetivos	13
2	EVALUACIÓN Y MEJORA DE LA CALIDAD DE PLANTA: SOBRE LA NECESIDAD DE REFINAR AÚN MÁS LAS ESPECIFICACIONES DE CALIDAD DEL STOCK PARA MEJORAR EL ESTABLECIMIENTO DE REFORESTACIONES BAJO EXTREMOS CLIMÁTICOS.....	15
2.1	Introducción.....	15
2.2	Materiales y métodos	17
2.2.1	Caracterización de la estación	17
2.2.2	Diseño experimental: especies, lotes y disposición.....	20
2.2.3	Atributos seleccionados y seguimiento tras plantación.....	23
2.2.4	Análisis de los datos	27
2.3	Resultados	28
2.3.1	Condiciones meteorológicas en los 10 años posteriores a la plantación	28
2.3.2	Diferencias entre lotes en la respuesta de la plantación.	30
2.3.3	Supervivencia y crecimiento de la plantación: influencia relativa de los atributos..	36
2.4	Discusión	55
2.4.1	Influencia limitada de la calidad del stock en el establecimiento de la plantación ..	56
2.4.2	Los atributos individuales y el establecimiento de la plantación.	58
3	SELECCIÓN DE ESPECIES: SU IMPORTANCIA, BASADA EN ATRIBUTOS FUNCIONALES, EN LA REFORESTACIÓN DE ZONAS SECAS BAJO NUEVAS CONDICIONES CLIMÁTICAS:	63
3.1	Introducción.....	63
3.2	Materiales y métodos	66
3.2.1	Caracterización de la estación	66
3.2.2	Especies seleccionadas y diseño experimental.....	66
3.2.3	Atributos seleccionados y seguimiento post-plantación.....	67
3.2.4	Análisis de los datos	73
3.3	Resultados	75
3.3.1	Condiciones meteorológicas durante los 10 años post-plantación.	75
3.3.2	Respuesta de las especies tras 10 años: supervivencia y crecimiento.	76
3.3.3	La influencia de los atributos en la respuesta a lo largo de los años.	78

3.4	Discusión	86
3.4.1	Evaluación del establecimiento por especie	86
3.4.2	Mirando más allá del taxón: evaluación del desempeño basada en atributos	91
4	EVALUACIÓN DE REPOBLACIONES FORESTALES A ESCALA DEL PROYECTO: ¿CUÁL ES EL MARGEN DE MEJORA DE LA SUPERVIVENCIA EN CONDICIONES ADVERSAS? UN CASO DE ESTUDIO EN EL SEMIÁRIDO MEDITERRÁNEO.....	95
4.1	Introducción.....	95
4.2	Materiales y métodos.	97
4.2.1	Características generales del proyecto y de la zona.	97
4.2.2	Ejecución de obras del proyecto y muestreo de la repoblación.....	99
4.2.3	Medio físico: factores de estación y meteorología	103
4.2.4	Seguimiento de la plantación y análisis de datos	108
4.3	Resultados	110
4.3.1	Condiciones ambientales durante el estudio	110
4.3.2	Establecimiento de la plantación a lo largo del tiempo: mortalidad y crecimiento	113
4.3.3	Importancia relativa de los factores técnicos y ambientales en el establecimientos	116
4.4	Discusión	127
4.4.1	Caso de estudio de la Muela de Cortes: complejidad de un proyecto real de reforestación	127
4.4.2	Resultados finales: alta mortalidad de la plantación	128
4.4.3	Comportamiento: comprender el papel de los factores técnicos y ambientales en el desempeño de plantaciones	129
5	CONCLUSIONES.....	135
6	BIBLIOGRAFIA	141

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquematación conceptual del control de repoblaciones forestales (Fuente: del Campo et al., 2021).	5
Figura 2. Vista general de la zona reforestada (izquierda) y de la parcela experimental, donde aparecen tanto ejemplares de <i>Pinus pinaster</i> de forma natural como ejemplares de 10 años tras ser plantados.	18
Figura 3. Vista aérea de la distribución de bloques dentro de la parcela experimental.	19
Figura 4. Localización de la repoblación forestal y situación de la parcela experimental (3 bloques) dentro de los límites de la zona de actuación.	20
Figura 5. Evolución del índice de sequía (SPI) en la escala de tiempo de 12 meses en el área de estudio, para el período 2000 a 2018.	29
Figura 6 Contenido volumétrico de agua del suelo durante el primer año de plantación 2008 en dos puntos diferentes: suelo sin roturar y suelo removido en el hoyo de plantación.	30
Figura 7. Valores de los cuatro componentes (F1, F2, F3, F4) extraídos del análisis factorial para los dos lotes en cada especie utilizados en este estudio y el estándar de la especie (STD) para la región de Valencia.	32
Figura 8. Valores medios de supervivencia de campo para los dos lotes de cada especie a lo largo del período de 10 años estudiado.	34
Figura 9. Evolución de los valores medios de altura de la planta y diámetro basal para ambos lotes en cada especie a lo largo del período de 10 años estudiado.	35
Figura 10. Importancia relativa (RI, %, obtenido de los modelos BRT) para los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes tanto en la supervivencia de la plantación (2008, 2009 y 2018) como en los atributos de crecimiento inicial (incrementos de diámetro, D, altura, H y volumen).	38
Figura 11. Graficas de dependencia parcial (PDP) para <i>Arbutus unedo</i> (ARUN) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018).	40
Figura 12. Graficas de dependencia parcial (PDP) para <i>Juniperus phoenicea</i> (JUPH) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018).	41

Figura 13. Graficas de dependencia parcial (PDP) para <i>Pinus halepensis</i> (PIHA) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018).	42
Figura 14. Graficas de dependencia parcial (PDP) para <i>Pinus pinaster</i> (PIPR) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018).	43
Figura 15. Graficas de dependencia parcial (PDP) para <i>Quercus faginea</i> (QUFA) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018).	44
Figura 16. Graficas de dependencia parcial (PDP) para <i>Quercus ilex</i> (QUIL) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018).	45
Figura 17. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para <i>Arbutus unedo</i> (ARUN) de las cuatro variables o predictores más influyentes.	49
Figura 18. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para <i>Juniperus phoenicea</i> (JUPH) de las cuatro variables o predictores más influyentes	50
Figura 19. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para <i>Pinus halepensis</i> (PIHA) de las cuatro variables o predictores más influyentes.	51
Figura 20. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para <i>Pinus pinaster</i> (PIPR) de las cuatro variables o predictores más influyentes.	52
Figura 21. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para <i>Quercus faginea</i> (QUFA) de las cuatro variables o predictores más influyentes.	53
Figura 22. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para <i>Quercus ilex</i> (QUIL) de las cuatro variables o predictores más influyentes.	54
Figura 23. Rebrote de frondosas en 2018 (Arriba: quejigo, encina, fresno de flor y madroño. Pino marítimo, pino carrasco y sabina (abajo, 2018) sin presencia de rebrotes o partes secas.	68
Figura 24. Precipitaciones acumuladas de 12 meses (septiembre-agosto) en la estación meteorológica Cortes de Pallás-Casa del Barón (CHJ, MITECO) durante los últimos 20 años.	76
Figura 25. Valor medio de mortalidad por especie (%), altura (cm), diámetro (mm) y volumen del tallo (cm³) a lo largo del período de 10 años estudiado para el establecimiento en el campo.	77

Figura 26. Importancia relativa (RI, %, obtenida de los modelos BRT) de los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes sobre la supervivencia de la plantación (para 2008, 2009 y 2018).	80
Figura 27. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la respuesta de supervivencia de la plantación (2008, 2009 y 2018).....	81
Figura 28. Importancia relativa (RI, %, obtenida de los modelos BRT) en los resultados de crecimiento inicial (incrementos de diámetro, altura y volumen) de los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes en la primera estación de crecimiento (1) y en el primer verano (2) después de la plantación.	83
Figura 29. Gráficos de dependencia parcial (PDP) de los modelos de <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT) que muestran las funciones ajustadas de los 4 predictores mejor clasificados	84
Figura 30. Desviación estándar de la supervivencia media por bloques de las distintas especies.	89
Figura 31. Mapa del área reforestada con la zonificación en rodales o ecotopos (I, IIa, IIb, IIIa, IIIb) y el diseño de la red de parcelas de muestreo.....	97
Figura 32. Variables ambientales y climáticas durante los dos primeros años (arriba) y 10 años del período de estudio (abajo).....	111
Figura 33. Variables ambientales y climáticas durante los primeros seis meses (arriba) y 27 meses del período de estudio (3 paneles inferiores).	112
Figura 34. El desempeño de las plantaciones a lo largo del período de 10 años en las cinco evaluaciones realizadas.....	114
Figura 35. Representación espacial de la mortalidad total (%) promediada entre especies según las evaluaciones realizadas después del primer (izquierda), segundo (centro) y décimo (derecha) año de trasplantación.	114
Figura 36. Representación espacial de la mortalidad de plantaciones (%) para pino marítimo (arriba) y pino carrasco (abajo) en las evaluaciones realizadas después del primer (izquierda), segundo (centro) y décimo (derecha) año de trasplantación.	115
Figura 37. Correlaciones significativas de diferentes variables de plantación (antropogénicas, en cursiva y ambiental) con la mortalidad de las plantas.	117

Figura 38. Importancia relativa (valores ponderados, %) que los diferentes factores/subfactores (o conjuntos de predictores) han tenido sobre la mortalidad de la plantación (representados a la izquierda).	119
Figura 39. Importancia relativa (IR,%) de diferentes conjuntos de factores sobre el diámetro, el volumen del tallo y la altura a principios (2008-2009) y a medio plazo (2008-2018), según se obtiene de los modelos BRT.	120
Figura 40. Avance temporal de la siembra en cada una de las 92 parcelas de muestreo (eje x) que muestra la mortalidad del pino carrasco durante el primer año (SP1_M3, eje y izquierdo).....	121
Figura 41. Graficas de dependencia parcial (PDP) de los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) sobre la mortalidad de las plantaciones (2008, 2008-2009 y 2008-2018).	125
Figura 42. Graficas de dependencia parcial (PDP) de los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en el resultado de crecimiento inicial de plantación (2008-2009) y medio (2008-2018)	127

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de los criterios de valoración de una buena actuación en la toma de decisiones de un proyecto de repoblación (modificada de Serrada et al. 2005, Dougherty y Duryea 1991).	6
Tabla 2. Especies y lotes utilizados de la parcela experimental usados en el estudio	21
Tabla 3. Distribución de especies y lotes en la parcela experimental. Cada celda corresponde a una hilera de plantación de 150 m de largo con 50 plántulas.....	22
Tabla 4. Atributos funcionales de planta utilizados en este trabajo y las abreviaturas utilizadas tanto en la evaluación de la calidad de los lotes de planta (<i>stocklots</i>) como en la evaluación individual de la planta	24
Tabla 5. Valores medios y desviación estándar (omitidos en algunas variables por simplicidad) para los atributos de calidad del <i>stock</i> morfológicos, fisiológicos y de respuesta medidos en los 12 lotes de las seis especies participantes (entre diciembre de 2007 y enero de 2008).	25
Tabla 6. Resumen del análisis de componentes principales que muestra la varianza total explicada para cuatro componentes extraídos.	31
Tabla 7. Matriz de componentes rotados que indica las correlaciones entre las variables iniciales y los componentes rotados.	31
Tabla 8. Tasas de crecimiento (2008) para diámetro (mm/mes), altura (cm/mes) y volumen (cm ³ /mes); y supervivencia (2008, 2009 y 2019) para ambos lotes de cada especie.....	36
Tabla 9. Resumen de los modelos <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT) ajustados para la supervivencia en el primer año (2008), segundo (2009) y décimo (2018) después de la plantación..	37
Tabla 10. Importancia relativa (RI, %, obtenida de los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018)	39
Tabla 11. Resumen de los modelos <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT) ajustados para atributos de respuesta del crecimiento inicial	46
Tabla 12. Importancia relativa (RI, %, obtenido de los modelos BRT) de los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes.....	48
Tabla 13. Evaluación general del establecimiento en campo en cuanto a la supervivencia y crecimiento tanto a corto plazo (primeros dos años) como a medio plazo (10 años)	56
Tabla 14. Especies y procedencia de las semillas usadas en el proyecto.	66

Tabla 15 Distribución de especies la parcela experimental.	67
Tabla 16. Atributos individuales funcionales de planta empleados en este trabajo, con la media y rango del conjunto de especies y la media y desviación estándar por cada especie.	69
Tabla 17. Atributos funcionales de especie usados en el presente trabajo.	70
Tabla 18. Indicadores del resultado de la estimación realizada para los atributos funcionales individuales de planta.	71
Tabla 19. Indicadores del resultado (tamaño muestra, coeficiente de correlación de Pearson y error relativo medio) de la estimación realizada con ANN para los atributos funcionales individuales de planta por especie a partir de datos experimentales	72
Tabla 20. Resumen de los modelos de <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT) ajustados para la supervivencia del primer (2008), segundo (2009) y décimo (2018) año después de la plantación.	79
Tabla 21. Resumen de los modelos de <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT) ajustados para atributos de resultados de crecimiento inicial	81
Tabla 22. Atributos morfológicos, fisiológicos e hidráulicos recuperados de la literatura utilizada para relacionar las estrategias de sequía y estrés hídrico de las especies con el establecimiento en el campo.	85
Tabla 23. Características técnicas principales del proyecto de reforestación para los cinco ecotopos o zonas de intervención.	98
Tabla 24. Variables seleccionadas para evaluar el impacto de factores técnicos (diseño del proyecto, ejecución del proyecto y calidad de planta) en el establecimiento de la plantación.	102
Tabla 25. Variables seleccionadas para evaluar el impacto de los factores ambientales (sitio: topografía, suelo, cobertura vegetal e índices de vegetación por teledetección o SVI; y meteorología)	104
Tabla 26. Resumen de los modelos <i>Boosted Regression Trees</i> (BTR) ajustados para la mortalidad y el crecimiento de las plantaciones para todas las especies juntas y por separado para ambos pinos (PIPR y PIHA), como especies principales.	122
Tabla 27. Importancia relativa (RI, %) de los predictores mejor clasificados (RI> 5%) en los modelos BRT ajustados para mortalidad (Tabla 26) después de uno (2008), dos (2008-09) y décimo año (2008-18) de la plantación.	123

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 Introducción y antecedentes.

Podemos definir los términos Repoblación forestal o Reforestación como el conjunto de técnicas y herramientas involucradas en la creación o regeneración de una masa o población forestal, compuesta por especies tanto arbóreas como arbustivas, en un espacio cuya composición vegetal actual no cumple en mayor o menor grado con uso asignado al territorio (Serrada, 2005). Normalmente, según el objetivo de la reforestación, se han venido diferenciando entre repoblaciones estrictamente productivas, con especies de crecimiento más rápido, por lo general con fines madereros y, por otro lado, las protectoras, cuyo objetivo principal suele ser la conservación de suelos. Sin embargo, esta diferenciación no es clara ya que las repoblaciones pueden presentar diversos grados dentro de los extremos productor-protector (Alloza, 2003). También existen numerosas repoblaciones con fines relativos a la biodiversidad y otros usos asignados al medio forestal.

Las repoblaciones se enmarcan en lo que denominamos restauración forestal (RF). La RF está ampliamente reconocida como una herramienta clave para hacer frente a los desafíos ambientales y socioeconómicos acarreados por el cambio climático y la degradación de los suelos (Stanturf et al., 2014; Jørgensen, 2015; Jacobs et al., 2015; UNEP, 2016b). Sin embargo, el logro de los objetivos en RF depende en gran medida del establecimiento exitoso de repoblaciones o plantaciones forestales, medido generalmente en términos de supervivencia (Burdett, 1990; Le et al., 2012). La importancia de alcanzar una alta supervivencia va más allá del entorno biofísico afectado por la plantación, ya que también atañe en gran medida a la sociedad (Margolis y Brand, 1990), a los agentes involucrados y a las administraciones públicas, los cuales asumen los costes de la reforestación y, a largo plazo, también a las políticas regionales y nacionales que fomentan la restauración del ecosistema (UNEP, 2016a).

En la década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030), uno de los objetivos primordiales en la mayoría de los programas, declaraciones y proyectos técnicos es la creación de paisajes más resilientes y productivos (Chazdon et al., 2019, 2020; Höhl et al., 2020). En particular, la repoblación forestal o reforestación de tierras secas degradadas se encuentra en muchos de los importantes

compromisos incluidos en las agendas nacionales e internacionales, tales como los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el objetivo de neutralidad en la degradación de la Tierra, el Desafío de Bonn y otros acuerdos sobre desertificación, cambio climático y biodiversidad (Stanturf et al., 2014; Barral et al., 2015; Cunningham et al., 2015; Chazdon et al., 2017; Löff et al., 2019). Por ello, la restauración forestal está ganando atractivo e ímpetu en los últimos años dada su utilidad para recuperar bienes y servicios de los ecosistemas forestales degradados y su papel para abordar las amenazas ambientales globales (Löff et al., 2019).

En el Mediterráneo, la actividad restauradora y repobladora arranca de muy antiguo, entre medianos y finales del siglo XIX, con la creación de la Divisiones Hidrológico-Forestales, pero sólo a principios del siglo pasado adquiere relevancia en términos cuantitativos con la realización del Plan General de Repoblación de España. Las reforestaciones protectoras se han implementado durante décadas en las tierras secas con el objetivo de proteger el suelo de la erosión, regular los flujos de agua y proteger los embalses y otras infraestructuras de la sedimentación, al tiempo que se mejora la producción de biomasa y la biodiversidad. España ha sido uno de los países más activos del mundo en la implementación de trabajos de restauración forestal desde mediados del siglo XIX, con aproximadamente 5 millones de hectáreas regeneradas artificialmente (FAO, 2010; Vadell et al., 2016).

Esta larga tradición ha establecido una sólida experiencia técnica y científica en las muchas materias que integran el cuerpo de la restauración forestal, como la producción de planta en vivero y la calidad de planta o *stock quality* (del Campo et al., 2010; Villar-Salvador et al., 2012), la caracterización biofísica del medio (Elena-Roselló, 2004), la preparación del terreno y eliminación de la vegetación preexistente (Navarro-Garnica, 1977; Martínez de Azagra, 1996; Löff et al., 2012), la elección de especies (Rivas-Martínez, 1987; Pemán-García et al., 2006), la aplicación de tratamientos culturales (Ceacero et al., 2012, 2014), etc. Por un lado, este esfuerzo ha proporcionado un conocimiento bastante valioso y reconocido que puede ser utilizado en la reforestación de zonas secas y degradadas de distintos lugares (Coello et al., 2015). Por otro lado, sin embargo, esta larga experiencia ha creado su propia disciplina, procedimientos y reglas técnicas que presentan cierta rigidez y pueden necesitar de cierta revisión, dado que los objetivos y referencias históricas pueden dejar de ser válidas en nuestro contexto actual de cambio climático (Willians y Dumroese, 2013).

En la Comunitat Valenciana, también ha existido una larga tradición, reforestándose durante el período 1885-2015 entre 190.000 y 207.000 ha, (Currás, 1995; Llansola et al, 2015). Si toda la superficie repoblada en la Comunitat Valenciana persistiese ésta supondría el 57,5% de la actual superficie arbolada. Pero en las últimas décadas, varios factores han hecho que estas masas no existan, y por tanto no cumplan actualmente los objetivos propuestos inicialmente. Por un lado, los incendios recurrentes, que han dado lugar a la desaparición de muchas masas arbóreas adultas procedentes de repoblación y su posterior regeneración natural. Por otro, se producen porcentajes elevados de marras propios de la acción repobladora (Kith y Tassara, 1949; Jiménez-Castellanos Conde, 1964; Alloza, 2003; del Campo et al., 2007b), siendo preciso identificar sus causas.

Además, el fracaso de las plantaciones es especialmente importante en las zonas secas, como ocurre en los ecosistemas de tipo mediterráneo, donde la supervivencia de los brinzales puede verse en peligro, no solo por las sequías estacionales acordes con este clima, sino también por los eventos de sequía extrema que se extienden fuera de la estación seca, e incluso interanualmente, como las sequías que han aparecido en los últimos años. Para empeorar las cosas, se prevé que la frecuencia de estas perturbaciones extremas aumente en magnitud y gravedad (Seild et al., 2017). Por lo tanto, una optimización técnica de los programas de restauración y de las repoblaciones garantizaría, no solo el establecimiento exitoso de repoblaciones y su resistencia climática futura, sino también el compromiso de las partes involucradas que, de lo contrario, queden frustradas por las plantaciones fallidas (Stanturf et al., 2014). Este fracaso de muchas plantaciones es de hecho uno de los factores más importantes que obstaculizan las esperanzas y voluntad política y los esfuerzos de financiación dentro de la restauración forestal (Suding, 2011; Höhl et al., 2020).

El alto porcentaje de mortalidad que acontece comúnmente en las plantaciones en tierras secas ha sido objeto de estudios previos, con el objetivo de identificar y abordar sus raíces y, por tanto, mejorar los resultados de los programas de repoblación (Pausas et al., 2004; del Campo et al., 2007b, 2011; Ceacero et al., 2012; Piñeiro et al., 2014). Las razones de un establecimiento pobre de las plantaciones pueden deberse a innumerables factores técnicos, ambientales y administrativos que deben desglosarse y analizarse cuidadosamente para comprender mejor un sistema tan complejo (Margolis y Brand, 1990; Le et al., 2012, 2014; Lawson y Michler, 2014).

Como se comenta anteriormente, la ocurrencia de condiciones meteorológicas y climáticas adversas (como sequías extremas) después de la plantación es, en gran medida, la principal causa de alta mortalidad en plantaciones mediterráneas (Benayas et al., 2014), aunque, también existe una causalidad asociada a decisiones técnicas inadecuadas, ya sea en el diseño (cómo se piensa la reforestación) o en la ejecución (cómo se hace la reforestación) del proyecto.

Así, el éxito de una plantación es una conjunción tanto de las condiciones ambientales como de adecuación de las decisiones, planificación y acciones incluidas en el proyecto técnico y durante la ejecución de las obras, afectando en conjunto a la capacidad de crecimiento de la planta bajo un entorno a menudo hostil (Grossnickle y Mac-Donald, 2018a). Cada uno de estos conjuntos de factores o impulsores incluye una multitud de otros involucrados e interrelacionados, por lo que el estudio del éxito de las plantaciones debe realizarse en un contexto que considere explícitamente esta complejidad y las posibles interacciones (Le et al., 2014, Navarro y Palacios, 2004).

En esta línea, South et al. (2001) indica que los factores que influyen en el establecimiento de una planta en el monte son, en orden de importancia: las condiciones ambientales del lugar de establecimiento (adecuación de la especie, preparación del terreno y cuidados culturales); el manejo de la planta (plantación); su morfología, fisiología (material forestal de reproducción y calidad de la planta) y la calidad genética. Todo lo anterior pone en evidencia la necesidad de que las repoblaciones forestales, como otras actividades propias de la silvicultura, requieran de un control de calidad que integre todos los factores.

No obstante, es frecuente que, dado que los distintos elementos que comprenden la cadena del proceso repoblador se producen en tiempos y lugares distintos (gabinete, vivero, transporte y manejo de la planta, y plantación), los controles de calidad tienden a ser parciales, en correspondencia con el responsable de cada una de estas actividades. Así, es frecuente un control de calidad del proyecto, otro del material forestal de reproducción (semilla o material vegetal), uno del proceso de cultivo y calidad funcional de la planta de vivero, uno de la calidad de ejecución de la obra, etc. Muchas veces se realizan por separado, sin analizar el conjunto y sus interacciones, y por tanto no se llega a conocer su implicación en la consecución de la repoblación en los términos de supervivencia y crecimiento.

Asumiendo que este es el primer objetivo de la repoblación a corto plazo, es comprensible que todos los controles de calidad deben estar acoplados para que haya una secuencia lógica de unos con los otros, y por tanto tener una perspectiva holística de los mismos. De este modo, un control integral de la repoblación debería incorporar tanto los controles de calidad propiamente dichos (calidad de ejecución de obra, calidad de planta, etc.), como el seguimiento y la valoración de otros elementos de juicio que forman parte indisoluble de la actividad repobladora (factores ambientales). De este modo, en la Figura 1 se esquematizan los distintos factores que explican el establecimiento de una repoblación, y sobre los que debería incidir el control integral. Los tres elementos en gris del organigrama representan los controles de calidad (calidad del proyecto, calidad del Material Forestal de Reproducción (MFR) y calidad de ejecución), mientras que el seguimiento o caracterización se realiza sobre los factores ambientales (condiciones de sitio y factores meteorológicos).

Estos últimos, tienen un peso importante en los resultados de arraigo, y se considera que son los responsables de su evolución futura. Si, además, se tiene en cuenta el medio y largo plazo, entonces, más allá del establecimiento inicial de los plantones, es preciso asegurar si el proyecto ejecutado ha alcanzado los objetivos previstos para la repoblación. Así, el control de calidad inicial debe ir cambiando a partir del tercer año en un seguimiento de la repoblación, de modo que éste siga dando información representativa sobre lo adecuado o no de la actuación y, por lo tanto, permita adecuar o modificar la técnica repobladora (del Campo et al, 2021; Bautista y Alloza, 2009).

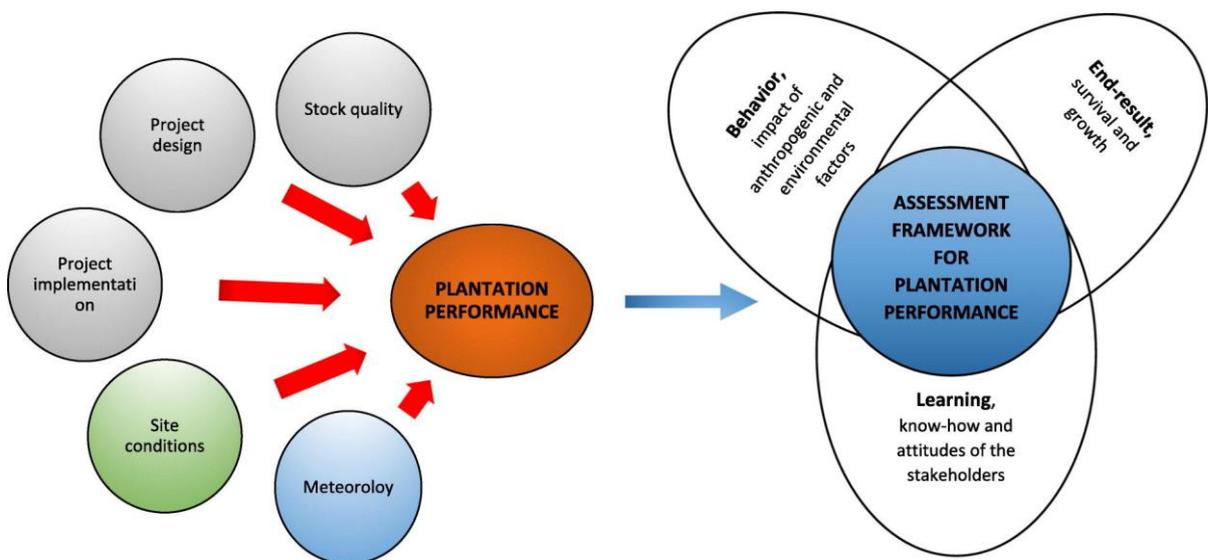


Figura 1. Esquematización conceptual del control de repoblaciones forestales (Fuente: del Campo et al., 2021).

1.1.1 Sobre la calidad de proyecto

Cronológicamente, el proyecto de una repoblación es el primer elemento de la cadena donde hay numerosas decisiones que se toman en el mismo (Tabla 1) y cuya utilidad o beneficio no está suficientemente contrastada en determinadas ocasiones.

Tabla 1. Resumen de los criterios de valoración de una buena actuación en la toma de decisiones de un proyecto de repoblación (modificada de Serrada et al. 2005, Dougherty y Duryea 1991).

Decisiones estratégicas para el proyecto de repoblación	
División en rodales de repoblación	Método de Plantación
Propuesta de un objetivo preferente para la repoblación forestal de un rodal	Instalación de protectores (justificar su necesidad)
Identificación de especies, incluso ecotipos, compatibles con la estación	Reposición de marras (poner máximos admisibles)
Elección de la composición específica de la repoblación	Podas de guiado y resalveos
Densidad y marco iniciales	Acotado al pastoreo
Método de repoblación	Tratamientos de mejora en desarrollo
Desbroce (justificación y extensión)	Factores limitantes (determinar)
Preparación del suelo (método)	Costes y beneficios (análisis)
Elección del tipo de planta	Control de calidad

En este marco de cambio climático, las decisiones tomadas en el proyecto deben tener en cuenta la adaptación de las especies a las nuevas condiciones y a la posible variación de la composición específica. En las últimas décadas se ha venido poniendo énfasis en especies clave, utilizadas durante décadas, que son conocidas y que se supone responden con los objetivos futuros de la restauración (Sansilvestri et al., 2015; Jacobs et al., 2015; Hof et al., 2017; Jandl et al., 2019). Pero teniendo en cuenta en nuevo contexto, la selección de especies debería basarse en utilizar unos genotipos robustos y con una gran capacidad de adaptación, en lugar de centrarse en composiciones de especies en base a la información autoecológica y florística-fitosociológica que ha sido recopilada bajo un clima histórico (Rivas-Martínez, 1987; Gandullo y Sánchez-Palomares, 1994; Farris et al., 2010).

Otro ejemplo son los tubos protectores, cuyo uso ha ido en aumento en las últimas décadas (Pausas et al., 2004) y existe una diversidad de opiniones contrastadas científicamente sobre su uso para determinadas especies. En España, empezaron a usarse los tubos protectores a finales de los ochenta (Simón, 1990). Pero, no ha sido hasta las últimas décadas cuando su uso en la reforestaciones de tierras agrícolas se impulsó de forma importante (Navarro y Martínez, 1996). Los tubos invernadero crean un efecto microclimático que, debido a la presencia de un volumen de aire limitado dentro del tubo, inducen un incremento de la temperatura, de la humedad relativa y de la concentración de anhídrido carbónico, unido a una reducción de la radiación y de la acción física (incluso temporal desaparición) del viento (Potter, 1991; Kjelgren y Rupp 1997, Berger y Dupraz, 1999). A consecuencia de este microclima creado muchos son los trabajos (Tuley, 1985; Dias et al., 1992; Oliet y Artero, 1993; Mc Crerary y Tecklin, 1997) que corroboran que los tubos producen por lo general un incremento de la supervivencia y del crecimiento en altura de las plantulas, aunque en otros trabajos su ha resultado negativo (Puértolas et al., 2010).

1.1.2 Sobre la calidad de ejecución

El objetivo del control de ejecución es ver la adecuación de las actuaciones previstas y de la ejecución de los trabajos, lo que permitirá, en caso de existir marras, determinar si éstas pueden ser imputadas a una ejecución deficiente de la obra, a los materiales empleados y/o a otras causas.

Este control se realiza durante el transcurso de las obras en el monte y sirve para determinar aspectos claves como la calidad de la preparación del terreno o la calidad de la plantación. La calidad de ejecución se basa en dos elementos complementarios, el diario de obra, donde se recoge lo relativo a movimiento de planta, actuaciones, fechas, restricciones o incidencias meteorológicas, calendarios, personal, etc., y el muestreo de la obra sobre el terreno en el que, además, se registran otros datos como supervivencia, crecimientos, calidad de estación, etc. Del cruce de ambas informaciones se obtendrá información suficiente como para diagnosticar la calidad de la ejecución de la obra.

Por ejemplo, algunos de los aspectos más importantes sobre los que ejercer un control son: la trazabilidad de la planta, la preparación de terreno y la plantación.

En cuanto a la trazabilidad de planta, es necesario mantener una adecuada manipulación de la planta desde el vivero al rodal, proceso que muchas veces es poco vigilado y puede ser origen de diferentes causas de estrés en la planta (Stjernberg 1997, McKay 1997). Una vez la planta ha sufrido un estrés severo durante el manejo previo a la plantación, la capacidad de supervivencia se ve notablemente limitada (Tabbush 1987). Los errores en este punto se manifiestan, muy frecuentemente, en el fracaso de la repoblación por causa de una alta mortalidad inicial o inadecuado desarrollo.

En relación con la preparación del terreno, podemos considerar que queda definida en función de distintos atributos: la extensión; la actuación sobre el perfil, con o sin volteo de horizontes; el método de ejecución; y la profundidad del suelo alterado (Serrada 2000). La preparación del suelo proyectada abordará, en la medida de lo posible, los objetivos de aumento de la profundidad efectiva de los hoyos, la mejora de la permeabilidad y la anulación de escorrentías. Por ejemplo, el efecto microhidrológico y la creación de cuencas en la preparación es un aspecto importante, estando contrastada su afección en la mortalidad en contextos ambientales de aridez (Pausas et al. 2004).

En relación con la plantación en sí, existen muchos factores que pueden influir. Poner la planta en los hoyos de forma adecuada es crucial que, siendo una tarea sencilla, puede repercutir notablemente en el arraigo primero de los plantones. Además, la fecha de plantación y el tempero del suelo y la climatología de los días posteriores al momento de plantación pueden influir de manera importante.

En este sentido, es crucial tener en cuenta la interrelación entre la fecha de plantación y la intensidad de preparación, dado que se intuye que una irregularidad de la precipitación a posteriori de la plantación puede compensarse por la extensión e importancia de la preparación (Navarro y Palacios 2004). Distintos autores han encontrado que el subsolado da lugar a mayores valores de supervivencia, muy superiores al ahoyado manual. En esas condiciones, parece que la escasa modificación de las variables ambientales que inducen los ahoyados manuales (Pemán y Navarro 1998), y el efecto positivo de las preparaciones de cierta intensidad (Querejeta et al. 2001), influyen positivamente y de forma significativa en la supervivencia.

1.1.3 Sobre la calidad de planta

La calidad de planta es uno de los factores importantes a tener en cuenta en la mejora del establecimiento de plantaciones existiendo investigaciones previas que han demostrado un importante efecto en el éxito de la reforestación (del Campo, 2007b, Grossnickle, 2012, Grossnickle y McDonald, 2018a, b). En la respuesta de las plántulas, sobre todo en condiciones desfavorables, la calidad de planta juega un papel muy importante (del Campo, 2007b).

La calidad de planta ha sido una piedra angular en la mejora del establecimiento de plantaciones durante décadas. Para su mejora, se utilizan las pruebas en distintos contextos ecológicos, seleccionando aquellas que mejor establecimiento han mostrado en ensayos específicos o proyectos previos (Burdett, 1983; Rose et al., 1990; del Campo et al., 2007a, b, 2010; Pinto et al., 2011).

1.1.4 Del seguimiento climatológico y cambio climático

La climatología durante el establecimiento de la repoblación ha sido considerada desde antaño como una de las variables más influyentes en la consecución de estas. La irregularidad espacial y temporal de las precipitaciones junto a las temperaturas extremas dan lugar a que el establecimiento de las plantaciones sea variable entre unos años y otros para unas mismas condiciones de estación, ejecución y calidad de planta. Por ello, es necesario un seguimiento de la evolución del clima durante y después de la plantación para discernir sobre su posible influencia sobre las marras. Para establecer la mayor o menor dependencia de la supervivencia respecto a la meteorología de la campaña se puede utilizar el modelo teórico de Gómez y Elena (1997) u otras aproximaciones más empíricas como las que se basan en relaciones estadísticas entre las variables climatológicas y el resultado de una muestra de repoblaciones (Alloza, 2003; Navarro-Cerrillo et al., 2005; del Campo et al., 2007a).

Para establecer la mayor o menor dependencia de la supervivencia respecto a la meteorología de la campaña se puede comparar esta con los datos históricos usados en el proyecto, marcando unos umbrales (Gómez-Sanz y Elena-Roselló, 1997). Otras aproximaciones más empíricas son aquellas que se basan en relaciones estadísticas entre las variables meteorológicas y el resultado de una muestra de repoblaciones (Alloza, 2003; del Campo et al., 2007a).

1.1.5 Caracterización del sitio

En el seguimiento de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana que llevó a cabo Alloza y Vallejo (1999), se tuvieron en cuenta variables relacionadas con la climatología de la campaña y la calidad de sitio o estación. El principal objetivo de este estudio era cuantificar el porcentaje de marras y la causa de éstas. En este seguimiento se presentan resultados en los que se constata la existencia de una importante variabilidad de los resultados (% de marras) en una misma actuación debido a las diferentes condiciones ambientales. La litología y la profundidad de suelo útil destacaron por su repercusión en el porcentaje de marras.

En este sentido, diversos estudios han mostrado que la disponibilidad hídrica constituye un factor de vital importancia en el establecimiento y crecimiento de los plantones, máxime si existe una elevada irregularidad estacional (Alloza, 2003). El balance hídrico de una zona está determinado por las condiciones edáficas, la fisiografía y las labores de preparación del suelo, variables que pueden mitigar la dureza climática de una región (Gómez y Elena, 1997). Según Blanco (1996), en general los suelos mediterráneos poseen un deficiente comportamiento hídrico, bien por su escasa capacidad de retención de agua o bien por su excesiva compactación que impide un drenaje correcto.

Se desprende, por tanto, la importancia de los factores ambientales en el éxito de la repoblación y ello lleva a la necesidad de cuantificar esta influencia cuando se plantean controles de calidad integrales. Los trabajos de Gandullo y Sánchez-Palomares (1994) y Sánchez-Palomares et al. (2007), han permitido un acercamiento importante a la autoecología de las distintas especies forestales, al cuantificar los rangos de los factores abióticos influyentes mediante un análisis individual de un buen número de ellos (altitud, pendiente, insolación, texturas del suelo, etc.).

1.1.6 Del seguimiento a medio y largo plazo del éxito de la restauración

Si bien está aceptada esta necesidad de evaluación y seguimiento de los programas y acciones de restauración forestal, desafortunadamente no es una práctica corriente y ello hace que muchas experiencias exitosas no lleguen a conocerse, y al mismo tiempo, que muchas técnicas o decisiones desacertadas persistan en el tiempo (Bautista y Alloza 2009). Tras los dos primeros años de la plantación se supera el periodo crítico de establecimiento y es entonces cuando debería comenzar un monitoreo y seguimiento de

la plantación que aporte información sobre el grado de consecución de los objetivos iniciales planteados en la acción restauradora. Las determinaciones que realizar van a depender mucho de estos objetivos, pero casi siempre tendrán en cuenta la evolución del crecimiento de la plantación (incremento de biomasa), la evolución de la cobertura del suelo y de las comunidades vegetales presentes (biodiversidad), la mejora del régimen hidrológico de la ladera (cuenca) y del suelo y los cambios en las propiedades de este.

El seguimiento y evaluación de repoblaciones forestales, en mayor o menor medida, debe seguir contando con la información proporcionada por las parcelas dentro de la propia repoblación, y debe alinearse con metodologías y procedimientos estandarizados de evaluación de ecosistemas forestales, como el de la UNECE (2010).

1.2 Estructura de la tesis

Basándonos en la estructura planteada en la Figura 1, el presente trabajo aborda en distintos capítulos los aspectos más importantes que influyen en la consecución de las repoblaciones dentro de nuestro contexto mediterráneo aplicando una metodología holística. Aparte de la estructura de evaluación y seguimiento a aplicar, el trabajo realizado tiene un amplio espacio temporal de monitorización (10 años), que suele no darse en este tipo de investigaciones.

Además, el caso de estudio seleccionado es un proyecto real complejo de restauración realizado por el Servicio Forestal de la Comunitat Valenciana que abarca suficiente variación (ambiental y técnica) a fin de proporcionar un marco válido para los objetivos de este trabajo. El proyecto se llevó a cabo en condiciones adversas de estación, con diferentes especies, tratamientos culturales y contratistas, y se vió afectado por el año más seco registrado desde que existen datos.

El documento técnico del proyecto data de abril de 2006, y el presupuesto total estimado en el mismo es de 2,3 M €. Se tituló “Proyecto de repoblación forestal en terrenos públicos propiedad de la Generalitat Valenciana en Cortes de Pallás” y fue promovido por el Ministerio de Medio Ambiente con financiación FEDER y la Generalitat Valenciana. Su objetivo era restaurar el bosque para potenciar *“los beneficios obvios y aceptados que proporciona unacobertura vegetal estable..., tales como: protección del suelo contra la erosión, mejora de la calidad del agua y regulación del ciclo hidrológico, apoyo a una fauna variada... mejorando la calidad ambiental... generará empleo directo evidente,... inducirá actividades recreativas al aire libre y turismo, y al final, un flujo poblacional que contribuirá a financiar las externalidades positivas que las zonas boscosas producen para el conjunto de la sociedad”*. La ejecución del proyecto se llevó a cabo durante el período 2008-2009 y fue adjudicado a la empresa pública TRAGSA, quien a su vez subcontrató a varios contratistas locales que finalmente realizaron las obras.

Dentro del proyecto de repoblación, al margen de la plantación en sí, se preparó una parcela experimental, de donde se extraen principalmente los capítulos 2 y 3. Mientras que, el capítulo 4 trata sobre parcelas ubicadas por toda la repoblación.

1.3 Objetivos

Los objetivos generales del trabajo, que se desgranán en cada capítulo, son:

- i. La ejecución práctica de una metodología para realizar un análisis holístico de las variables que influyen en la consecución a nivel de supervivencia y crecimiento de las repoblaciones forestales en zonas secas de clima mediterráneo.
- ii. Evaluar de la calidad de planta *o stock* en la supervivencia y crecimiento dentro de un periodo de 10 años y detectar de los parámetros tener en cuenta dentro del nuevo contexto de cambio climático para su posible mejora.
- iii. Evaluar la elección de especies y su potencial intrínseco de las especies en condiciones adversas y por tanto cumplir con los objetivos de proyecto identificando aquellos factores determinantes.
- iv. Identificar en conjunto de los factores del proyecto, de la ejecución, de la calidad de planta, de la meteorología y de la calidad de estación o sitio que hayan podido influir en la consecución o establecimiento de la repoblación, es decir, sobre la supervivencia y crecimiento, ayudando a simplificar y mejorar la metodología empleada y la técnica repobladora futura.

2 EVALUACIÓN Y MEJORA DE LA CALIDAD DE PLANTA: SOBRE LA NECESIDAD DE REFINAR AÚN MÁS LAS ESPECIFICACIONES DE CALIDAD DEL *STOCK* PARA MEJORAR EL ESTABLECIMIENTO DE REFORESTACIONES BAJO EXTREMOS CLIMÁTICOS

2.1 Introducción

La calidad de planta o *stock* ha sido una piedra angular en la mejora del establecimiento de plantaciones durante décadas y las investigaciones previas realizadas denotan un importante efecto en el éxito de la reforestación (Grossnickle, 2012, Grossnickle y McDonald, 2018a). Un enfoque bastante común para refinar los atributos de calidad de planta con el sitio para proyectos de reforestación consiste en evaluar, dentro de un contexto ecológico, los diferentes tipos de calidad de planta que se cultivan en viveros productores y posteriormente definir las plantas o brinzales objetivo (o el estándar de calidad) de acuerdo con las plantas que mejor establecimiento hayan mostrado en ensayos específicos o proyectos previos (Burdett, 1983; Rose et al., 1990; del Campo et al., 2007a, 2007b, 2010; Pinto et al., 2011).

Un inconveniente de este enfoque es que pone más énfasis en el lote o partida de planta que en la plántula en sí, perdiéndose información al tratar de identificar atributos específicos de calidad que pueden presentar mayor relación con una respuesta satisfactoria en campo. Además, las interacciones y correlaciones entre atributos pueden desdibujar la importancia relativa de tales atributos clave. En este sentido, la asignación a un lote de planta de un valor promedio de un atributo tal como la altura de la planta o su diámetro no dice nada, en la mayoría de los casos, sobre su variabilidad inherente de las plántulas (Fok y Grossikle, 1997; Kooistra y Brazier, 1999). Este hecho es aún más significativo, si cabe, en el caso de atributos de calidad que se determinan por técnicas destructivas, razón por la cual solo se consideran en la práctica altura y diámetro, como atributos específicos de planta (Navarro-Cerrillo et al., 2006).

La obtención de atributos clave en plantas individuales y el modelado de sus relaciones con la respuesta de campo se puede realizar mediante técnicas de aprendizaje automático (*Machine Learning*, ML). Para grandes bases de datos y gracias al poder

computacional disponible en la actualidad, los modelos no lineales permiten una visión más fructífera de interacciones y complejos procesos ecológicos que los métodos lineales tradicionales, los cuales pueden dificultar la identificación de variables e interacciones relevantes (Elith et al. 2008). El potencial del aprendizaje automático en la ecología forestal, como alternativa al modelado estadístico convencional, ha despertado interés en los últimos años, ya que puede mejorar las estimaciones del crecimiento de las plantas y árboles (Ashraf et al., 2013; Vieira et al., 2018; Ou et al., 2019) y otras variables más complejas (Fernandes et al., 2015). En este sentido, las técnicas de aprendizaje automático, como los modelos *Boosted Regression Tree* (BRT), han proporcionado pruebas fehacientes de un buen poder predictivo en estudios ecológicos (Elith et al. 2008). Según la revisión realizada para este trabajo, estos modelos todavía no se han implementado en estudios que relacionan el establecimiento de plantaciones con atributos de calidad de planta o *stock*.

El uso del aprendizaje automático, tanto para la identificación de atributos relevantes como para el ajuste de funciones no lineales que relacionen valores de los atributos con el establecimiento exitoso, puede llevar a mejorar y refinar las especificaciones de la calidad de planta para programas de reforestación, donde investigaciones previas ya han allanado el camino hacia estándares genéricos o tipos de calidad de planta. Esto podría ser especialmente de interés en relación con la puesta al día de rangos de atributos dentro del contexto de cambio climático, con escenarios de calentamiento y sequías mayores (Vallejo et al., 2012; Villar-Salvador, 2016; Coello et al., 2015).

En el presente trabajo se abordan estos problemas probando dos calidades de planta marcadamente diferenciadas, aunque siempre dentro de los rangos estandarizados, de seis especies comúnmente utilizadas en programas de reforestación con 10 años de seguimiento y dentro de una plantación en un monte mediterráneo afectado por el año menos lluvioso registrado en el periodo 1999-2019.

Por lo tanto, el objetivo del presente capítulo es evaluar la influencia de los atributos del *stock* en la respuesta o establecimiento en campo, tanto a corto como a medio plazo (después de una sequía extrema). Mediante esta evaluación, nuestros objetivos también pasan por responder las siguientes preguntas:

- i) ¿Es la respuesta y establecimiento inicial (a corto plazo) en campo un indicador confiable de la respuesta a medio plazo, especialmente después de la presencia de eventos meteorológicos severos (sequías)?
- ii) Relacionado con eso, ¿los atributos del *stock* involucrados en el establecimiento inicial del campo están involucrados también a medio plazo en una buena respuesta a la sequía?;
- iii) En caso negativo, ¿qué especificaciones de *stock* son más recomendables para hacer frente a los eventos de sequía extrema y qué importancia relativa tienen en la respuesta postrasplante influenciada por sequía?;
- iv) ¿Son los estándares actuales de calidad del *stock* lo suficientemente amplios/específicos como para garantizar el establecimiento exitoso de plantaciones a medio-largo plazo frente a perturbaciones climáticas extremas?, ¿o es necesario refinar más las especificaciones actuales? y
- v) ¿Pueden ser útiles las técnicas de aprendizaje automático para establecer umbrales (o rangos) de atributos para un establecimiento adecuado en campo?

2.2 Materiales y métodos

2.2.1 Caracterización de la estación

El experimento fue planteado en una parcela experimental dentro de un proyecto de reforestación llevado a cabo en 2008 en el monte “La Muela de Cortes”, municipio de Cortes de Pallás, provincia de Valencia, este de España (39° 13' N; 0° 53 'O; 794 msnm; Figura 4). La geomorfología corresponde a un monte plano (parte superior de una muela) donde el material parental es una piedra caliza cretácea consolidada, sobre la que se desarrolla un calcisol háplico. El suelo es poco profundo (<30 cm), muy rocoso y tiene un horizonte superficial de color marrón pálido, más rojizo en profundidad, con una acumulación importante de cal; El pH en suspensión de agua 1:2.5 es 8.04. Los análisis de textura realizados cerca de la parcela experimental dieron lugar a un suelo franco arcilloso a franco limoso arcilloso (39 ± 5 arcilla, 38 ± 5 limo, 22 ± 7 arena, cifras en %) con un contenido de carbono orgánico de $3.07 \pm 0.12\%$ (materia orgánica 6.1%). El clima es mediterráneo seco-subhúmedo con precipitación anual de 510 mm

(únicamente un 10% en verano, en el periodo 1999-2019 de estación Cortes de Pallás-Casa del Barón, de la red meteorológica CHJ-SAIH) y temperatura promedio de 13.8°C (2005-2019), ajustado para el monte desde la estación Requena-Cerrito, red SIAR). La vegetación natural en esta zona está compuesta por pastos mediterráneos, arbustos y arbolado ralo (Figura 3) que se cierra en zonas con mejor suelo y con menores perturbaciones históricas. En el área de reforestación, la vegetación actual está compuesta principalmente por arbustos xerofíticos (*Rosmarinus officinalis*, *Quercus coccifera*, *Q. ilex*, *Ulex parviflorus*, *Thymus spp.*, *Juniperus oxycedrus*, *J. phoenicea* y el pasto *Brachypodium retusum*) y pinos dispersos (*Pinus halepensis* Mill. y *Pinus pinaster* Ait.), que sobrevivieron al último incendio forestal a principios de los 90 (Figura 2).



Figura 2. Vista general de la zona reforestada (izquierda) y de la parcela experimental, donde aparecen tanto ejemplares de *Pinus pinaster* de forma natural como ejemplares de 10 años tras ser plantados.

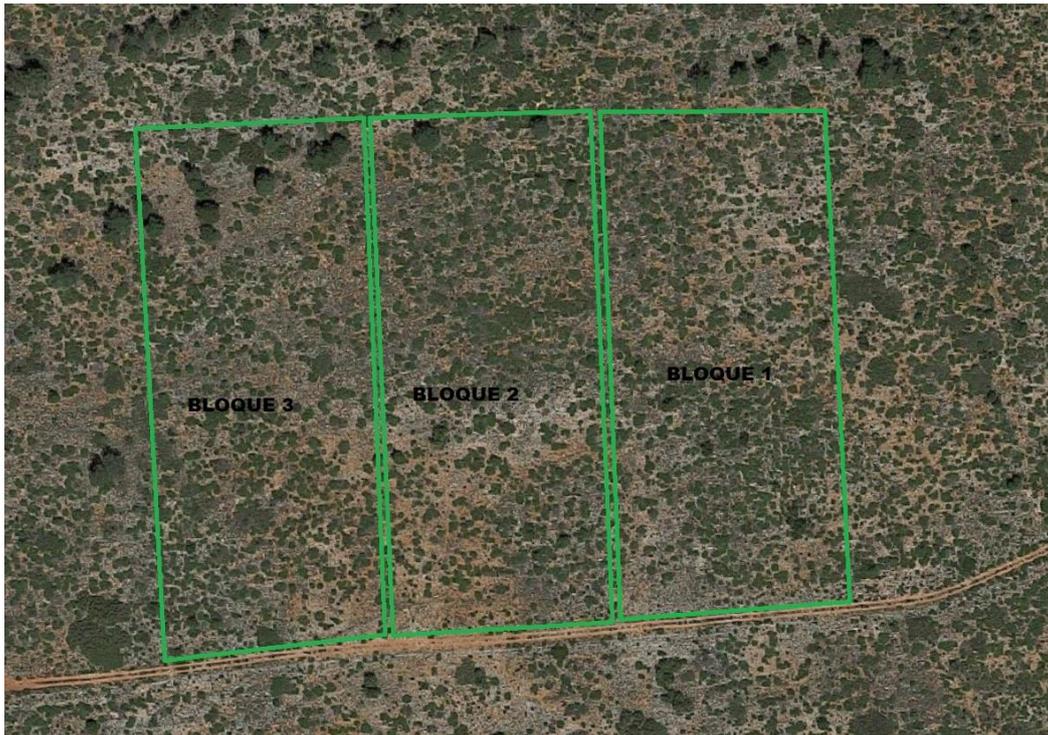


Figura 3. Vista aérea de la distribución de bloques dentro de la parcela experimental.

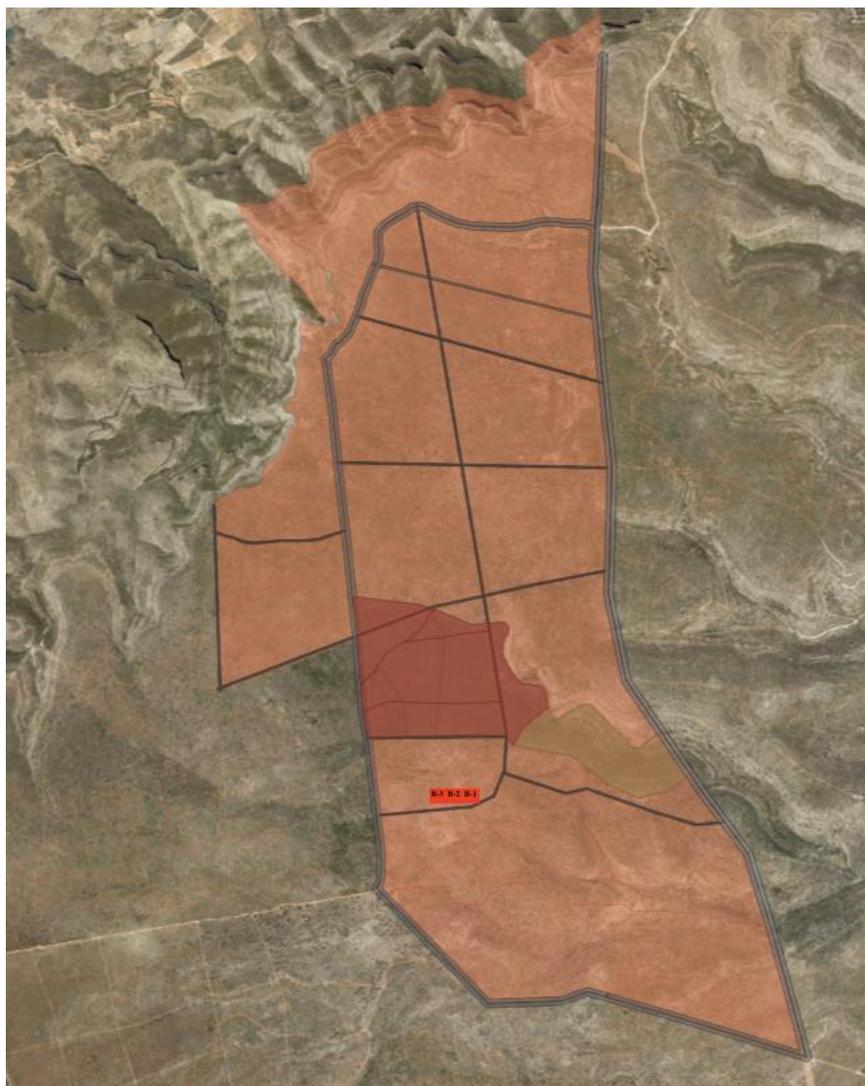


Figura 4. Localización de la repoblación forestal y situación de la parcela experimental (3 bloques) dentro de los límites de la zona de actuación.

2.2.2 Diseño experimental: especies, lotes y disposición.

Se han considerado un total de seis especies en el estudio realizado en este capítulo (Tabla 2). Todas las especies son nativas del área y crecen espontáneamente. Para este trabajo, se plantaron por cada especie dos lotes de diferentes viveros forestales (Tabla 2). De acuerdo con Pinto et al. (2011) usamos el término lote de planta o *stocklot*. Los lotes se cultivaron, según el vivero, bajo diferentes regímenes de cultivo, y las diferencias en las variables de cultivo dieron como resultado una calidad de planta distinta, aunque en todos los casos la calidad estuvo dentro de los estándares de calidad regionales que consideran un lote como adecuado. Hasta el momento se han desarrollado estándares de calidad de las especies más importantes en los programas de reforestación en la región de Valencia (Hermoso, 2017). Además, los lotes se

consideraron adecuados para poder evaluar las posibles respuestas diferenciales a extremos climáticos imprevistos, ya que abarcan una amplia variación en los atributos de planta.

Tabla 2. Especies y lotes utilizados de la parcela experimental usados en el estudio.

Nombre científico	Nombre común (Código especie)	Código lote de planta	Vivero (año de crecimiento)	Tipo de lote*	Procedencia (lote de semilla)
<i>Arbutus unedo</i> L.	Madroño (ARUN)	ARUN-AL	Vivero Alharabe SL; Moratalla, Murcia (2007)	1+0	ES-25 Sistema Ibérico meridional
		ARUN-HU	Vivero La Hunde; Ayora, Valencia (2007)	1/2+1/2	ES-25 Sistema Ibérico meridional
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	Sabina (JUPH)	JUPH-AL	Vivero Alharabe SL; Moratalla, Murcia (2007)	1+0	ES-25 Sistema Ibérico meridional
		JUPH-HU	Vivero La Hunde; Ayora, Valencia (2006-2007)	1+1/2	ES-25 Sistema Ibérico meridional
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pino carrasco (PIHA)	PIHA-TM	Vivero TRAGSA, San Fernando H., Madrid (2007)	1+0	ES-10 Levante interior
		PIHA-HU	Vivero La Hunde; Ayora, Valencia (2007)	1+0	ES-10 Levante interior
<i>Pinus pinaster</i> Ait.	Pino marítimo (PIPR)	PIPR-TM	Vivero TRAGSA, San Fernando H., Madrid (2007)	1+0	ES-16 Levante
		PIPR-HU	Vivero La Hunde; Ayora, Valencia (2007)	1+0	ES-16 Levante
<i>Quercus faginea</i> Lam.	Quejigo (QUFA)	QUFA-TM	Vivero TRAGSA, San Fernando H., Madrid (2006-2007)	2+0	ES-10 Alcarria y Serranía de Cuenca
		QUFA-FA	Vivero Fuenteamarga, Cabezón P., Valladolid	1+0	ES-10 Alcarria y Serranía de Cuenca
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp.	Encina (QUIL)	QUIL-TM	Vivero TRAGSA, San Fernando H., Madrid (2007)	1+0	ES-12 La Mancha - Montiel
		QUIL-HU	Vivero La Hunde; Ayora, Valencia (2007)	1+0	ES-12 La Mancha - Montiel

* se indican años totales y (tiempo en contenedor + tiempo hasta repicado)

Para evaluar la respuesta en campo de lotes y especies se estableció una parcela experimental dentro de los límites de la reforestación. El diseño experimental de la parcela consistió en un conjunto de tres bloques de 150 x 50 m cada uno, que contenía una reiteración de 50 brinzales por lote (150 brinzales en total por lote, 12 lotes, Tabla 3). Cada lote se plantó en una misma hilera de 50 m de largo con una distancia entre plantas establecida a 3 metros, con los lotes de una misma especie plantados uno al lado del otro. La preparación del sitio en la parcela experimental se realizó de la misma manera que en el área de reforestación, que consistió en la eliminación de vegetación natural preexistente y la apertura de hoyos de 40x50x50 cm (profundidad, ancho, longitud) por medio de una retroexcavadora. La plantación se realizó manualmente entre finales de enero de 2008 y principios de febrero de 2008 por la misma cuadrilla de trabajadores, de modo que todos los plantadores pusieron la misma proporción de planta de un mismo lote. Los pinos y las sabinas se plantaron sin tubo protector, en cambio en

las especies restantes, se utilizó un tubo ventilado de 60 cm de altura. Cada planta fue etiquetada individualmente con la especie, lote, bloque y número de planta.

Tabla 3. Distribución de especies y lotes en la parcela experimental. Cada celda corresponde a una hilera de plantación de 150 m de largo con 50 plántulas. El diseño de los bloques en la parcela experimental se ajusta a 36 filas paralelas de 150 m de largo cada una (es decir, la tabla no refleja el diseño en el terreno).

BLOQUE 1	BLOQUE 2	BLOQUE 3
JUPH-HU	PIPR-HU	JUPH-HU
JUPH-AL	PIPR-TM	JUPH-AL
ARUN-HU	QUFA-TM	ARUN-HU
ARUN-AL	QUFA-FA	ARUN-AL
QUFA-TM	PIHA-HU	QUFA-TM
QUFA-FA	PIHA-TM	QUFA-FA
QUIL-HU	JUPH-AL	QUIL-HU
QUIL-TM	JUPH-HU	QUIL-TM
PIPR-HU	ARUN-HU	PIHA-HU
PIPR-TM	ARUN-AL	PIHA-TM
PIHA-HU	QUIL-HU	PIPR-HU
PIHA-TM	QUIL-TM	PIPR-TM

Las condiciones meteorológicas y ambientales fueron monitoreadas a lo largo del período de estudio. La precipitación (P), la temperatura (T), la humedad relativa (RH) y la humedad del suelo (SM) se registraron en la cercanía de la parcela experimental durante los años 2008-2009 (SM solo en 2008) mediante sensores apropiados (Davis[®] 7852, HOBO[®] S-THA-M002 y Decagon EC-10 para P, T/RH y SM respectivamente) conectados a un registrador de datos (HOBO[®] Micro Station H21-002) y promediados o totalizados diariamente. Las series P y T/RH se rellenaron (datos perdidos) y se alargaron (solo T/RH) a períodos más largos mediante la regresión de los valores medidos con los valores de las series registradas en observatorios cercanos de las redes españolas SIAR y SAIH ($r^2=0.85$ y $r^2=0.72$ para T y RH respectivamente).

2.2.3 Atributos seleccionados y seguimiento tras plantación

En este estudio se han seleccionado y categorizado diferentes características tales como: atributos funcionales individuales de planta (PFT) y atributos funcionales de lote (de calidad de planta o *stock*) (Tabla 4). Además, estos atributos se han agrupado en atributos de parte aérea, parte radicular, respuesta y nutrientes. Finalmente, también se considera el bloque o sitio como factor o variable independiente (Tabla 4).

2.2.3.1 *Atributos funcionales de calidad de los lotes de planta.*

Los trabajos previos referentes a calidad de los lotes de planta o *stock* han establecido estándares objetivo para las principales especies utilizadas en la región de Valencia (del Campo et al., 2007a, b, 2010, 2011; Navarro-Cerrillo et al., 2014; Hermoso, 2017). Siguiendo la metodología descrita en estas referencias (especialmente en del Campo et al., 2010), se midieron para los doce lotes de planta atributos morfológicos, fisiológicos y de respuesta (Tabla 4). Estos atributos se midieron en una muestra de plantas seleccionadas al azar (representativas) de cada lote participante en la repoblación entre diciembre de 2007 y enero de 2008 (es decir, para un atributo dado, puede haber ligeras variaciones entre la media de esta muestra y la de los brinzales puestos en campo, véase 2.2.3.2). Los lotes muestreados se recibieron en la zona de reforestación y se mantuvieron en un área protegida para abastecer a las cuadrillas de plantación. Esta evaluación se realizó siguiendo la forma habitual en los proyectos de reforestación.

Los valores de los atributos medidos se presentan en la Tabla 5 junto con los valores objetivo de las especies (en caso de que existan) o con el promedio de la especie, recopilado de la base de datos procedentes de control de calidad de planta desde 2002 realizada por Antonio del Campo (los valores corresponden a lotes estudiados, producidos en vivero y plantados en la región de Valencia).

Tabla 4. Atributos funcionales de planta utilizados en este trabajo y las abreviaturas utilizadas tanto en la evaluación de la calidad de los lotes de planta (*stocklots*) como en la evaluación individual de la planta. En éstos últimos casos, el error relativo, R² y el tamaño de la muestra se presentan para los atributos estimados con redes neuronales artificiales (ANN) (SLA también se estimó como la relación FAp / DW_f). * Solo se han seleccionado de la base de datos de calidad de planta los lotes de planta con características similares a los presenta en este trabajo.

Tipología atributo	Atributo/unidades	Atributos de calidad del <i>Stock</i> (SQ)	Atributos evaluación de calidad de planta individual			
			Abrev.	Error relativo (conjunto del ensayo)	R ²	n (*)
Parte aérea	Altura, cm	SQ.H	Hp			
	Esbeltez (H/D), cm/mm	SQ.ST	H.Dp			
	Peso seco follaje, g	SQ.FW	DW _f	0.167	0.823	2757
	Peso seco parte aérea, g	SQ.SW	DW _s	0.113	0.898	2757
	Peso seco total, g	SQ.TW	DW _t	0.141	0.867	2757
	Parte aérea /raíz, g/g	SQ.SR	S/R			
	SLA, cm ² /g (como FAp/DW-f)		SLA		0.509	307
	SLA, cm ² /g (ANN)		SLA.ann	0.379	0.583	307
	Área foliar, cm ²		FA	0.213	0.739	312
	Volumen de tallo, cm ³		Vol			
	Densidad madera, g/cm ³		WD			
Raíz	Diámetro basal tallo, mm	SQ.D	Dp			
	Peso seco raíz, g	SQ.RW	DW _r	0.186	0.827	2757
	Índice de calidad de Dickson	SQ.QI	QI			
	Área de raíces, cm ²		RA	0.570	0.447	312
Respuesta	Crec. altura _{t_i} , cm/mes		Inc.D			
	Crec. Diam. t _i , mm/mes		Inc.H			
	Crec. Volumen t _i , cm ³ /mes		Inc.Vol			
	Potencial de crecimiento en longitud n°	SQ.RGL				
	Potencial de crecimiento en peso, g	SQ.RGW				
Nutrientes	Nitrógeno Foliar, %	SQ.N				
	Fósforo Foliar, %	SQ.P				
	Potasio Foliar, %	SQ.K				
Sitio	Bloque experimental, BQ					

Tabla 5. Valores medios y desviación estándar (omitidos en algunas variables por simplicidad) para los atributos de calidad del *stock* morfológicos, fisiológicos y de respuesta medidos en los 12 lotes de las seis especies participantes (entre diciembre de 2007 y enero de 2008). Las líneas para especie en cursiva corresponden a los valores establecidos para la planta objetivo obtenidos de varios años de mejora en toda la región de Valencia. Para el quejigo (QUFA), este estándar no está establecido, y los valores corresponden al promedio histórico de lotes de inventario estudiados producidos y plantados desde 2002. El número de lotes de inventario de los cuales se calcula el promedio se presenta entre paréntesis junto con el código de la especie. Abreviaturas presentadas en la Tabla 2 y Tabla 4.

Especie/lote	SQ.H (cm)	SQ.D (mm)	SQ.SW (g)	SQ.RW (g)	SQ.ST	SQ.SR	SQ.QI	SQ.N (%)	SQ.P (%)	SQ.K (%)	SQ.RGL (n°)	SQ.RGW (g)
<i>ARUN (8)</i>	17.6±11.5	3.03±1.17	2.70±2.04	0.77±0.55	5.5	3.2	0.38	0.93	0.14	0.91	24.8	0.028
ARUN-HU	10.3±3.9	2.38±0.60	1.12±0.62	0.35±0.17	4.3	3.12	0.17	1.22	0.14	1.06	8.3	0.009
ARUN-AL	27.4±3.6	3.92±0.68	2.42±0.81	0.83±0.30	7.2	3.06	0.32	0.75	0.14	0.90	14.8	0.009
<i>JUPH (5)</i>	12.8±3.9	2.28±0.72	0.83±0.48	1.16±0.80	5.8	0.68	0.31	1.28	0.25	0.93	6.9	0.014
JUPH-AL	15.6±3.2	1.74±0.33	0.60±0.27	0.64±0.48	9.1	1.12	0.12	2.20	0.59	1.13	6.6	0.010
JUPH-HU	12.5±4.0	2.49±0.73	0.97±0.53	1.62±1.15	5.1	0.65	0.41	0.81	0.12	0.80	8.8	0.011
<i>PIHA (64)</i>	16.3±9.6	2.75±1.02	2.07±2.07	1.09±0.65	5.8	1.43	0.45	2.09	0.30	0.84	19.1	0.060
PIHA-TM	21.4±5.5	2.34±0.58	1.13±0.46	0.64±0.30	9.4	1.95	0.17	1.85	0.79	1.56	12.2	0.029
PIHA-HU	16.0±3.3	2.81±0.47	1.47±0.55	1.00±0.39	5.8	1.51	0.29	1.36	0.22	0.96	23.1	0.065
<i>PIPR (16)</i>	13.6±5.6	2.58±0.66	1.31±0.67	0.84±0.42	5.3	1.57	0.34	1.25	0.29	0.87	13.5	0.053
PIPR-HU	17.9±4.1	3.01±0.46	1.67±0.53	0.73±0.25	6.0	2.34	0.28	1.01	0.23	0.82	11.6	0.051
PIPR-TM	19.6±3.0	2.65±0.39	1.25±0.31	0.58±0.19	7.5	2.22	0.18	1.68	0.70	1.40	9.5	0.031
<i>QUFA (7)</i>	17.8±10.4	3.74±1.00	1.51±1.06	3.53±1.56	4.8	0.41	1.11	1.56	0.28	0.59	4.1	0.015
QUFA-TM	28.1±10.6	4.62±0.80	1.99±0.88	4.15±1.57	6.2	0.62	0.99	1.43	0.36	0.57	2.7	0.011
QUFA-FA	14.1±4.4	4.15±0.91	0.51±0.18	2.27±0.81	3.4	0.24	0.94	1.07	0.23	0.66	2.1	0.005
<i>QUIL (34)</i>	14.3±5.9	3.83±0.99	1.77±0.91	3.24±1.69	3.8	0.57	1.23	1.43	0.12	0.46	8.9	0.032
QUIL-HU	11.0±2.4	3.39±0.72	1.09±0.31	1.67±0.57	3.3	0.69	0.81	1.20	0.11	0.52	0.9	0.005
QUIL-TM	22.1±8.1	5.13±0.85	2.68±1.05	3.51±0.83	4.4	0.77	1.25	1.66	0.26	0.64	8.0	0.028

2.2.3.2 Atributos funcionales individuales de la planta (FPT).

Estos atributos fueron tomados o estimados en cada planta individual una vez puesta en la parcela experimental e incluyen variables morfológicas y tasas de crecimiento inicial. La altura (Hp, cm; distancia vertical desde el suelo hasta la punta de la yema terminal) y el diámetro (Dp, mm; en el tallo principal, aproximadamente a 1 cm sobre el suelo) se midieron directamente en cada planta individual justo después de la plantación (febrero de 2008). El índice de esbeltez (Hp/Dp) se ha calculado directamente de ambos atributos. A partir de estos, se han calculado el índice de esbeltez (Hp/Dp) y el volumen del tallo (Vol, cm³); El volumen se ha obtenido utilizando la fórmula de un cono elíptico: $V=(\pi D^2/4) H/3$ (Van den Driessche, 1992).

Mediante el uso de H_p y D_p , junto con información adicional recopilada para cada lote de planta antes de la plantación (pesos secos y métricas basadas en imágenes), se han estimado los atributos funcionales adicionales de planta para cada individuo puesto en la parcela por medio de redes neuronales artificiales (ANN) (este método dio lugar a un mejor ajuste que las ecuaciones alométricas lineales). A partir de estos datos se ha calculado el peso seco, el índice de Dickson ($Q = \text{peso seco total} / (\text{parte aérea} + \text{esbeltez})$) y con los valores del volumen del tallo y el peso seco estimado del tallo se ha estimado la densidad de la madera.

La base de datos utilizada para ejecutar y validar estos modelos incluye por un lado, los lotes de planta caracterizados (medidos entre Dic-07 y Ene-08, $n=50$ por especie para el peso seco de las partes foliares, aérea y radicular, y $n=10$ por especie para las superficies foliares y radicales), y además los lotes con características similares de las mismas seis especies incluidos en la base de datos de calidad de planta anteriormente indicada.

Además, con el uso de esta base de datos, que incluye determinaciones basadas en imágenes, se han podido estimar atributos adicionales de manera similar para cada plántula puesta en campo: área foliar (FA, cm^2), área foliar específica ($SLA, \text{cm}^2/\text{g}$) y área de raíz (RA, cm^2). Los resultados de las redes neuronales para los atributos estimados se presentan en la Tabla 4.

Los atributos relacionados con el crecimiento inicial se obtuvieron de las campañas de medición en campo. Estos se realizaron durante los primeros dos años después de la plantación (febrero de 2008, junio de 2008, noviembre de 2008, noviembre de 2009) y en el décimo año (julio de 2018), mediante mediciones repetidas de altura, diámetro y supervivencia en todas las plantas. El crecimiento de la planta en altura, diámetro y volumen durante la primera temporada de crecimiento (febrero de 2008 a junio de 2008), y en el primer período de verano o sequía (junio de 2008 a noviembre de 2008) se han calculado a partir de la diferencia entre evaluaciones consecutivas y se han considerado como atributos funcionales de crecimiento inicial de la planta (Figura 5). El crecimiento se ha expresado como incrementos absolutos mensuales en altura (cm/mes), diámetro (mm/mes) o volumen (cm^3/mes) y se han nombrado como: IncH1 , IncH2 , IncD1 , IncD2 , IncVol1 e IncVol2 , donde 1 y 2 se refieren a la primavera de 2008 y al verano de 2008, respectivamente.

2.2.4 Análisis de los datos

Los datos han sido recopilados mediante hojas de cálculo. Los atributos se han agrupado en parte aérea, radicular, atributos fisiológicos (nutricionales) y de respuesta (Tabla 4).

La asignación de algunos atributos, que combinan los atributos de parte aérea y raíz (es decir, QI, índice de esbeltez y relación de parte aérea/raíz), al conjunto de parte aérea o raíces, se ha realizado con la ayuda del análisis factorial (ver más adelante). En consecuencia, S/R y H/D fueron asignados al conjunto de parte aérea, mientras que QI lo hizo al conjunto raíz. El análisis factorial se ha utilizado para evaluar la similitud o divergencia en un número reducido de variables (factores) entre los dos lotes de una especie con respecto al estándar (Tabla 5). Se ha usado el método de extracción de análisis de componentes principales. Para minimizar el número de variables con altas cargas en un factor, se ha empleado una rotación ortogonal varimax de factores con el método de normalización de Kaiser.

Las diferencias en la respuesta en campo (supervivencia y crecimiento inicial) entre ambos lotes de cada especie se han analizado mediante la prueba t de Student, asegurando que se cumplen las condiciones (distribución gaussiana, homogeneidad de la varianza e independencia de los datos). El nivel de significancia se ha establecido con el valor $p=0.05$. En todos los casos, los valores presentados son medias \pm desviación estándar.

Las redes neuronales artificiales (ANN) se han realizado por medio de MLP (Multilayer Perceptron Network) en SPSS 22.0 (IBM Corp., 2013) para estimar los atributos funcionales de plantas individuales utilizando datos empíricos de la base de datos de calidad de planta como se ha mencionado anteriormente. La correlación entre los valores pronosticados y la muestra de prueba, junto con el error relativo, se muestran en la Tabla 4.

El estudio de la importancia de los diferentes atributos y otros factores experimentales (bloque experimental y lote de planta) en el establecimiento se ha hecho tanto para la supervivencia (noviembre de 2008, 2009 y 2018) como para las tasas de crecimiento inicial (IncH1,2; IncD1,2 e IncVo11, 2). En el análisis de supervivencia, las tasas de crecimiento inicial tanto de las mediciones de primavera como de verano (es decir, los

sufijos 1 y 2) también se han incluido como atributos predictores de supervivencia de 2009 y 2018, mientras que solo se ha tenido en cuenta la tasa de crecimiento inicial de primavera (sufijo 1) en el caso de supervivencia en noviembre de 2008 (dado que el crecimiento en verano solo se ha calculado en plantas vivas en noviembre de 2008). La importancia o contribución relativa de los predictores se ha evaluado a través de modelos *boosted regression tree* (BRT) realizados en software R (R Core Team, 2015) utilizando el paquete “gbm” (Ridgeway, 2017; Elith y Leathwick, 2017). Esta técnica, considerada de aprendizaje automático, ha proporcionado claras evidencias de su potencial predictivo y la identificación de variables e interacciones relevantes en estudios ecológicos (Elith et al., 2008). En el análisis BRT, se ha considerado una distribución de Bernoulli (para supervivencia) y gaussiana (para variables de crecimiento), tasas de aprendizaje de 0.001-0.0001, complejidad de los árboles de 4-15 y *bag-fractions* de 0.5-0.75. El número mínimo de árboles ha sido en la mayoría de los casos superior a 1500. En los modelos de supervivencia, el área bajo la curva ROC se ha utilizado como la bondad del ajuste, mientras que en los modelos de crecimiento se ha usado el coeficiente de correlación. Los resultados de este análisis proporcionan la influencia relativa (RI) de los predictores establecidos en la variable de respuesta (supervivencia y crecimiento). La importancia relativa (RI) mide el número de veces que una variable predictora en el modelo es seleccionada como diferenciadora, ponderada por la mejora al cuadrado en el modelo como resultado de cada división y promediada sobre todos los árboles y escalada para que la suma sea 100 (Elith et al., 2008). Cuanto mayor sea el RI, mayor será la influencia del predictor en la variable de respuesta. Para aquellos predictores con una RI más alta, se han dibujado gráficos de dependencia parcial (PDP) utilizando el mismo paquete en R.

2.3 Resultados

2.3.1 Condiciones meteorológicas en los 10 años posteriores a la plantación

La precipitación media en el período de 20 años (1999-2019) ha sido de 510 mm, y el primer año después de la plantación fue el más húmedo registrado (2008, 730 mm), el segundo estuvo ligeramente por encima de la media (2009, 558 mm), y los años 2012 y 2014 estuvieron por debajo del 75% de la media. En particular, el período entre septiembre de 2013 y agosto de 2014 registró solo 183 mm, menos del 40% de lo normal. Esta sequía quedó registrada como el período más seco de 12 meses registrado

en muchos observatorios de toda la región (con series mucho más largas), y condujo a un valor máximo de SPI en 12 meses de -2.53 (Figura 5), y con una magnitud de -43 (unidades SPI) para una duración de 37 meses, confirmando la considerable anomalía de esta sequía. En el segundo año 2009, hubo un período seco más corto, pero de importancia, que se extendió desde abril-09 hasta agosto-09, con una precipitación acumulada de solo 64 mm, aproximadamente el 35% del valor normal (medias de 2000-2019) para los mismos meses (no detectado en el SPI-12). Con respecto a la temperatura, la media anual osciló entre 12,9 °C (2008) y 15,2 °C (2015), siendo la primera mitad del período más fría, hasta 2014. La humedad del suelo de fuera de los hoyos de plantación (suelo inalterado) durante el primer año después de la plantación estuvo por encima del punto de marchitez (asumiendo una densidad aparente de 1.27 g/cm³), excepto en los meses de verano (Figura 6).

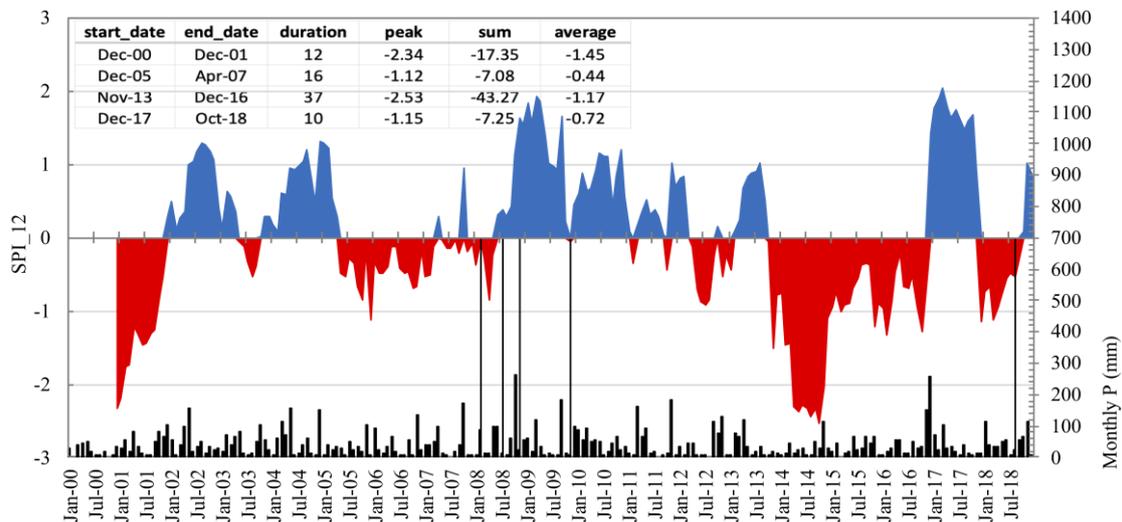


Figura 5. Evolución del índice de sequía (SPI) en la escala de tiempo de 12 meses en el área de estudio, para el período 2000 a 2018. Las cinco líneas verticales negras delgadas se refieren a las fechas de evaluación de campo en este estudio donde las tres primeras líneas abarcan las dos primeras etapas de crecimiento (primavera y verano de 2008). Las líneas verticales anchas amplias se refieren a la precipitación mensual. La tabla insertada representa los valores de duración, intensidad y magnitud de los cuatro periodos de sequía más importantes en unidades de SPI-12.

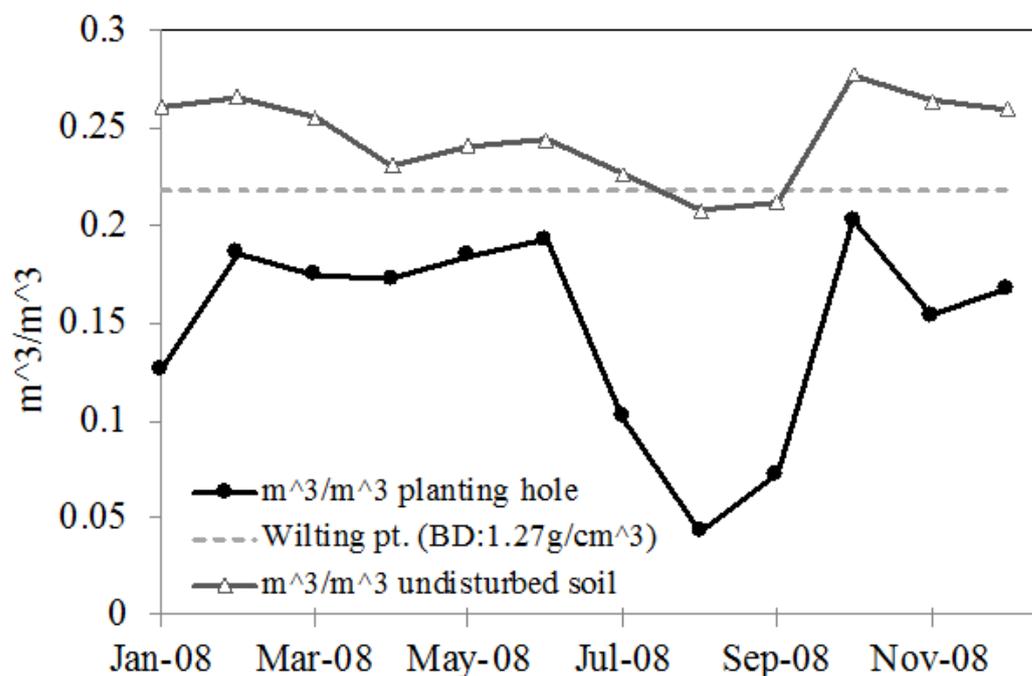


Figura 6 Contenido volumétrico de agua del suelo durante el primer año de plantación 2008 en dos puntos diferentes: suelo sin roturar y suelo removido en el hoyo de plantación. El contenido de humedad del suelo en el punto de marchitez permanente se calculó introduciendo el contenido de arena y arcilla en las ecuaciones de Saxton, que proporcionaron una densidad aparente de 1,27 g/cm³ (<https://hrsl.ba.ars.usda.gov/soilwater/Index.htm>).

2.3.2 Diferencias entre lotes en la respuesta de la plantación.

El análisis de componentes principales ha extraído cuatro factores con una varianza total explicada del 86% (Tabla 6) y ha mostrado que ambos lotes de cada especie son marcadamente diferentes entre sí, con el valor del estándar más cerca o más alejado de un lote dependiendo del factor considerado (Figura 7). Los cuatro factores han agrupado los atributos de calidad del *stock* o de lote de planta según parte aérea, raíz, los atributos de respuesta y los nutrientes (Tabla 7): el primer factor (F1) ha recogido los atributos relacionados con la parte aérea (SQ.H, SQ.SR, SQ.SW y SQ.ST), los atributos de raíz el segundo factor (F2) (SQ.QI, SQ.RW y SQ.D), el tercero (F3) los dos atributos del potencial de crecimiento de la raíz y el cuarto factor (F4) los atributos de nutrientes (SQ.N y SQ.P). Solo por mencionar algunos lotes, PIHA-HU se ha localizado más cerca del estándar recomendado (Figura 7) que PIHA-TM. la calidad de ambos lotes de pino marítimo ha diferido especialmente en el potencial de crecimiento de raíces y en la concentración de nutrientes (Figura 7). Los quejigos y encinas del vivero de Madrid (TM) eran más grandes y tenían mayores concentraciones de nutrientes que los lotes producidos en los otros viveros (Figura 7).

Tabla 6. Resumen del análisis de componentes principales que muestra la varianza total explicada para cuatro componentes extraídos.

Componente	Valores propios iniciales			Sumas de los pesos al cuadrado de la extracción			Sumas de los pesos al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	Acumulado %	Total	% de la varianza	Acumulado %	Total	% de la varianza	Acumulado %
1	3.627	32.976	32.976	3.627	32.976	32.976	3.410	31	31
2	3.257	29.611	62.586	3.257	29.611	62.586	2.932	26.653	57.653
3	1.467	13.34	75.927	1.467	13.34	75.927	1.670	15.182	72.835
4	1.121	10.194	86.121	1.121	10.194	86.121	1.461	13.286	86.121

Tabla 7. Matriz de componentes rotados que indica las correlaciones entre las variables iniciales y los componentes rotados. Método de extracción: Análisis de componentes principales. Método de rotación: Varimax con normalización de Kaiser. La rotación convergió en 5 iteraciones.

Atributos del lote de planta	Componente			
	1	2	3	4
Promedio de H (cm)	0.926	0.280	-0.033	0.092
Promedio de S/R	0.870	-0.228	0.110	-0.058
Promedio de SDW (g)	0.843	0.394	0.173	0.107
Promedio de H/D (cm/mm)	0.835	-0.241	-0.091	0.279
Promedio de QI (Dickson)	-0.119	0.953	-0.055	-0.061
Promedio de RDW (g)	-0.055	0.927	-0.192	-0.096
Promedio de RCD (mm)	0.423	0.795	-0.066	-0.194
Promedio de RGP-DW	-0.204	-0.138	0.884	0.179
Promedio de RGP-L10	0.314	-0.100	0.879	0.006
Promedio de N	0.225	0.058	0.136	0.850
Promedio de P	-0.008	-0.395	0.043	0.744

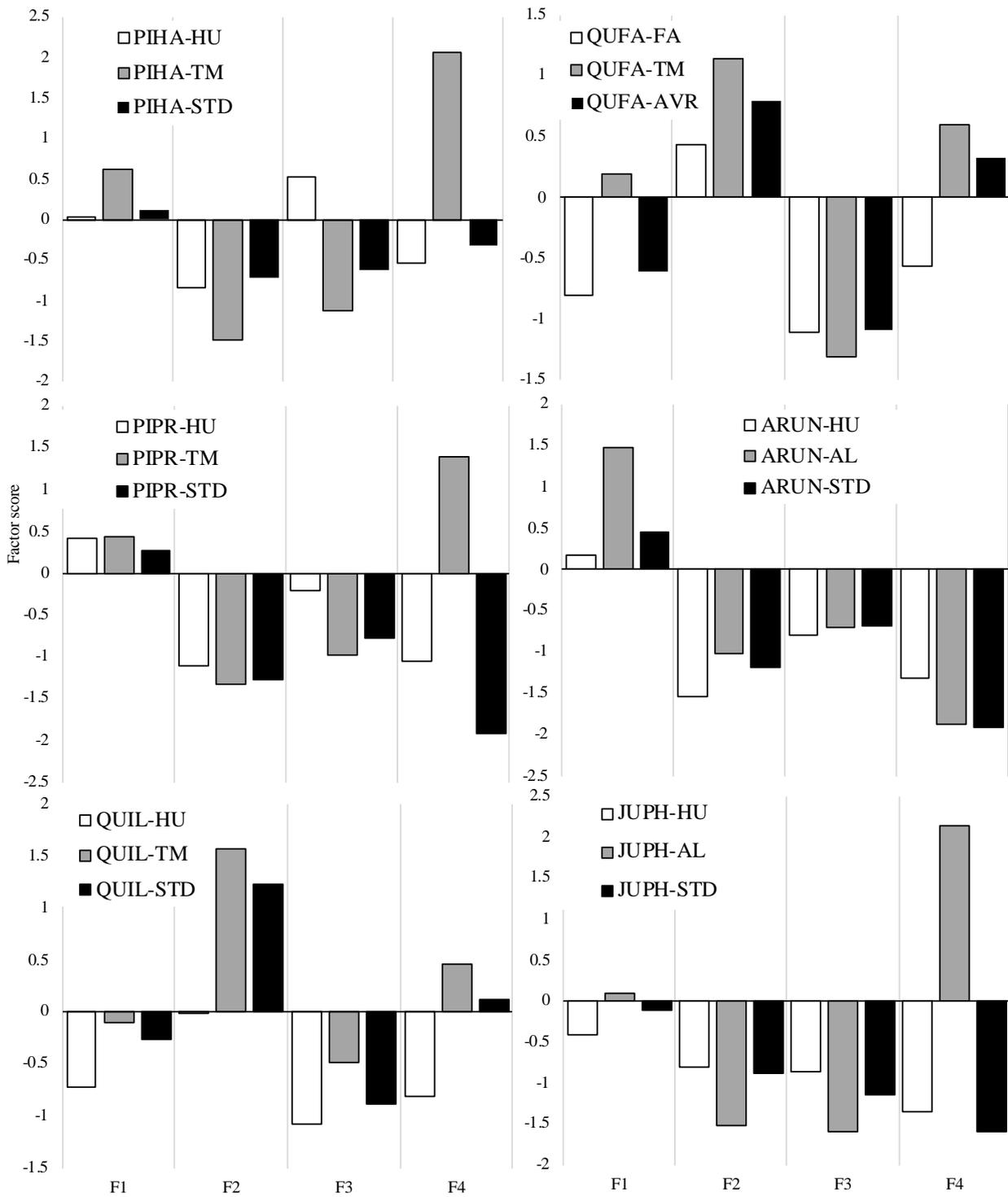


Figura 7. Valores de los cuatro componentes (F1, F2, F3, F4) extraídos del análisis factorial para los dos lotes en cada especie utilizados en este estudio y el estándar de la especie (STD) para la región de Valencia. En el caso del quejigo (QUFA), el promedio se utiliza como referencia (AVR). Ver la Tabla 2 para las abreviaturas de las especies y lotes de planta.

La supervivencia total de las 6 especies ha sido del 88, 69 y 35% para los años 2008, 2009 y 2018, respectivamente. Dentro de las especies, estas tasas han variado ampliamente, con el pino carrasco y la sabina con supervivencias mayores que el resto de las especies (Figura 8), que han mostrado, en todos los casos, tasas de supervivencia final por debajo del 27%. A pesar de las marcadas diferencias de calidad entre los lotes de cada especie, la tendencia temporal de supervivencia ha mantenido un patrón similar a lo largo del tiempo (Figura 8), con solo diferencias marginales en el pino carrasco (supervivencia inicial 2008 y 2009) y la sabina (supervivencia a medio plazo), 2018) y diferencias muy significativas ($p < 0.01$) solo en la primera medición en encinas (supervivencia 2008) (Tabla 8).

Con respecto al crecimiento, la evolución del crecimiento total acumulado en altura y diámetro a lo largo del período de 10 años (Figura 9) muestra dos patrones distintos: las frondosas, que reajustaron su morfología bajo las restrictivas condiciones ambientales (especialmente la altura, siendo en algunos casos la altura de 10 años menor que en el momento de la plantación); y las coníferas (pinos y sabina), que presentaron valores crecientes durante los 10 años en todos los casos. En este aspecto hay pocas diferencias entre los dos lotes de una misma especie, aunque en encina y madroño, se puede observar un mismo patrón de crecimiento: las diferencias iniciales de tamaño persistieron durante la primera fase de establecimiento (2008-2009), pero después de 10 años, ambas series han convergido a una misma altura y a un diámetro similar, de modo que el lote más grande ha ido disminuyendo los crecimientos. Se han realizado pruebas estadísticas sobre los incrementos mensuales de altura, diámetro y volumen durante el primer año, y han mostrado unos resultados de crecimiento inicial diferente entre ambos lotes en las seis especies estudiadas (Tabla 8). Esto indica que las diferencias en crecimiento inicial de los lotes, tras el paso de una sequía importante, no se han mantenido en el tamaño final ni tampoco en valores de supervivencia a medio plazo.

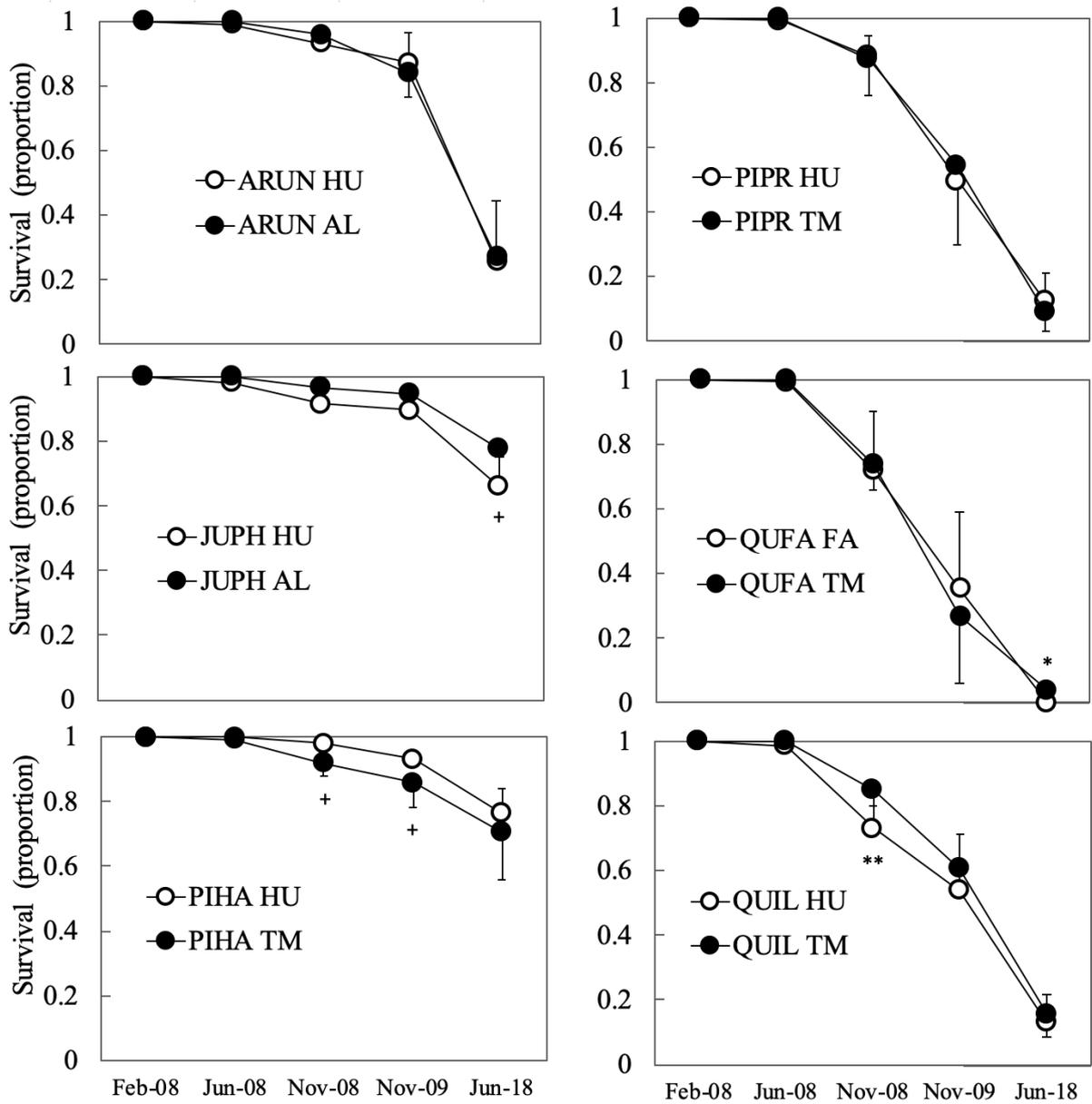


Figura 8. Valores medios de supervivencia de campo para los dos lotes de cada especie a lo largo del período de 10 años estudiado. En 2008 (año de plantación), se muestran los valores de primavera (junio) y otoño (noviembre). En cada especie, los asteriscos (o signo +) significan diferencias significativas entre ambos lotes en ese momento de toma de datos (+: $p \leq 0.1$, *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$). Las barras corresponden a las desviaciones estándar. Ver la Tabla 2 para las abreviaturas.

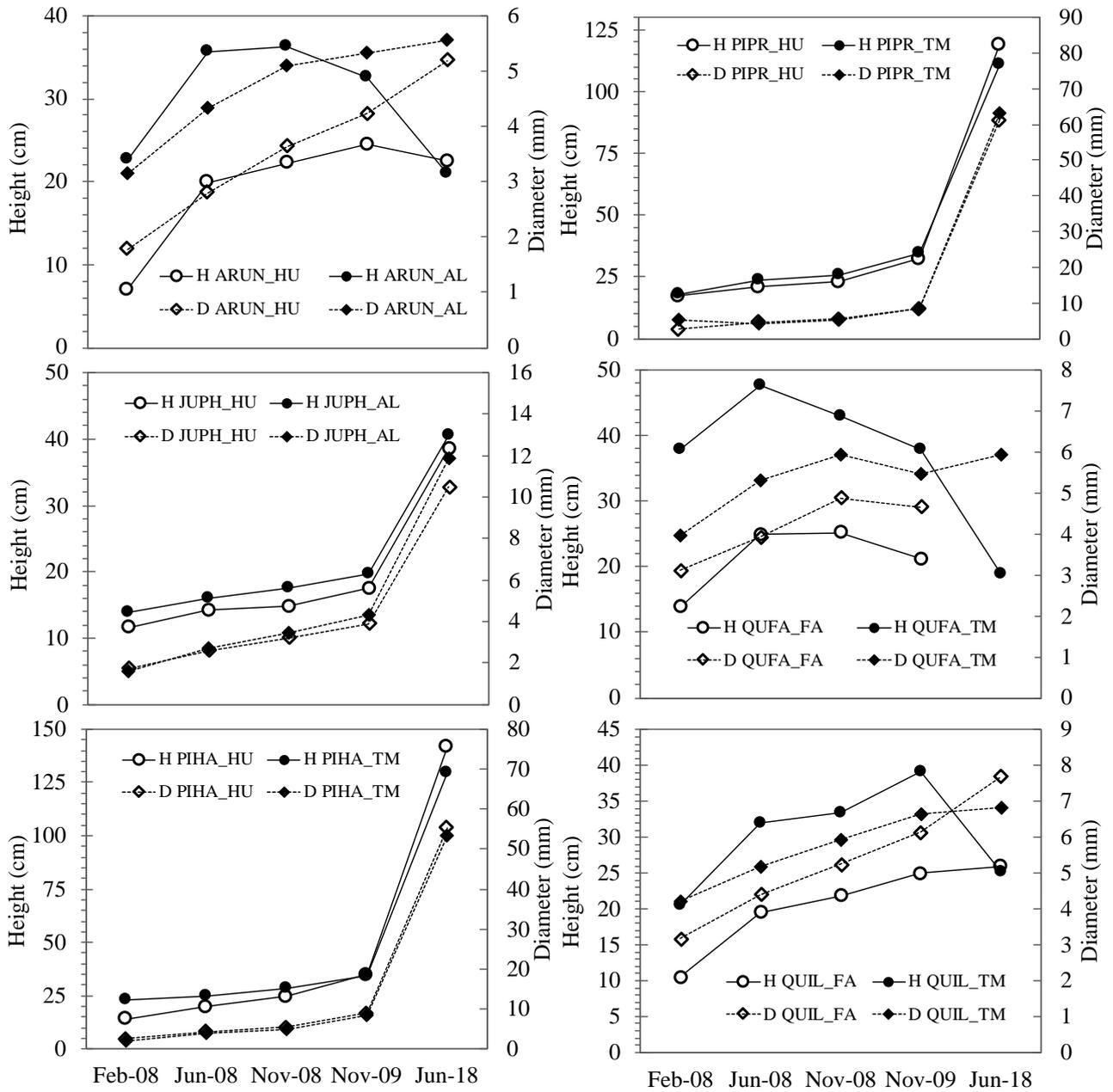


Figura 9. Evolución de los valores medios de altura de la planta y diámetro basal para ambos lotes en cada especie a lo largo del período de 10 años estudiado. En 2008 (año de plantación), se muestran los valores de plantación (febrero), primavera (junio) y otoño (noviembre). Las barras corresponden a las desviaciones estándar. Ver la Tabla 2 para las abreviaturas.

Tabla 8. Tasas de crecimiento (2008) para diámetro (mm/mes), altura (cm/mes) y volumen (cm³/mes); y supervivencia (2008, 2009 y 2019) para ambos lotes de cada especie. En las tasas de crecimiento, el sufijo 1 se relaciona con la primavera y el 2 con el verano. En una especie, los asteriscos (o signo +) significan diferencias significativas de acuerdo con la prueba t entre ambos lotes (+: p<0.1, *: p<0.05, **: p<0.01, *: p<0.001).**

Lote de planta	Inc.D1	Inc.H1	Inc.Vol1	Inc.D2	Inc.H2	Inc.Vol2	Superv. 08	Superv. 09	Superv. 18
ARUN_AL	0.31±0.15*	3.30±2.10	0.32±0.21***	0.14±0.11	0.07±1.24 ⁺	0.14±0.18***	0.97±0.01	0.84±0.08	0.27±0.03
ARUN_HU	0.26±0.15*	3.32±1.59	0.11±0.10***	0.15±0.11	0.35±1.14 ⁺	0.07±0.07***	0.93±0.05	0.87±0.10	0.25±0.19
JUPH_AL	0.28±0.13***	0.55±0.52 ⁺	0.06±0.04 ⁺	0.14±0.11	0.29±0.028	0.05±0.04 ⁺	0.97±0.05	0.95±0.07	0.78±0.12 ⁺
JUPH_HU	0.22±0.17***	0.68±0.48 ⁺	0.05±0.05 ⁺	0.12±0.13	0.22±0.29	0.04±0.05 ⁺	0.92±0.06	0.89±0.10	0.66±0.01 ⁺
PIHA_HU	0.44±0.20	1.49±0.78***	0.21±0.14	0.20±0.16	0.86±0.57***	0.18±0.16*	0.97±0.02 ⁺	0.92±0.02 ⁺	0.76±0.11
PIHA_TM	0.44±0.18	0.62±0.63***	0.19±0.12	0.17±0.11	0.58±0.59***	0.15±0.12*	0.93±0.04 ⁺	0.86±0.07 ⁺	0.71±0.15
PIPR_HU	0.44±0.19*	0.96±0.63	0.23±0.17	0.17±0.13	0.35±0.51	0.14±0.15	0.88±0.06	0.50±0.06	0.12±0.09
PIPR_TM	0.48±0.14*	0.85±0.67	0.21±0.09	0.16±0.13	0.39±0.40	0.13±0.11	0.87±0.11	0.53±0.25	0.09±0.06
QUFA_FA	0.21±0.18***	2.82±1.83	0.18±0.15***	0.18±0.15***	0.05±0.94***	0.11±0.17	0.72±0.18	0.35±0.24	0.00±0.00*
QUFA_TM	0.34±0.19***	2.42±2.50	0.52±0.40***	0.12±0.13**	-0.80±2.53***	0.08±0.40	0.74±0.08	0.27±0.21	0.04±0.04*
QUIL_HU	0.29±0.17*	2.29±1.25***	0.18±0.11***	0.14±0.18	0.32±0.89	0.11±0.15	0.73±0.11**	0.54±0.17	0.13±0.08
QUIL_TM	0.25±0.2*	3.14±1.54***	0.37±0.25***	0.12±0.16	0.14±1.31	0.14±0.23	0.86±0.05**	0.61±0.08	0.16±0.07

2.3.3 Supervivencia y crecimiento de la plantación: influencia relativa de los atributos

2.3.3.1 *Resultados de supervivencia*

Los análisis realizados a través de BRT para la supervivencia han arrojado modelos con puntuaciones ROC de validación cruzada (cv) que han oscilado entre 0.59 y 0.87 (Tabla 9) para la supervivencia de la sabina y del pino marítimo en el primer año y después de 10 años, respectivamente. El área bajo la curva ROC en el conjunto de datos de entrenamiento ha sido superior a 0.70 en todos los casos (Tabla 9).

El análisis de la importancia relativa (RI) de las variables predictoras (atributos y bloque) en la supervivencia de las plantas ha mostrado que los atributos funcionales individuales de planta (morfológicas y de crecimiento inicial) han presentado una importancia abrumadora sobre la misma, independientemente del tiempo transcurrido desde la plantación (1-10 años), con una RI entre 58 y 77% (Figura 10; Tabla 10). La variación del sitio (bloque experimental) y las especificaciones de calidad de planta han tenido una RI muy baja en todos los casos, de menos del 2% para todos los casos. Estos valores de RI han sido ponderados por el puntaje de validación cruzada ROC correspondiente de la Tabla 9, y puede interpretarse como la contribución de los

predictores al resultado de los modelos mostrados en la. Es decir, la RI es una medida de cuánto han contribuido los predictores a la distinción entre plantas vivas y muertas.

Tabla 9. Resumen de los modelos *Boosted Regression Trees* (BRT) ajustados para la supervivencia en el primer año (2008), segundo (2009) y décimo (2018) después de la plantación. En BRT, la medida del ajuste del modelo es el % de desviación total explicada y el rendimiento predictivo del modelo (el coeficiente de correlación CV medio de los valores observados frente a los pronosticados derivados de 10 repeticiones). Se han usado coeficientes de correlación por validación de cruzada para ponderar la importancia relativa de los predictores. se: error estándar de los coeficientes. ROC: área bajo la curva ROC (0.5-1).

Especies	Supervivencia	Nº de arboles	Desviación total media	Desviación residual media	Desviación de validación cruzada estimada (se)	Puntuación ROC de entrenamiento de datos	Puntuación ROC de validación cruzada (se)
ARUN	2008	1600	0.390	0.271	0.372 (0.027)	0.94	0.72 (0.055)
	2009	2750	0.833	0.488	0.764 (0.036)	0.99	0.75 (0.025)
	2018	4950	1.155	1.01	1.052 (0.031)	0.71	0.69 (0.037)
JUPH	2008	250	0.454	0.434	0.452 (0.033)	0.88	0.59 (0.084)
	2009	1750	0.582	0.565	0.577 (0.033)	0.88	0.61 (0.056)
	2018	2500	1.195	0.946	0.986 (0.076)	0.73	0.73 (0.049)
PIHA	2008	6900	0.335	0.243	0.314 (0.020)	0.95	0.72 (0.080)
	2009	1700	0.626	0.299	0.504 (0.034)	0.99	0.75 (0.049)
	2018	4750	1.183	0.822	0.868 (0.029)	0.80	0.79 (0.017)
PIPR	2008	1100	0.752	0.631	0.738 (0.021)	0.94	0.63 (0.031)
	2009	2600	1.385	0.863	1.260 (0.044)	0.99	0.65 (0.038)
	2018	4500	0.679	0.468	0.512 (0.024)	0.88	0.87 (0.011)
QUFA	2008	1400	1.167	0.808	1.060 (0.039)	0.93	0.72 (0.038)
	2009	350	1.239	0.661	1.004 (0.046)	0.96	0.80 (0.027)
	2018						
QUIL	2008	1450	1.016	0.802	0.977 (0.022)	0.93	0.65 (0.047)
	2009	4300	1.366	0.680	1.058 (0.047)	0.97	0.79 (0.022)
	2018	300	0.824	0.519	0.746 (0.039)	0.97	0.75 (0.032)

Es notable que los atributos de la tasa de crecimiento inicial han capturado más RI que los atributos morfológicos de las plantas (parte área y radicular) (Figura 10; Tabla 10), señalando la importancia de los primeros en el éxito de la repoblación. Las gráficas de dependencia parcial de los 4 predictores mejor clasificados (ver de la Figura 11 a la Figura 16) indican qué atributos de crecimiento inicial han contribuido más y en qué momento (primavera o verano) en la supervivencia de cada especie. Además, se puede observar (ver de la Figura 11 a la Figura 16) que SLA, QI, esbeltez, densidad de madera, peso seco total, volumen del tallo y diámetro del tallo fueron atributos que obtuvieron una alta RI en la supervivencia en las especies, por detrás de los atributos de crecimiento ya mencionados. En la sección de discusión se profundiza en la interpretación de las PDP obtenidas.

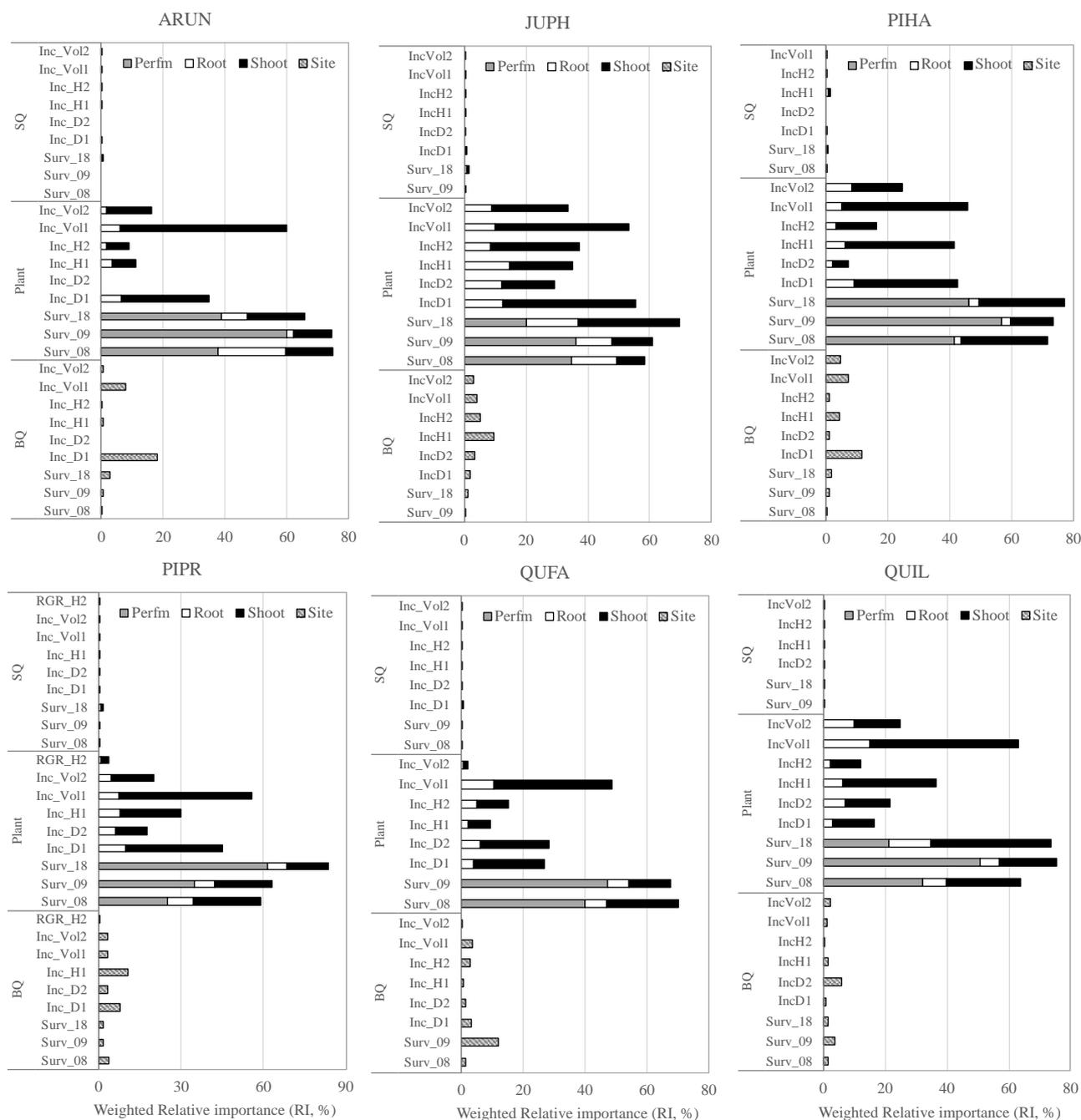


Figura 10. Importancia relativa (RI, %, obtenido de los modelos BRT) para los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes tanto en la supervivencia de la plantación (2008, 2009 y 2018) como en los atributos de crecimiento inicial (incrementos de diámetro, D, altura, H y volumen), Vol; en la primavera 2008, 1; y en el verano 2008, 2). Los conjuntos de predictores para la supervivencia son el sitio (o bloque experimental, BQ), los atributos de calidad del lote de planta (SQ) y los atributos funcionales individuales de la planta (agrupados por la respuesta de parte aérea, raíces y crecimiento inicial). Para la respuesta de crecimiento inicial, los conjuntos son BQ, SQ y atributos de plantas funcionales individuales agrupados en parte aérea y radicular RI ha sido ponderado por la puntuación cv ROC (supervivencia) o la correlación cv (atributos de crecimiento inicial). Las gráficas de dependencia parcial para las variables independientes más influyentes se presentan de la Figura 11 a la Figura 22. En PIPR, se ha utilizado la tasa de crecimiento relativo mensual (RGR) para el crecimiento en altura en verano en lugar del incremento neto ya que ningún modelo podría ajustarse en este último. En QUFA, ningún modelo ha ajustado para la supervivencia a medio plazo, debido a la mortalidad total en un lote (las estimaciones de los coeficientes han resultado sobrestimados).

Tabla 10. Importancia relativa (RI, %, obtenida de los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018) de los diferentes conjuntos de atributos o variables independientes: sitio (bloque experimental, BQ), atributos individuales de planta (respuesta de parte aérea, raíz y crecimiento inicial) y características de calidad del lote de planta (parte aérea, raíz, RGP y nutrientes). RI fue ponderado por el valor de coeficiente de variación ROC. Los gráficos de dependencia parcial de los 4 predictores mejor clasificados se presentan de la Figura 11 a la Figura 16.

Especies	Año supervivencia	Sitio	Atributos individuales planta			Atributos calidad lote de planta				Total RI
		BQ	Parte aérea	Raíz	Crec. inicial	Parte aérea	Raíz	RGP	Nutr.	
ARUN	2008	0.3	15.0	22.0	37.8	0.0	0.0			75.0
	2009	0.5	12.2	2.2	60.1	0.0	0.0			75.0
	2018	2.6	18.6	8.2	38.9	0.7	0.0			69.0
JUPH	2008	0.1	9.3	14.5	34.7					58.6
	2009	0.2	13.1	11.7	36.2	0.0	0.0			61.2
	2018	1.3	32.9	16.5	20.3	0.6	0.9			72.5
PIHA	2008	0.3	28.0	2.3	41.5	0.0	0.0			72.0
	2009	1.1	13.9	3.1	56.6					74.7
	2018	1.7	27.8	3.1	46.2	0.2	0.2			79.2
PIPR	2008	3.5	24.7	9.2	25.2	0.0	0.0			62.6
	2009	1.7	20.8	7.5	34.9	0.0	0.0			64.9
	2018	1.5	15.0	7.0	61.6	0.8	0.8			86.8
QUFA	2008	1.5	23.4	6.8	40.1	0.1			0.1	71.9
	2009	11.8	13.4	6.8	47.3	0.1			0.2	79.6
	2018									
QUIL	2008	1.4	23.9	7.7	32.2					65.1
	2009	3.9	18.5	6.3	50.7	0.0				79.4
	2018	1.6	39.0	13.6	21.2	0.0				75.3

ARUN

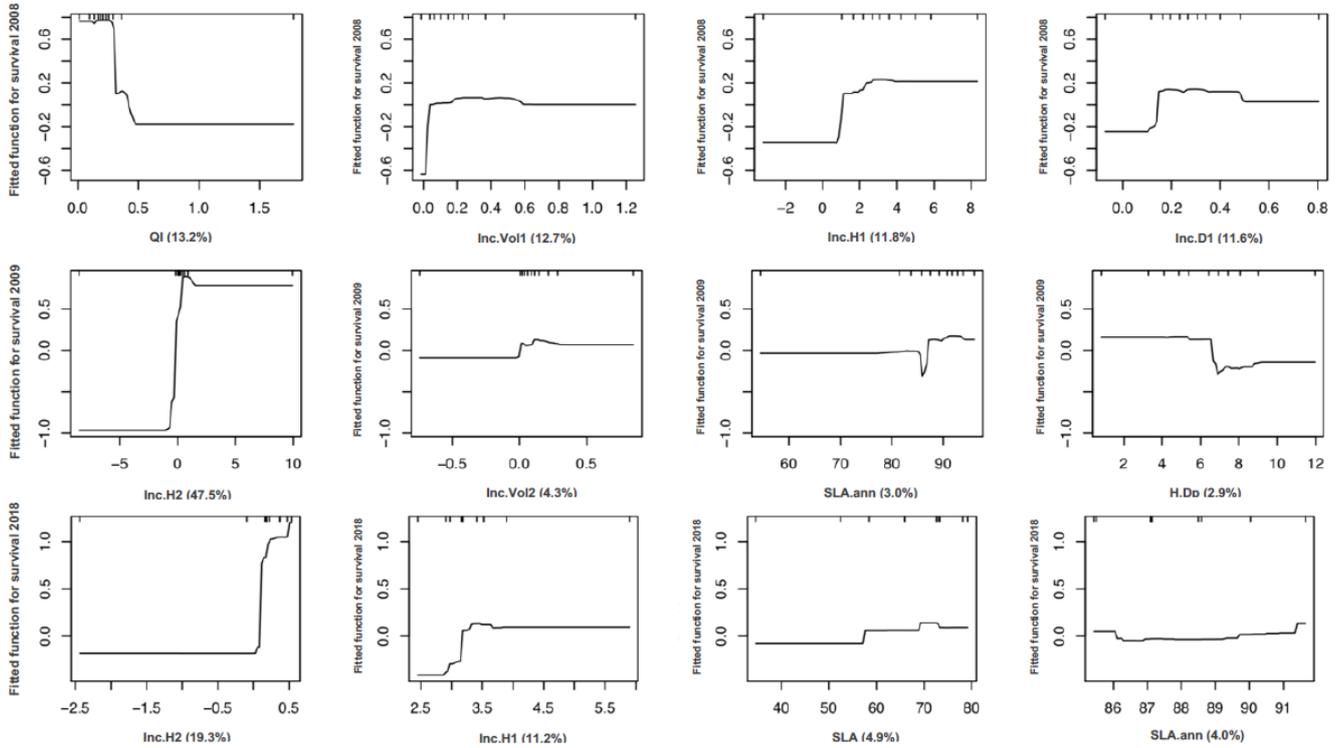


Figura 11. Graficas de dependencia parcial (PDP) para *Arbutus unedo* (ARUN) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) desde el valor medio de respuesta pronosticado) en todos los gráficos para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobre interpretar regiones con pocos datos.

JUPH

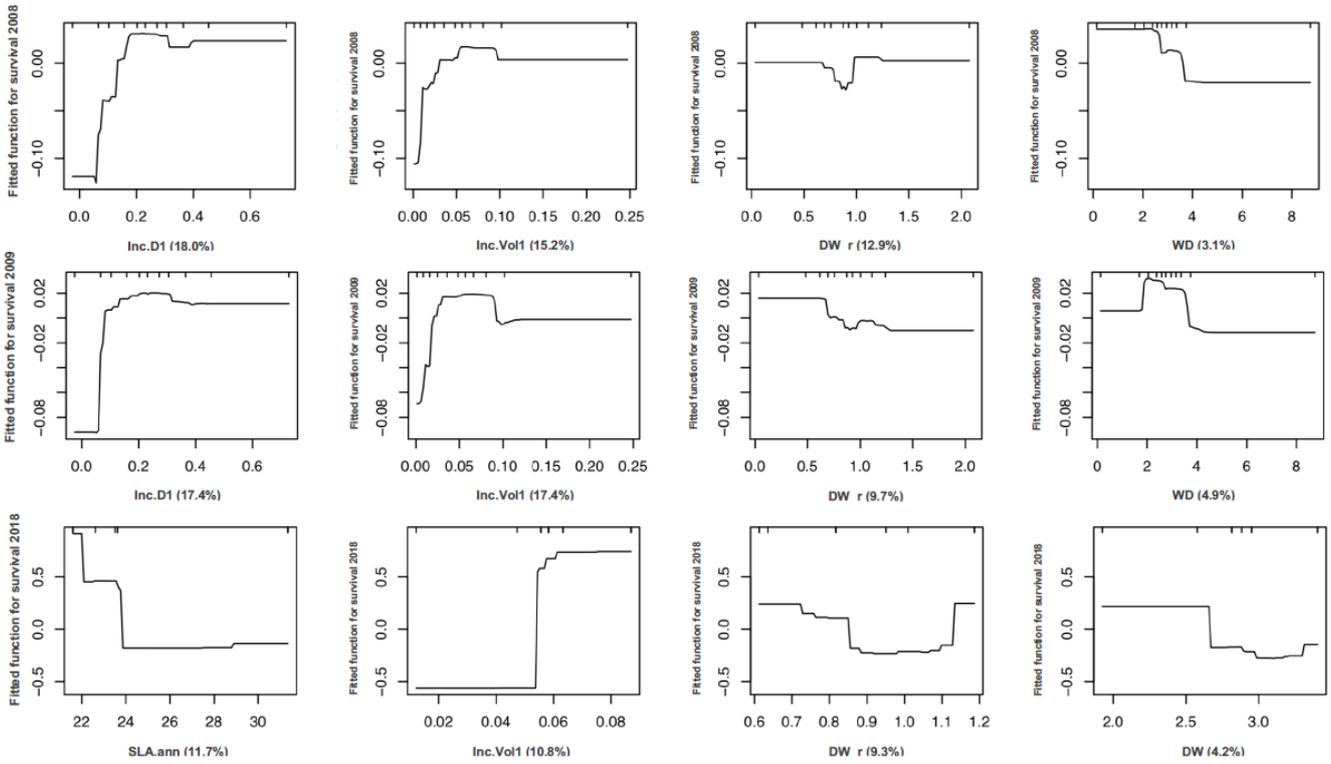


Figura 12. Graficas de dependencia parcial (PDP) para *Juniperus phoenicea* (JUPH) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) desde el valor medio de respuesta pronosticada) en todos los gráficos para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

PIHA

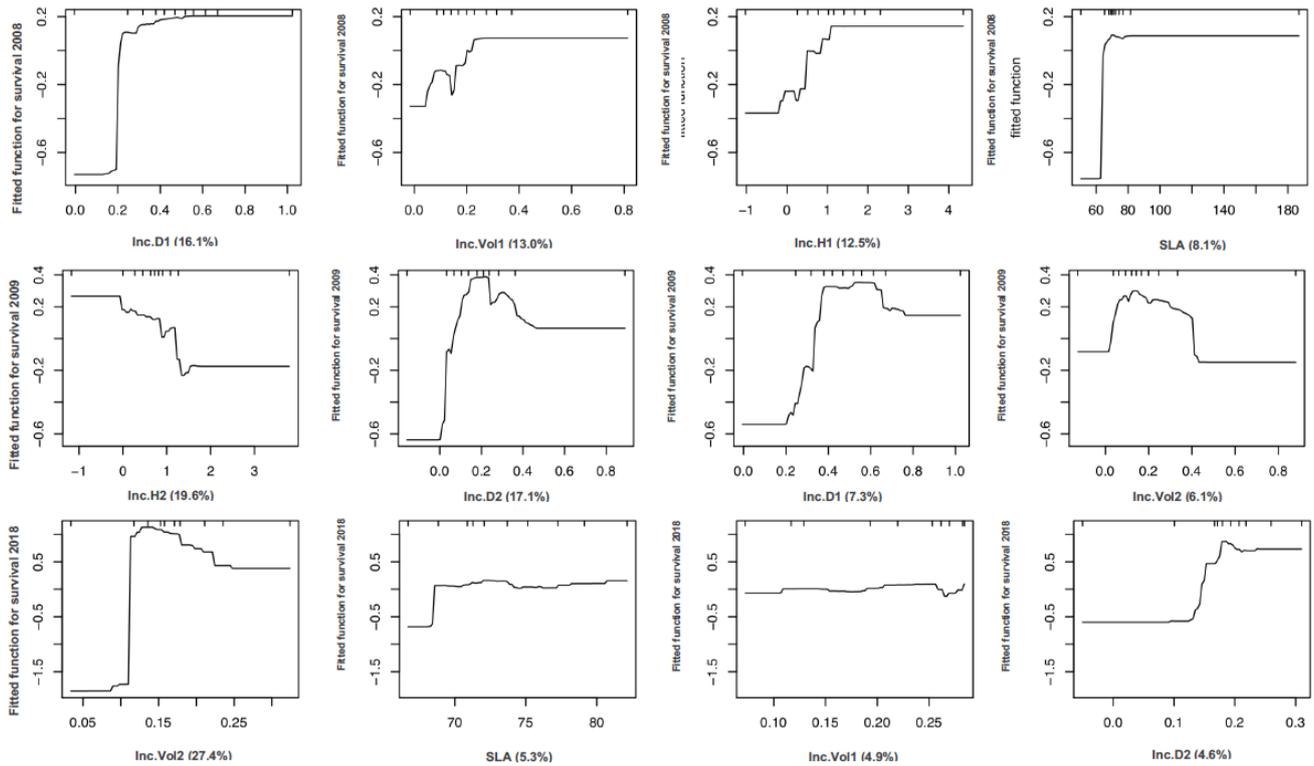


Figura 13. Graficas de dependencia parcial (PDP) para *Pinus halepensis* (PIHA) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) desde el valor medio de respuesta pronosticado) en todos los gráficos para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

PIPR

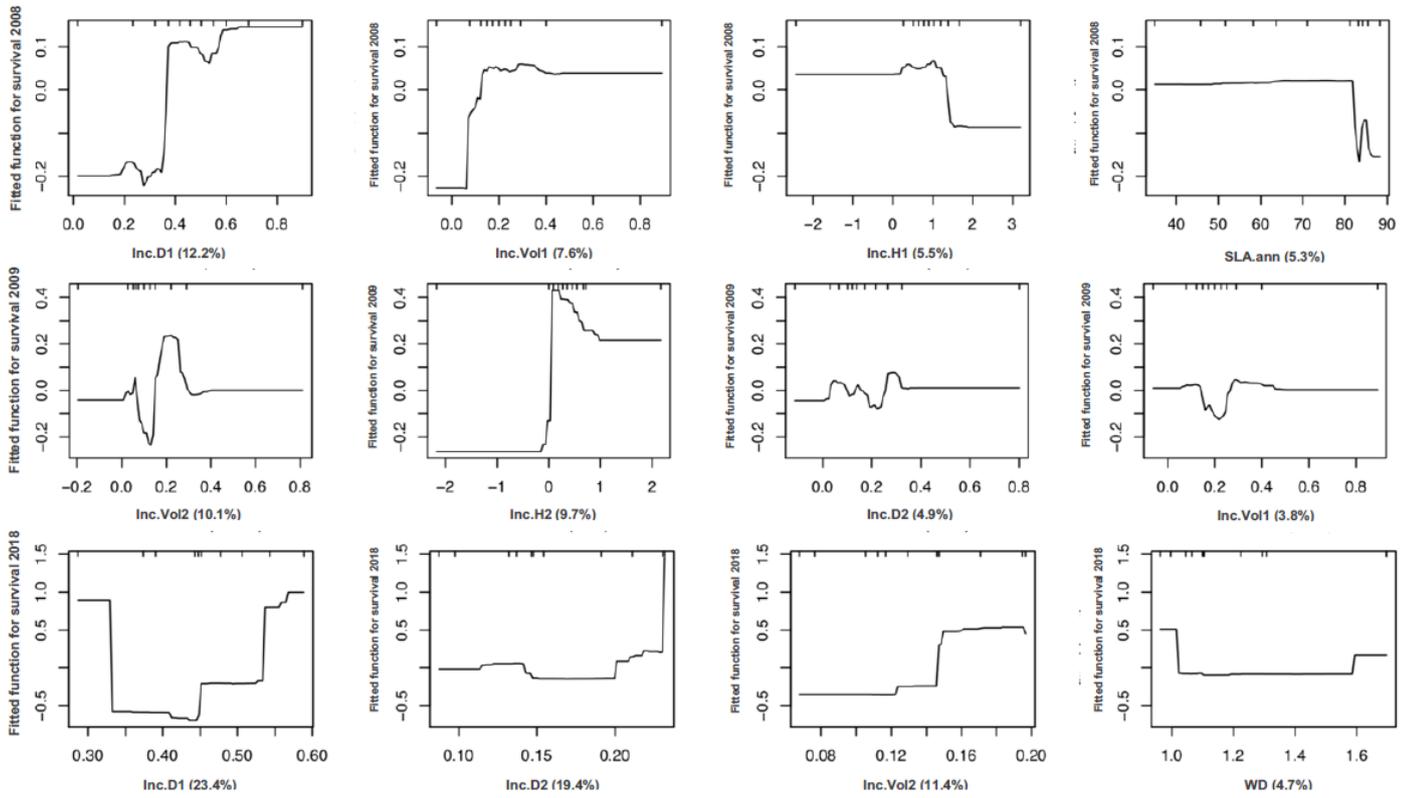
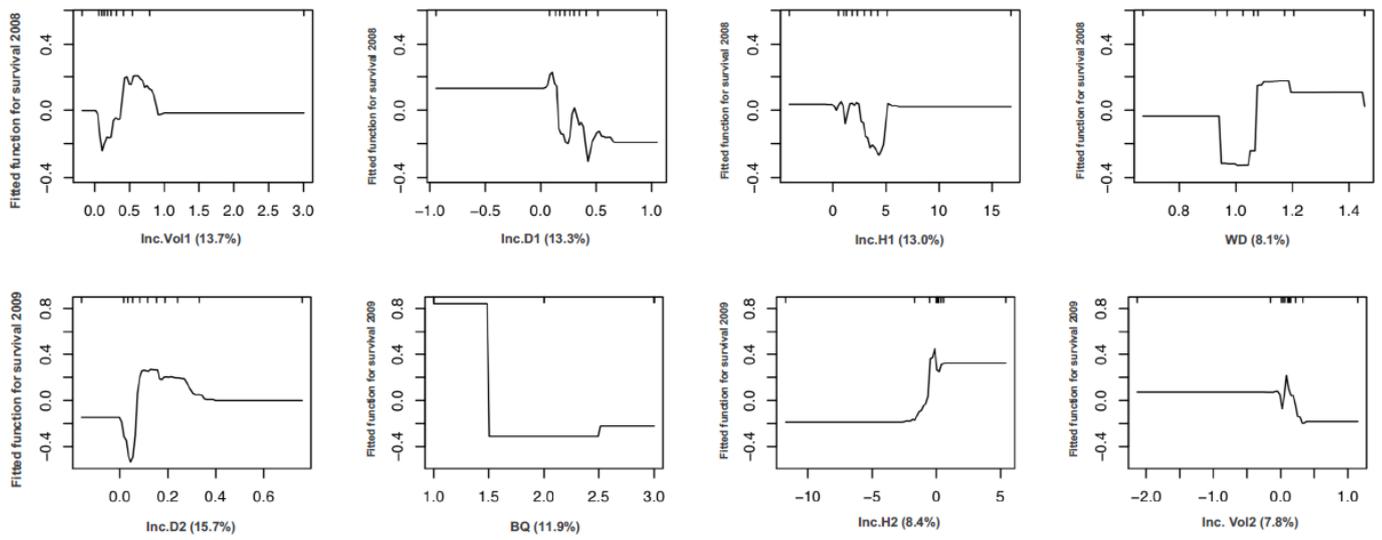


Figura 14. Graficas de dependencia parcial (PDP) para *Pinus pinaster* (PIPR) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) desde el valor medio de respuesta pronosticado) en todos los gráficos para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

QUFA



Surv 2018 QUFA: not available

Figura 15. Graficas de dependencia parcial (PDP) para *Quercus faginea* (QUFA) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) desde el valor medio de respuesta pronosticado) en todos los gráficos para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

QUIL

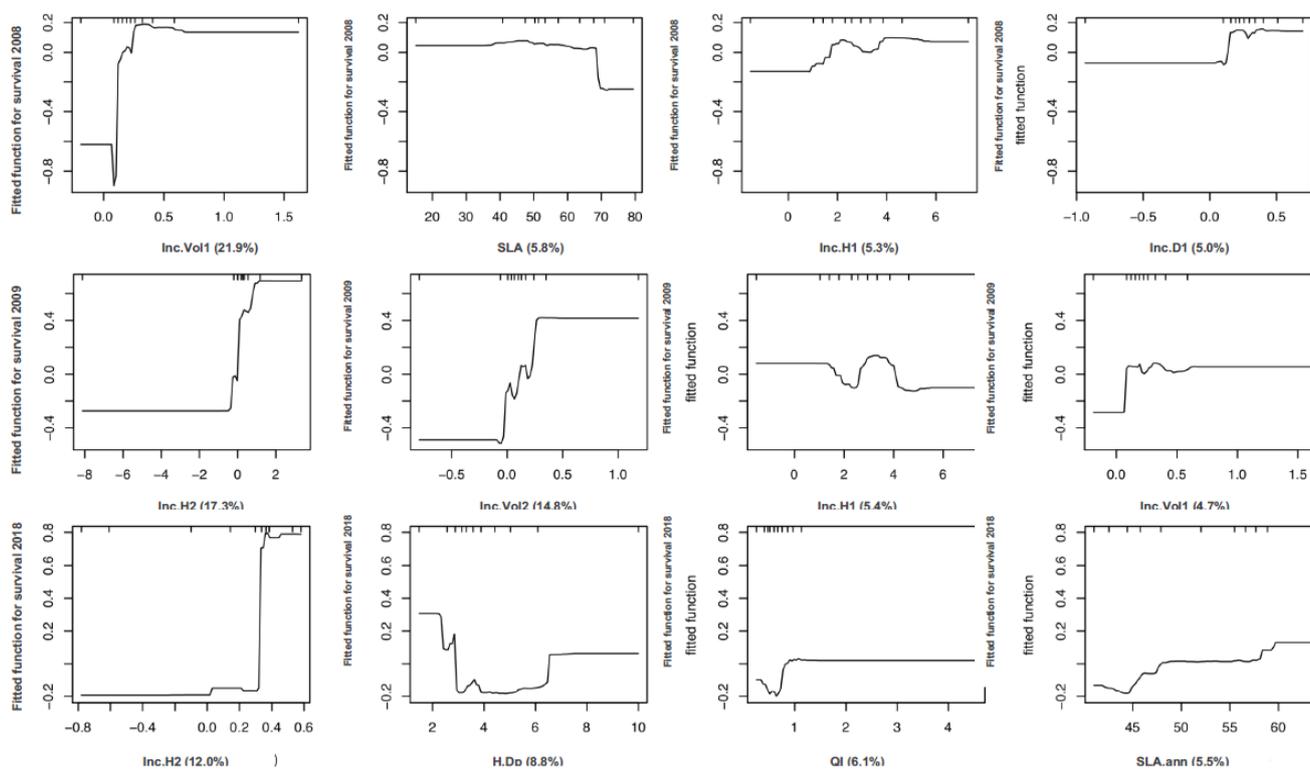


Figura 16. Graficas de dependencia parcial (PDP) para *Quercus ilex* (QUIL) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la supervivencia de las plantaciones (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) desde el valor medio de respuesta pronosticado) en todos los gráficos para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

2.3.3.2 *Respuesta del crecimiento inicial*

Los modelos BRT ajustados para la respuesta del crecimiento inicial (primavera, 1; y verano, 2; ambos en 2008) han arrojado bajas correlaciones de validación cruzada (cv) con valores por debajo de 0.70, aunque las correlaciones de datos de entrenamiento han estado por encima entre 0.5 y 0.85 (Tabla 11). En promedio, entre el 6% [45%] (Madroño) y el 20% [58%] (sabina) de la respuesta del crecimiento inicial ha sido predicho [explicado] por los modelos BRT, donde el texto entre paréntesis se refiere a valores RI ponderados por la correlación de datos de entrenamiento. En cualquier caso, las tasas de crecimiento de la primavera han sido explicadas mucho mejor que las del verano (Tabla 11, Figura 10).

Tabla 11. Resumen de los modelos *Boosted Regression Trees* (BRT) ajustados para atributos de respuesta del crecimiento inicial: incremento mensual de diámetro (D), altura (H) y volumen del tallo (Vol) en la primavera después de la plantación (1) o en el primer verano (2). Se han usado coeficientes de correlación de validación cruzada para ponderar la importancia relativa de los predictores. se: error estándar de los coeficientes.

Especies	Variable crecimiento inicial	Nº plantas	Desviación media total	Desviación media residual	Desviación de validación cruzada estimada (se)	Correlación entrenamiento datos	Correlación de validación cruzada (se)
ARUN	Inc.D1	2050	0.022	0.010	0.02 (0.00)	0.82	0.53 (0.04)
	Inc.D2	1000	0.012	0.010	0.01 (0.00)	0.56	0.00 (0.05)
	Inc.H1	500	3.549	3.080	3.60 (0.37)	0.62	0.12 (0.06)
	Inc.H2	1200	1.417	1.370	1.42 (0.80)	0.48	0.09 (0.08)
	Inc.Vol1	2500	0.039	0.010	0.02 (0.00)	0.85	0.68 (0.05)
	Inc.Vol2	3900	0.022	0.020	0.02 (0.01)	0.68	0.17 (0.07)
JUPH	Inc.D1	4850	0.024	0.011	0.016 (0.002)	0.77	0.58 (0.04)
	Inc.D2	2050	0.014	0.008	0.013 (0.003)	0.76	0.32 (0.09)
	Inc.H1	3300	0.252	0.141	0.209 (0.032)	0.72	0.45 (0.06)
	Inc.H2	450	0.081	0.037	0.069 (0.009)	0.80	0.42 (0.03)
	Inc.Vol1	1750	0.002	0.001	0.001 (0.000)	0.78	0.57 (0.04)
	Inc.Vol2	1950	0.002	0.002	0.002 (0.001)	0.70	0.36 (0.07)
PIHA	Inc.D1	1700	0.031	0.014	0.023 (0.002)	0.80	0.54 (0.04)
	Inc.D2	1000	0.018	0.018	0.018 (0.002)	0.67	0.08 (0.06)
	Inc.H1	1450	0.704	0.321	0.553 (0.068)	0.81	0.47 (0.03)
	Inc.H2	5050	0.334	0.282	0.327 (0.049)	0.61	0.17 (0.04)
	Inc.Vol1	3450	0.017	0.008	0.012 (0.001)	0.78	0.53 (0.03)
	Inc.Vol2	1400	0.019	0.012	0.017 (0.002)	0.72	0.29 (0.06)
PIPR	Inc.D1	1750	0.029	0.013	0.021 (0.002)	0.80	0.53 (0.05)
	Inc.D2	1200	0.017	0.013	0.016 (0.002)	0.66	0.21 (0.06)
	Inc.H1	1350	0.423	0.230	0.361 (0.052)	0.77	0.40 (0.05)
	RGR_H2	1000	0.001	0.001	0.001 (0.000)	0.50	0.04 (0.05)
	Inc.Vol1	2000	0.019	0.006	0.011 (0.001)	0.84	0.59 (0.06)
	Inc.Vol2	1700	0.017	0.013	0.016 (0.003)	0.69	0.23 (0.08)
QUFA	Inc.D1	1150	0.022	0.014	0.020 (0.005)	0.73	0.30 (0.05)
	Inc.D2	1900	4.816	4.446	4.827 (0.735)	0.66	0.10 (0.07)
	Inc.H1	4600	3.833	3.292	3.796 (1.154)	0.61	0.18 (0.07)
	Inc.H2	1400	0.120	0.060	0.091 (0.024)	0.77	0.53 (0.05)
	Inc.Vol1	1000	0.095	0.095	0.097 (0.032)	0.64	0.02 (0.06)
	Inc.Vol2	1150	0.022	0.014	0.020 (0.005)	0.73	0.30 (0.05)
QUIL	Inc.D1	2600	0.034	0.025	0.033 (0.005)	0.72	0.18 (0.04)
	Inc.D2	2350	0.029	0.019	0.027 (0.003)	0.73	0.27 (0.05)
	Inc.H1	3600	2.142	1.231	1.865 (0.154)	0.76	0.38 (0.06)
	Inc.H2	2000	1.298	1.038	1.279 (0.390)	0.67	0.13 (0.09)
	Inc.Vol1	3450	0.046	0.017	0.028 (0.004)	0.82	0.64 (0.05)
	Inc.Vol2	4100	0.039	0.022	0.037 (0.007)	0.77	0.27 (0.07)

Con respecto a los conjuntos de predictores, el impacto de los atributos de planta individuales de parte aérea y radicular en las tasas de crecimiento inicial ha sido notable (Figura 10; Tabla 11). Los valores de calidad del *stock*, también en este caso, han presentado muy poca importancia en los modelos ajustados. Los atributos individuales de parte aérea de la planta han sido más importantes ($RI \approx 22\%$ [49%] en promedio) que los atributos de la raíz ($RI \approx 6\%$ [15%] en promedio) en el crecimiento inicial de la plantación. La variación de sitio o bloque experimental ha mostrado valores de RI alrededor del 4% [8%] en promedio. De la Figura 17 a la Figura 22 se muestran los PDP para uno de los 4 atributos o predictores individuales mejor clasificados (ver discusión para la interpretación de los gráficos).

Tabla 12. Importancia relativa (RI, %, obtenido de los modelos BRT) de los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes: sitio (bloque experimental, BQ), atributos de la planta (parte aérea y radicular) y atributos de calidad del *stock* (parte aérea, raíz, RGP y nutrientes) en el crecimiento inicial de la plantación (incremento en diámetro, D; altura, H; y volumen, Vol; en la primavera 2008, 1; y en el verano 2008, 2). RI ha sido ponderado con la correlación del coeficiente de variación. En PIPR, se ha utilizado la tasa de crecimiento relativo mensual (RGR) para el crecimiento en altura en verano en lugar del incremento mensual neto ya que no se ha podido ajustar ningún modelo en éste. Los gráficos de dependencia parcial de los 4 predictores mejor clasificados se presentan de la Figura 17 a la Figura 22.

Especies	Atributo	Sitio	Atrib. Ind. planta		Atrib. calidad lote de planta				Total RI
		BQ	Parte aérea	Raíz	Parte aérea	Raíz	RGP	Nutr.	
ARUN	Inc_D1	18.0	28.5	6.5	0.0	0.0			53.0
	Inc_D2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0			0.0
	Inc_H1	0.7	7.8	3.5	0.0				12.0
	Inc_H2	0.1	7.0	1.8	0.0	0.0			9.0
	Inc_Vol1	7.9	53.9	6.2	0.0				68.0
	Inc_Vol2	0.6	14.5	1.8	0.1				17.0
JUPH	IncD1	1.9	43.1	12.4	0.4	0.4			58.2
	IncD2	3.3	16.9	12.2		0.0			32.4
	IncH1	9.6	20.4	14.5	0.0	0.0			44.6
	IncH2	5.0	28.7	8.5	0.0	0.0			42.2
	IncVol1	4.0	43.2	9.9	0.1	0.0			57.2
	IncVol2	2.8	24.7	8.8	0.0				36.4
PIHA	IncD1	11.6	33.4	9.1	0.0	0.0			54.1
	IncD2	0.9	5.3	2.0	0.0				8.2
	IncH1	4.2	35.3	6.0	0.7	0.8			47.0
	IncH2	0.8	13.0	3.3	0.0				17.2
	IncVol1	7.3	40.9	4.9	0.0				53.1
	IncVol2	4.8	16.4	8.1					29.3
PIPR	Inc_D1	7.7	35.4	9.8	0.0	0.0			52.9
	Inc_D2	3.2	11.2	6.2	0.0	0.0			20.6
	Inc_H1	10.6	22.1	7.7	0.0	0.0			40.5
	Inc_Vol1	3.4	48.2	7.6	0.0	0.0			59.2
	Inc_Vol2	3.3	15.7	4.4	0.0	0.0			23.4
	RGR_H2	0.1	2.8	0.9	0.0	0.0			3.8
QUFA	Inc_D1	3.1	22.7	4.1	0.6			0.4	30.9
	Inc_D2	1.3	22.2	6.3	0.0			0.0	29.8
	Inc_H1	0.6	7.3	2.0	0.1			0.0	10.0
	Inc_H2	2.8	10.4	4.9	0.0			0.0	18.1
	Inc_Vol1	3.6	38.1	10.6	0.4			0.4	53.2
	Inc_Vol2	0.2	1.7	0.5	0.0	0.0		0.0	2.4
QUIL	IncD1	1.0	13.7	2.9					17.6
	IncD2	5.7	14.6	6.9	0.0				27.3
	IncH1	1.7	30.2	6.2	0.0				38.1
	IncH2	0.4	9.7	2.3	0.0				12.5
	IncVol1	1.2	48.0	15.2					64.4
	IncVol2	2.2	15.0	9.8	0.0				27.0

ARUN

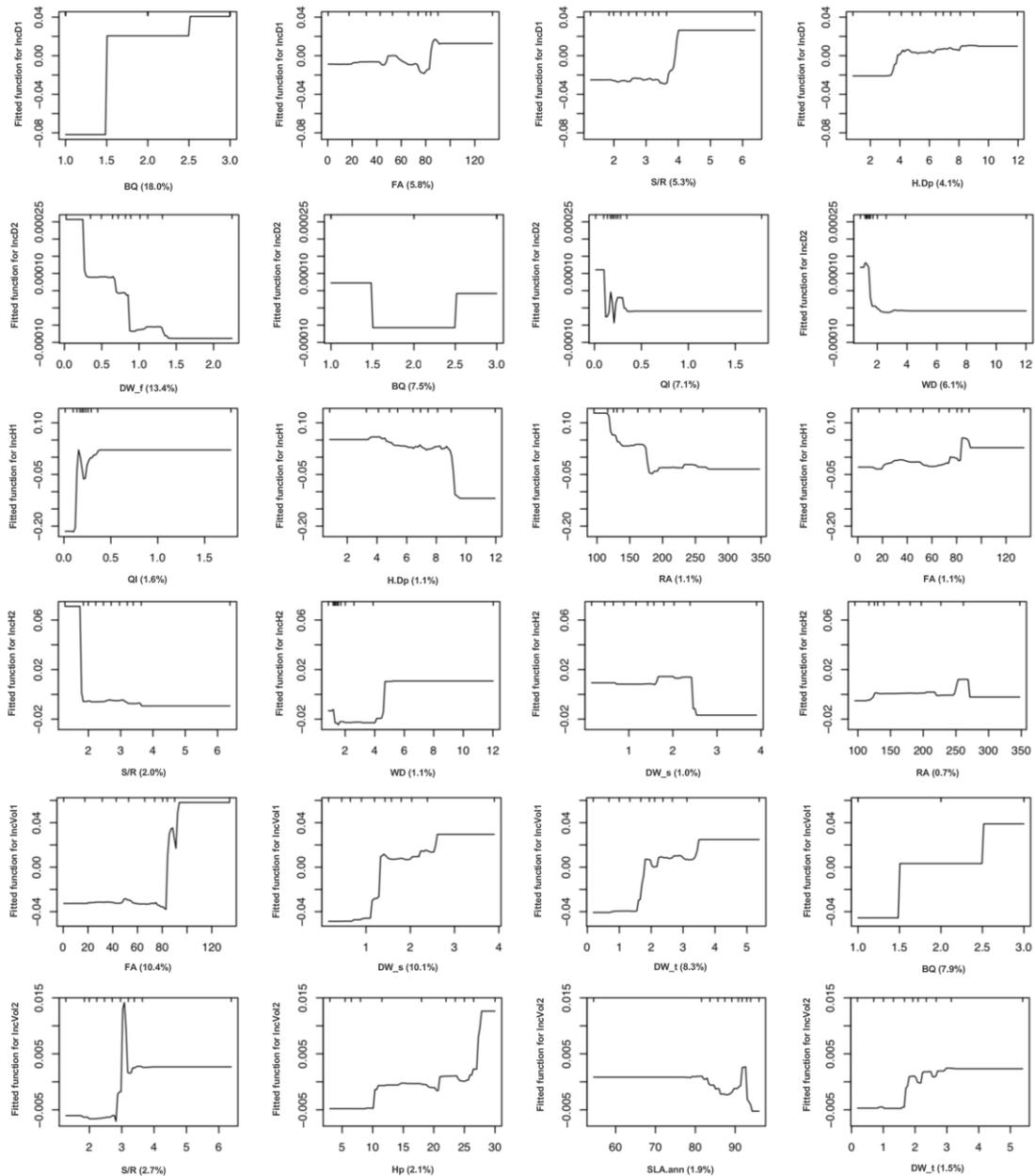


Figura 17. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para *Arbutus unedo* (ARUN) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) de la respuesta del crecimiento inicial: crecimiento en diámetro (IncD), crecimiento en altura (IncH) e incremento en volumen (IncVol), todos ellos computados para la primavera 2008 y el verano 2008 después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente) y en intervalos mensuales. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar desde el valor de respuesta medio pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

JUPH

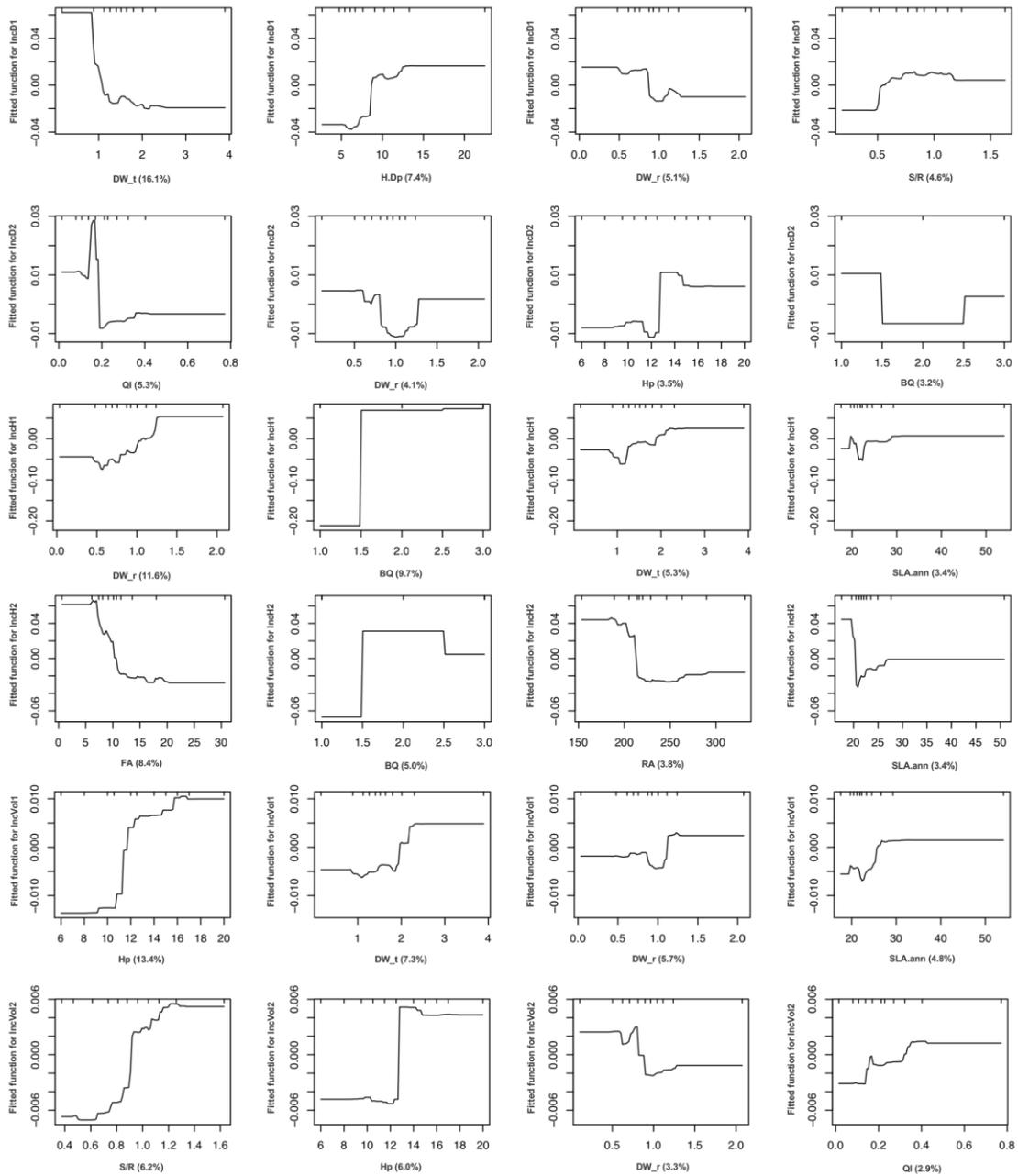


Figura 18. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para *Juniperus phoenicea* (JUPH) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) de la respuesta del crecimiento inicial: crecimiento en diámetro (IncD), crecimiento en altura (IncH) e incremento en volumen (IncVol), todos ellos computados para la primavera 2008 y el verano 2008 después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente) y en intervalos mensuales. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar desde el valor de respuesta medio pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

PIHA

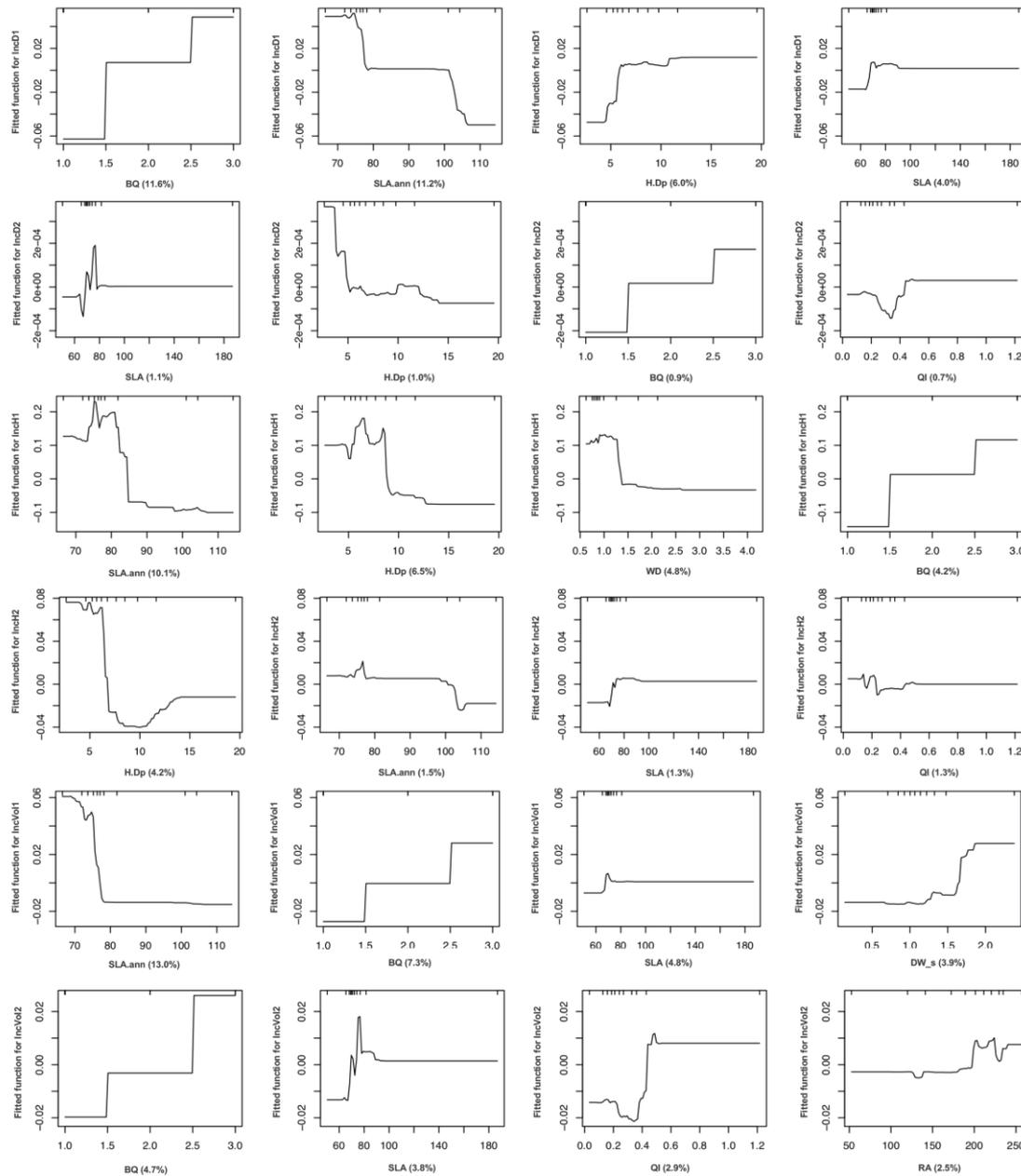


Figura 19. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para *Pinus halepensis* (PIHA) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) de la respuesta del crecimiento inicial: crecimiento en diámetro (IncD), crecimiento en altura (IncH) e incremento en volumen (IncVol), todos ellos computados para la primavera 2008 y el verano 2008 después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente) y en intervalos mensuales. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar desde el valor de respuesta medio pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

PIPR

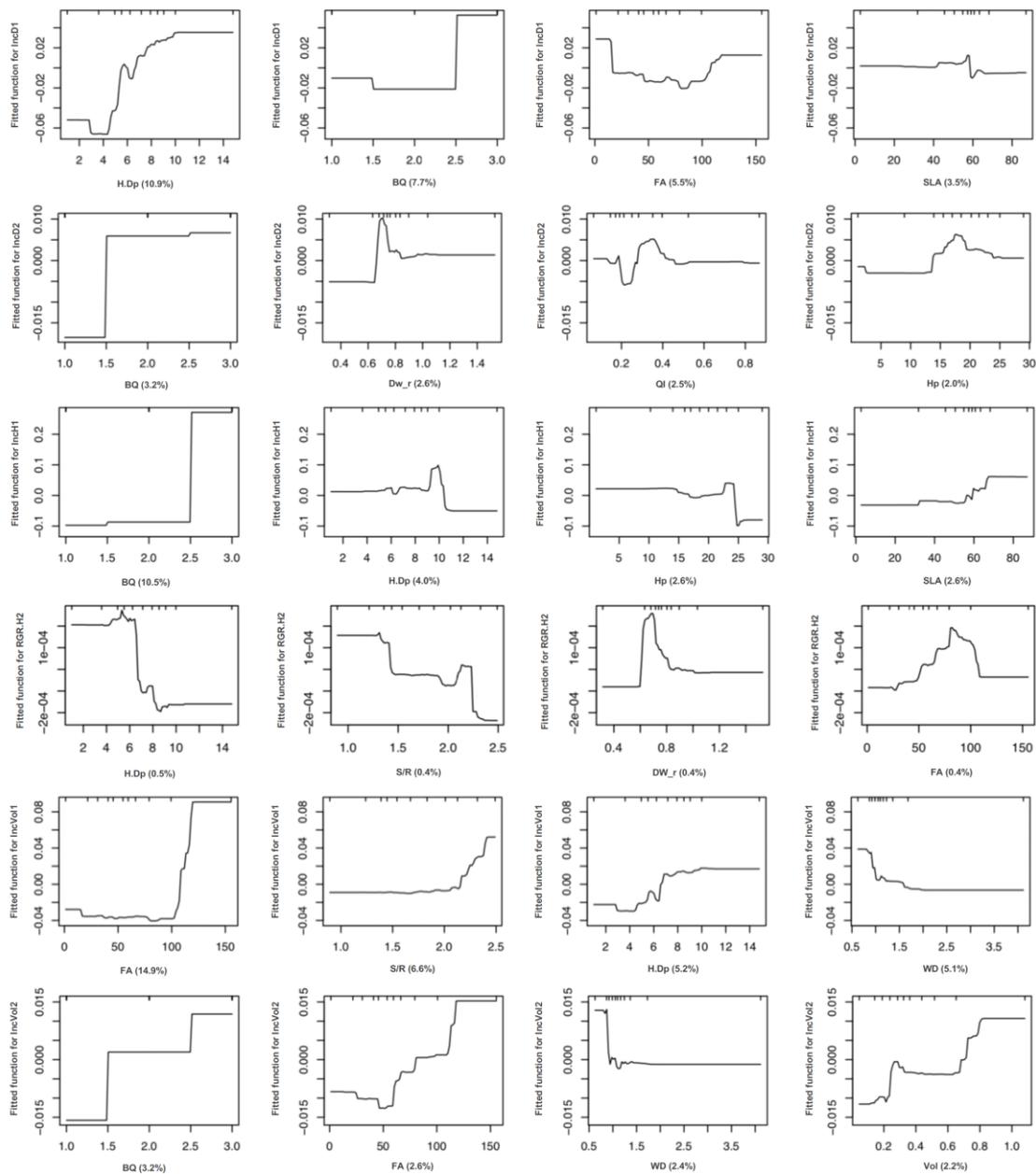


Figura 20. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para *Pinus pinaster* (PIPR) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) de la respuesta del crecimiento inicial: crecimiento en diámetro (IncD), crecimiento en altura (IncH) e incremento en volumen (IncVol), todos ellos computados para la primavera 2008 y el verano 2008 después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente) y en intervalos mensuales. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar desde el valor de respuesta medio pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

QUFA

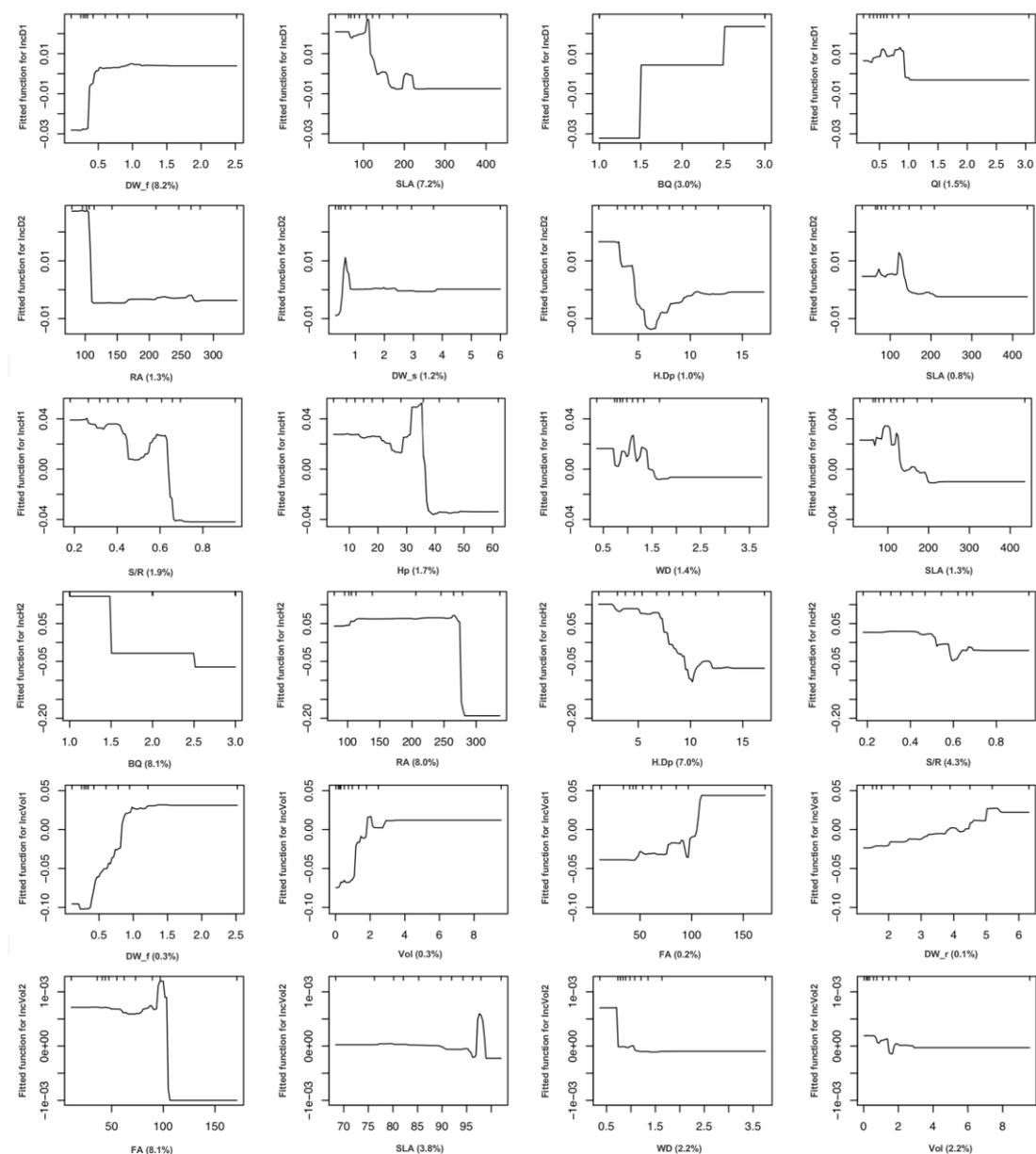


Figura 21. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para *Quercus faginea* (QUFA) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) de la respuesta del crecimiento inicial: crecimiento en diámetro (IncD), crecimiento en altura (IncH) e incremento en volumen (IncVol), todos ellos computados para la primavera 2008 y el verano 2008 después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente) y en intervalos mensuales. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar desde el valor de respuesta medio pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

QUIL

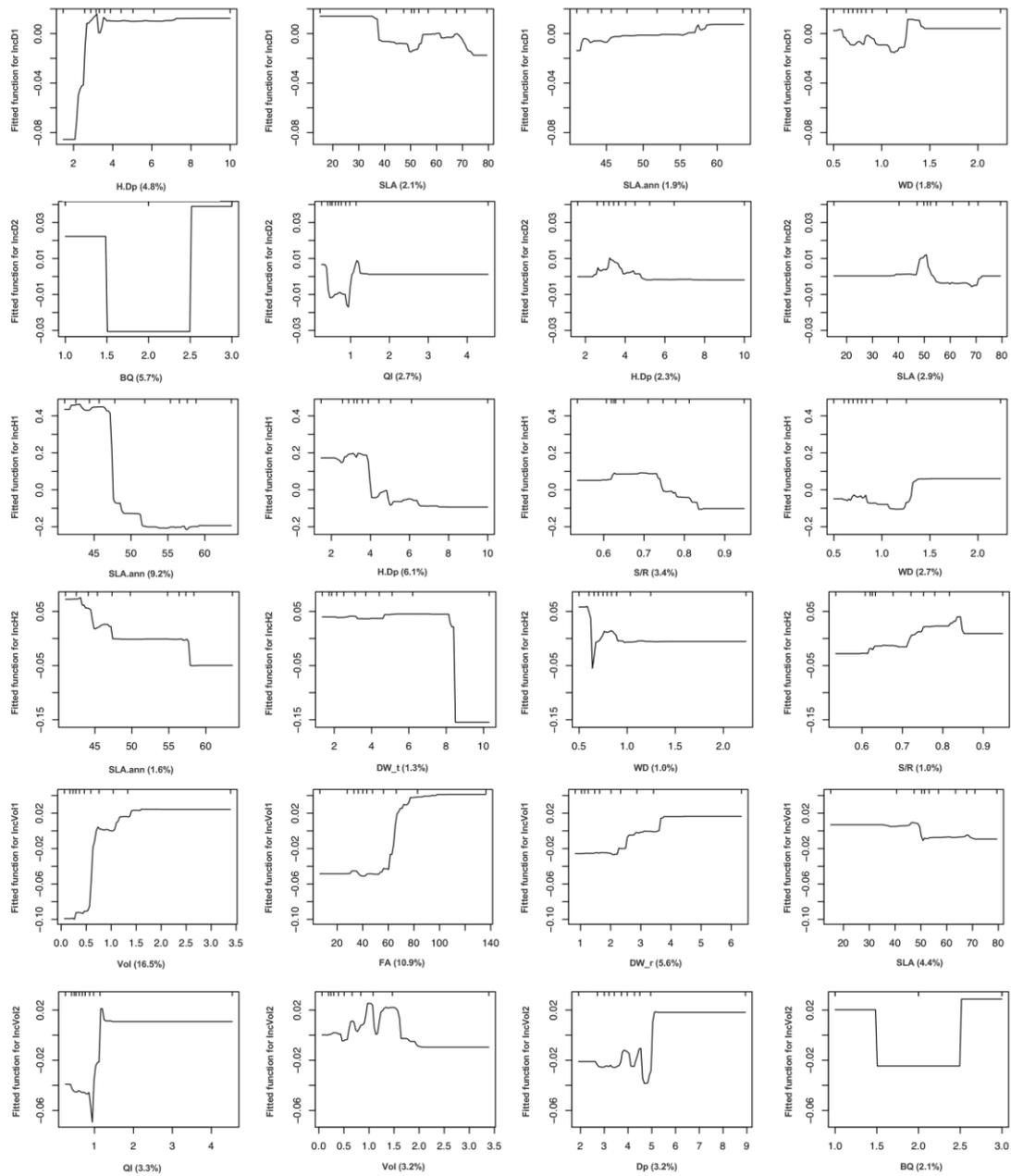


Figura 22. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para *Quercus ilex* (QUIL) de las cuatro variables o predictores más influyentes (mayor importancia relativa en los modelos BRT) de la respuesta del crecimiento inicial: crecimiento en diámetro (IncD), crecimiento en altura (IncH) e incremento en volumen (IncVol), todos ellos computados para la primavera 2008 y el verano 2008 después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente) y en intervalos mensuales. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar desde el valor de respuesta medio pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con pocos datos.

2.4 Discusión

Los resultados presentados muestran que la respuesta de las seis especies se ha visto poco afectada por las diferencias en los atributos de calidad del *stock*, mientras que el papel de los atributos de plantas individuales (particularmente la tasa de crecimiento inicial) ha demostrado tener mucho más potencial para explicar la supervivencia de las plantas tanto a corto plazo como 10 años después de la plantación.

Antes de discutir los atributos del *stock*, es necesario enmarcar el establecimiento general de las diferentes especies en esta plantación experimental con respecto a trabajos previos sobre las mismas especies y en condiciones similares de sitio y clima. Las seis especies estudiadas aquí, seleccionadas en el proyecto técnico para la reforestación, son autóctonas de la zona y crecen espontáneamente en las proximidades de la parcela experimental. Los resultados de establecimiento inicial en nuestro sitio (primeros dos años), tanto en supervivencia como en crecimiento pueden considerarse, en base a la revisión de la literatura, en la parte alta del rango de algunas especies. Estas especies son: el pino carrasco (Pausas et al., 2004; del Campo et al., 2007, 2008a; Oliet et al., 2009), el madroño (Navarro-Cerrillo et al., 2012; del Campo et al., 2008b) y la sabina (Padilla et al., 2009, 2011; Alrababah et al., 2008; Badía et al., 2007) (Tabla 13 Tabla 6). La supervivencia en encina y pino marítimo es variable según distintos trabajos (Pausas et al., 2004; Valdecantos et al., 2004; del Campo et al., 2005a, b, 2008a, b, c, 2010, datos no publicados; Palacios et al., 2009; Navarro-Cerrillo et al., 2009; Valiente et al., 2011; Ceacero et al., 2012), con valores inferiores, similares o superiores a los nuestros. Sin embargo, dentro de ese marco, se puede argumentar que nuestras cifras son satisfactorias, así como la respuesta en crecimiento (Tabla 13). Solo el quejigo ha presentado un crecimiento y supervivencia más bajos en relación con estudios similares (Domínguez-Núñez et al., 2006; del Campo et al., 2008b, c, datos no publicados; Villar-Salvador et al., 2013).

Sin embargo, según los datos revisados, a medio plazo (10 años) el resultado en crecimiento en el presente trabajo puede calificarse como bajo para todas las especies, excepto en la sabina. En este sentido y para el mismo plazo, la supervivencia ha sido solo alta para la sabina y el pino carrasco, y baja o muy baja en las especies restantes en comparación con trabajos anteriores. Sin embargo, estos resultados han sido los

esperables, ya que las condiciones meteorológicas en la repoblación durante el primer año fueron muy buenas, pero en el medio plazo muy secas.

En el capítulo 3 se analiza más en profundidad los resultados por especie y los factores influyentes en el establecimiento dentro del marco del trabajo.

Tabla 13. Evaluación general del establecimiento en campo en cuanto a la supervivencia y crecimiento tanto a corto plazo (primeros dos años) como a medio plazo (10 años) para las seis especies analizadas en este trabajo y en el marco de trabajos publicados previamente (ver referencias de texto). Las flechas ↑ y ↓ representan un establecimiento mayor o menor en este trabajo, mientras que ≈ representa un establecimiento similar. No se han encontrado estudios a medio plazo en algunas especies.

	Supervivencia de los dos primeros años	Crecimiento de los dos primeros años	Supervivencia a los 10 años	Crecimiento a los 10 años
ARUN	↑	↑		
JUPH	↑	↑	↑	≈
PIHA	↑	↑, ≈	↑	↓
PIPR	↑, ≈, ↓	↑, ≈	↓	
QUFA	↓	↓		
QUIL	↑, ≈, ↓	≈	↓, ≈	↓

2.4.1 Influencia limitada de la calidad del stock en el establecimiento de la plantación

La influencia de la calidad del *stock* ha sido muy débil en la respuesta de la supervivencia en la mayoría de las especies: marginalmente significativo en el pino carrasco (2008 y 2009) y en la sabina (2018), aunque significativamente diferente en la encina (2008) y el quejigo (2018). Una pregunta clave que surge sobre la calidad del *stock* es, dadas las amplias diferencias entre ambos lotes plantados y evaluados en las seis especies y con las diferencias relativamente bajas en la respuesta de campo durante años, ¿hay más espacio para mejorar la calidad del *stock*?

Se sabe que las condiciones favorables para la plantación (en nuestro caso, la meteorología de los dos primeros años) diluyen el efecto de la calidad del *stock* en el establecimiento de la plantación (Burdett, 1990; Simpson y Ritchie, 1997; del Campo et al., 2007b, Pinto et al., 2011). Pero, por otro lado, también ha ocurrido el año más seco de la serie de datos, después de 5-6 años de la plantación, que debe haber actuado como un filtro ambiental con el efecto contrario.

Así, se pueden considerar dos opciones, una es que las especificaciones actuales de calidad del *stock* (Tabla 5) son lo suficientemente amplias como para que ambos lotes encajen en el mismo y, por lo tanto, es esperable que la respuesta haya sido muy similar. Esto significaría poco margen para obtener mayores tasas de establecimiento a partir de la mejora de la calidad del *stock*.

La segunda posibilidad es que, después de los primeros dos años (con un buen establecimiento en campo debido a la meteorología y un bajo efecto de la influencia de la calidad del *stock*), la respuesta queda condicionada principalmente por las condiciones ambientales (Hobbs, 1984) y, por lo tanto, diferentes calidades del *stock* con el mismo establecimiento inicial en el campo continuarán con el tiempo mostrando un patrón similar. Sin embargo, esta última posibilidad no se sostiene frente a estudios previos en condiciones climáticas similares y la misma especie (Oliet et al., 2005, 2009), por lo tanto, la primera opción impone.

El valor añadido del presente trabajo con respecto a la literatura anterior es que, de hecho, se demuestra que aún puede haber una mejora adicional en el establecimiento de repoblaciones que tienen un estándar robusto y probado de calidad de planta. Los estándares de calidad generalmente se definen (Burdett 1983), enfocándose en el *stock*, que se produce en viveros y que son probados en campo (Hermoso, 2017). Necesariamente, las especificaciones de *stock* obtenidas de esta manera se reducen/amplían cada vez que un lote de planta controlado (o tipo de *stock*) muestra un establecimiento satisfactorio y contribuye a refinar los rangos anteriores (Hobbs, 1984; Pinto et al., 2011). Este refinamiento generalmente se realiza en todo el conjunto de atributos considerados, ya que es muy difícil asignar la contribución exacta de un atributo particular en la respuesta (Burdett, 1983).

Al trabajar de este modo, la norma puede resultar para los viveristas un tanto forzada y difícil de igualar para toda la producción de planta de un lote (tanto para los atributos materiales como de establecimiento); esto, de hecho, se corrobora en nuestros lotes de planta, con los atributos de parte aérea, raíz, respuesta y nutrientes (factores 1 a 4 en la Figura 7) más o menos cercanos al estándar dependiendo de cada uno.

Los modelos han indicado que los atributos individuales de la planta son mucho más importantes que los atributos basados en el lote de planta, cuando estos se han evaluado

conjuntamente. En el enfoque convencional (por ejemplo, del Campo et al., 2007a, b, 2010, pero consultar Grossnickle y MacDonald, 2018a,b para obtener una lista completa de referencias), la variabilidad inherente de los atributos en las muestras utilizadas para las pruebas (Fok y Grossikle, 1997; Kooistra y Brazier, 1999) dificulta una mayor comprensión del papel de un atributo particular en la respuesta en campo. Además, solo la altura y el diámetro se pueden medir directamente en una planta puesta en campo, debido a la naturaleza destructiva del muestreo en la mayoría de los atributos. Es decir, no hay una relación directa entre el papel que algunos atributos pueden haber jugado en la respuesta de una planta. Los atributos funcionales individuales de la planta recogen mucho mejor las características de la planta, mientras que los atributos de calidad de planta son promedios gruesos que representan todo el lote. Esta falta de evidencia directa puede llevar a especificar rangos imprecisos o demasiado amplios para ciertos atributos importantes, o incluso, todo lo contrario, estableciendo umbrales estrechos para algunos atributos que podrían no tener un papel decisivo (Pinto et al., 2011). Este extremo ha sido probablemente el caso de nuestros lotes y estándares recogidos en la Tabla 5.

Otro tema para considerar es el tiempo transcurrido entre la evaluación de la calidad de planta o del *stock* y la plantación, que en algunos casos puede separarse durante algunos meses. Ambos factores (tiempo transcurrido y representatividad de la muestra) pueden contrarrestar y/o diluir la capacidad predictiva de los atributos de calidad del *stock*, especialmente si el lote es heterogéneo y no se ha realizado una selección de planta como tratamiento cultural en vivero (Burdett, 1983; Mattsson, 1996). En nuestro caso, algunos lotes con germinación y morfología irregular en vivero (JUPH, PIPR-TM, QUFA-TM y ARUN-AL) han presentado diferencias significativas entre la altura media medida en la evaluación en vivero y la primera medida post-plantación en campo (febrero-marzo de 2008, datos no mostrados).

2.4.2 Los atributos individuales y el establecimiento de la plantación.

En este punto explicamos cómo nuestros resultados pueden ser útiles para mejorar las especificaciones objetivo de las plantas. Aunque los modelos de supervivencia han presentado un buen ajuste, los modelos de crecimiento han tenido un resultado muy diferente según el año, logrando un mejor ajuste en el crecimiento de primavera de 2008 que para el crecimiento del mismo verano. Por lo tanto, apelamos a la precaución de

considerar nuestro modelo de crecimiento para el verano. Dada la capacidad del BRT para analizar relaciones e interacciones complejas entre los predictores, los resultados para el verano señalan una fuerte influencia de otros factores ausentes en nuestros modelos, como los atributos fisiológicos, la humedad del suelo, la profundidad del hoyo y otros factores relacionados con del micrositio (Ceacero et al., 2012; Navarro-Cerrillo et al., 2014).

Sin embargo, dentro del marco técnico de este estudio y su alcance, nuestros resultados pueden ser útiles tanto para testear como para refinar las especificaciones del estándar de calidad regional dentro de las duras condiciones registradas en nuestro estudio (suelos poco profundos y sequías históricas). A pesar de la importancia de los resultados, consideramos que puede ser más fructífero poner énfasis en la utilidad y potencialidad del aprendizaje automático, que solo simplemente abordar un ajuste del estándar local para las seis especies incluidas en este estudio. Por esta razón, tomamos como ejemplo para el análisis el pino carrasco y la encina, ambos muy utilizados en los programas de reforestación (Vadell et al., 2016) y con un establecimiento desigual en este estudio.

El papel de la calidad del *stock* en el establecimiento de plantaciones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) se ha estudiado profusamente durante décadas y se ha confirmado en sitios similares al nuestro (del Campo et al., 2007a, b, 2011, Oliet et al., 2009; Navarro-Cerrillo et al., 2014). En este estudio, las plantas de PIHA-HU han estado más cerca del estándar previo para atributos materiales, pero no para atributos de respuesta (RGP, Figura 7). De hecho, este lote ha presentado un mejor establecimiento inicial que PIHA-TM en supervivencia (6% más, valor $p < 0.1$), en tasas de crecimiento (H1, H2 y Vol2, valor $p < 0.05$) y en altura y diámetro final en términos absolutos. Estos hechos recomiendan mantener el estándar morfológico actual, pero subir su RGP, dados los valores más altos de PIHA-HU con respecto al estándar (factor 3, Figura 7). Sin embargo, es discutible descartar PIHA-TM con los resultados de este estudio (solo el 5% de la diferencia en la supervivencia en 10 años y después de la sequía severa). Así, parece más práctico observar el papel de los atributos funcionales de plantas individuales.

En este caso, la mayor influencia en la supervivencia ha sido ejercida por las tasas de crecimiento inicial (41-57%), apuntando al papel fundamental de este proceso (Hobbs,

1984; Burdett et al., 1990). Los gráficos de dependencia parcial (PDP) permiten una visualización del efecto de un único predictor sobre la función ajustada (respuesta) después de tener en cuenta los efectos promedio de las variables predictoras restantes en el modelo (Elith et al., 2008).

Centrándose en los tres PDP del verano que capturan la mayor parte de la RI (Figura 13, supervivencia de PIHA 2009 y 2018), para obtener una puntuación positiva en las funciones ajustadas y centradas para la supervivencia, tenemos que (las funciones ajustadas en los gráficos se centran restando su media): IncH2 debe ser menor de 1 cm/mes (el promedio fue de 0.86 y 0.58 para PIHA-HU y PIHA-TM respectivamente), IncD2 entre 0-0.4 mm/mes (el promedio fue de 0.20 y 0.17 para PIHA-HU y PIHA-TM respectivamente) e IncVol2 por encima de 0.11 cm³/mes (el promedio fue de 0.18 y 0.14 para PIHA-HU y PIHA-TM respectivamente). Para poder seleccionar los atributos de morfología, debemos investigar aquellos con la clasificación más alta (RI) en el PDP en la Figura 19, donde se muestran las funciones correspondientes entre el crecimiento y los atributos morfológicos.

Por ejemplo, el valor objetivo IncH2 \approx 1cm/mes en nuestra muestra corresponde al percentil 20% (datos no mostrados), por lo que se ubica aproximadamente en el eje Y en -0.03 (suponiendo un buen modelo de ajuste para IncH2, que no es el caso). Los PDP están centrados en la media, y las unidades corresponden a una desviación estándar (es decir, 34.1%). Una línea horizontal a lo largo de -0.03 enmarcaría la esbeltez en un rango de 7-12 cm/mm. De la misma forma, IncD2 \approx 0-0.4 mm/mes se encuentra en percentil 15-53%, o por debajo del valor de \approx 0 en el eje Y en el PDP, por lo que SLA se encuentra entre 60-70 cm²/g, la esbeltez está por encima de 5 cm/mm y el QI es menor de 0.4. Finalmente, IncVol2 \approx 0.11 (percentil 11%) no tiene valores de corte para los atributos seleccionados.

Siguiendo este razonamiento, la plántula objetivo para esta especie y sitio sería: SLA \approx 60-70 cm²/g (dependiendo del método utilizado), esbeltez 5-12 y QI \approx 0.4. El SLA está relacionado con el coste de producir nuevas hojas (acículas en este caso) e indicativo de una estrategia adquisitiva frente a conservadora del uso de recursos (Stahl et al., 2014). El QI y la esbeltez son, a su vez, indicativos del equilibrio entre las partes aérea y radicular (Grossnickle y MacDonald, 2018a). En esta especie, la evaluación a medio

plazo (10 años) después de la sequía severa, no ha cambiado el estándar y, por lo tanto, estas especificaciones podrían usarse independientemente de la incertidumbre climática.

En encina (*Quercus ilex*), la evaluación a corto plazo ha indicado una mejor respuesta del lote más grande en tamaño absoluto, QUIL-TM (13% más de supervivencia que QUIL-HU y mayor IncH1, IncVol1, pero menor IncD1). El estándar actual para la especie y la región está más cerca de QUIL-TM en morfología y nutrientes que a QUIL-HU (Figura 7). Sin embargo, un análisis detallado de los atributos individuales del estándar (Tabla 5) revela que el estándar se encuentra justo entre ambos lotes (ver, por ejemplo, SQ.H, SQ.D, SQ.SW y SQ.RW, Tabla 5), y que muchos atributos presentan una variación tan amplia (desviaciones estándar) que dificultan la toma de decisiones prácticas en los planes de reforestación y plantean muchas dudas sobre la existencia de valores críticos o umbrales para la selección de plántulas en vivero.

El modelo BRT ajustado para la supervivencia de 2009 ha presentado buenos resultados explicativos de la misma, pero solo moderadas para la predicción (ROC=0.97; cv-ROC=0.79). Al observar los PDP (Figura 16), la función obtenida para la supervivencia 2009 ha asignado aproximadamente la mitad de importancia al crecimiento en altura y volumen y ha destacado la influencia negativa de la disminución en tamaño sobre la supervivencia. Siguiendo un razonamiento similar al del pino carrasco, los incrementos positivos de H1, Vol1, H2 y Vol2 de nuestro conjunto de datos corresponden a los percentiles 17, 71, 11 y 40% respectivamente (datos no mostrados) y a valores de corte para atributos morfológicos (intervalos del eje y de PDP que está centrado en la media y espaciado por una desviación estándar): SLA <45-52 cm²/g, peso seco total <8 g, densidad de la madera <0.6 g/cm³, volumen del tallo >0.6 cm³, QI >1 y diámetro del tallo >5 mm.

Sin embargo, debe decirse que estas especificaciones se aplican a nuestro sitio (suelos poco profundos) y en ausencia de filtros climáticos severos (análisis hasta 2009), los cuales pueden tener un impacto muy negativo en la plantación de encinas, como hemos observado en el medio plazo. De hecho, en la evaluación a medio plazo (2018), las diferencias en supervivencia entre ambos lotes han sido insignificantes y el tamaño más pequeño de los plantones (QUIL-HU, más alejado del estándar) ha mostrado un incremento constante a lo largo del tiempo, ya sea en altura o diámetro (Figura 9), siendo un indicador de un establecimiento exitoso (Burdett, 1990). Siendo coherente

con nuestros resultados (la supervivencia a 10 años fue solo del 14% para la encina) esta especie debe evitarse en futuras reforestaciones en sitios similares. En cualquier caso, los modelos BRT indican que las plantas objetivo, teniendo en cuenta la sequía tan severa, deberían tener una relación de esbeltez inferior a 3, o superior a 6, $QI > 0.8$, SLA entre 40-50 cm^2/g (dependiendo del método utilizado), y las mismas consideraciones sobre la densidad y volumen que para 2009.

El PDP en forma de "U", como el de la esbeltez, es común en nuestro estudio y sugiere una estrategia dual de uso de recursos, donde las plántulas pequeñas pueden beneficiarse de mayores tasas de crecimiento relativo, produciendo nuevos tejidos más acoplados a las características del suelo y del sitio y, por tanto, más adaptados funcional y anatómicamente a la disponibilidad de agua. Por otro lado, las plántulas más grandes pueden beneficiarse de mayores tasas de crecimiento bruto que a su vez permiten una exploración más eficiente y rápida del perfil del suelo, especialmente dada la climatología favorable ocurrida en nuestro caso durante el primer año de plantación (Hobbs, 1984; Villar- Salvador et al., 2012; Grossnickle y MacDonald, 2018a,b). Sin embargo, las plántulas de tamaño medio estarían más alejadas de ambas estrategias, ya que necesitan hacer frente tanto a la aclimatación (Margolis y Brand, 1990) como al desarrollo de suficientes raíces para alcanzar puntos seguros en el perfil del suelo (grietas profundas en la piedra caliza). Tal patrón dual es muy difícil de detectar con modelos lineales.

Esta evaluación puede desarrollarse aún más, agregando más atributos (predictores) para la supervivencia 2008 o de atributos de menor rango. Sin embargo, debe enfatizarse que, aunque los PDP proporcionan una herramienta útil para la interpretación, no son una representación perfecta de la relación entre el predictor y la respuesta, especialmente si hay interacciones o los predictores están fuertemente correlacionados (Elith et al., 2008). Además, la colinealidad entre las variables predictoras puede haber sesgado la importancia relativa de alguna de ellas. Finalmente, evaluar el *stock* de acuerdo con estas especificaciones no es sencillo, ya que estos umbrales se obtienen para plantas individuales en campo y deben ajustarse nuevamente a la producción de planta de vivero.

3 SELECCIÓN DE ESPECIES: SU IMPORTANCIA, BASADA EN ATRIBUTOS FUNCIONALES, EN LA REFORESTACIÓN DE ZONAS SECAS BAJO NUEVAS CONDICIONES CLIMÁTICAS:

3.1 Introducción

Dentro del marco de cambio climático y global, han surgido diversas preguntas sobre ciertos aspectos de la restauración forestal, particularmente aquellos relacionados con la idoneidad del hábitat futuro, ya sea para especies o poblaciones (procedencias), ya que la planta reforestada, bajo las pautas convencionales, tendría una mayor dependencia de condiciones ambientales que cada vez serán más raras (Willians y Dumroese, 2013; Hällfors et al., 2017). En este marco de cambio climático, las estrategias de reforestación deben centrarse en restaurar y reforzar los procesos del ecosistema hacia la provisión de bienes y servicios (por ejemplo, agua, protección del suelo, secuestro de carbono, etc.) poniendo énfasis en especies clave, utilizadas durante décadas, que necesariamente conducirán a los objetivos de la restauración (Sansilvestri et al., 2015; Jacobs et al., 2015; Hof et al., 2017; Jandl et al., 2019). En este contexto, la selección de especies debería basarse en utilizar unos genotipos robustos y con una gran capacidad de adaptación, en lugar de centrarse en composiciones de especies concretas dentro de un marco fitosociológico. Esto puede implicar una revisión en profundidad de los procedimientos actuales de análisis y selección de especies para una zona determinada, fuertemente sesgados por la información autoecológica y florística-fitosociológica que ha sido recopilada bajo un clima histórico (Rivas-Martínez, 1987; Gandullo y Sánchez-Palomares, 1994; Farris et al., 2010). Además, el enfoque florístico-fitosociológico ha sido criticado debido a su falta de concordancia con los registros palinológicos en algunos casos (Carrión y Fernández, 2009).

El clima futuro trae consigo filtros ecológicos y extremos que algunas especies autóctonas pueden no superar mientras que otras sí (Lindner et al., 2014). Los períodos de sequía extrema en zonas secas han sido señalados como desencadenantes de mortalidad en plantaciones maduras (Allen et al., 2010; García de la Serrana et al., 2015; Navarro-Cerrillo et al., 2019). Los cambios de humedad del suelo pueden ser más importantes que las variaciones de temperatura en cuanto a los cambios de hábitat central de las especies forestales (Fei et al., 2017). Los resultados arrojados por

modelización, ya sea a partir de modelos mecanicistas o de modelos de distribución de especies basados en el clima histórico, coinciden en que la respuesta futura de las especies consideradas como idóneas es incierta (Lindner et al., 2014; Al-Qaddi et al., 2017).

Los atributos funcionales de la planta (PFT) se definen como atributos morfológicos, fisiológicos y fenológicos que afectan la aptitud individual a través de sus efectos sobre el crecimiento, la reproducción y la supervivencia de la planta (Violle et al., 2007). Varias iniciativas para la elaboración de bases de datos de PFT (por ejemplo, BROT 2.0, TRY base de datos de atributos de plantas) han surgido como herramientas clave en el estudio de procesos ecológicos y de funcionamiento del ecosistema (Tavşanoğlu y Pausas, 2018; Kattge et al., 2019). El papel de los PFT en la selección de especies bajo el cambio climático se basa en la identificación de los atributos clave que mejor se adaptan a las nuevas condiciones ambientales (Padilla et al., 2009) y, por lo tanto, el éxito de la reforestación podría estar más asociado a éstos en vez de asociarse a consideraciones taxonómicas. Dada la amplia variación de atributos funcionales que las distintas especies desarrollan para hacer frente a la sequía y al estrés hídrico (Brodribb et al., 2014; Pratt et al., 2015; Garcia-Forner et al., 2017), se puede esperar una respuesta diferente en el establecimiento de plantaciones según especies sólo desde esta óptica de PFT. Las características hidráulicas del xilema, los rasgos foliares, radicales y del crecimiento suelen estar detrás de una estrategia exitosa frente a la escasez de agua (Ryser, 1996; Choat et al., 2012; Johnson et al., 2012; Stahl et al., 2014). Sin embargo, a pesar de la considerable cantidad de literatura publicada sobre PFT, cambio climático, gestión forestal adaptativa y restauración forestal, existe muy poca información sobre ensayos de plantaciones que aborden específicamente qué atributos pueden suponer una ventaja significativa. Según una revisión reciente (Löf et al., 2019), todavía estamos en un estado inicial en el estudio de estos aspectos y problemas relacionados con la adaptabilidad de especies en el futuro. La selección de especies actual tendrá consecuencias tanto sobre la resiliencia de los bosques futuros como sobre la necesidad de tomar acciones urgentes y caras, relacionadas con los problemas de mortalidad y dislocación climática (Navarro-Cerrillo et al., 2019). No solo la selección de especies o zonas de procedencia pueden necesitar una reevaluación en un contexto de cambio climático para que coincida con las condiciones climáticas futuras, sino que otros aspectos técnicos como la preparación del terreno, las densidades de plantación, los

tratamientos culturales, etc., lo pueden requerir también. En este sentido, los ensayos experimentales a medio y largo plazo en programas de restauración forestal podrían proporcionar resultados fiables abarcando suficiente variabilidad meteorológica interanual como para estudiar el efecto integrado del clima, las especies y el papel de los atributos funcionales. Las plantas responden peor frente a los extremos climáticos que a los promedios cambiantes, lo que explica en parte, las diferencias entre los resultados de los modelos y los datos experimentales (Lindner et al., 2014). Además, los proyectos de reforestación ocurren principalmente a pequeña y mediana escala, lo que refleja mejor la heterogeneidad ambiental relacionada con el suelo y las características fisiográficas (por ejemplo, los micrositios) (González-Rodríguez et al., 2011; Ceacero et al., 2012), y por lo tanto, los estudios de campo pueden proporcionar mejores conocimientos sobre el éxito de la reforestación (a pesar de un clima más cálido) que otros enfoques basados en proyecciones climáticas regionales. Por lo tanto, la experimentación en el campo sigue siendo indudablemente necesaria para abordar el cambio de paradigma en los programas de restauración forestal.

Así, este capítulo pretende evaluar la respuesta a corto y mediano plazo (10 años) de la parcela experimental con diversidad de especies dentro del contexto anteriormente comentado, con eventos de sequía extrema y condiciones cambiantes entre años.

Siendo, los objetivos específicos:

- i) Identificar qué especies han presentado una mejor respuesta y aptitud respecto al sitio de plantación, y qué PFT (entre especies) han jugado un papel relevante en esta respuesta;
- ii) Evaluar la importancia relativa de diferentes PFT (así como su umbral/rango) en una exitosa respuesta en supervivencia y crecimiento bajo condiciones de sequía extrema;
- iii) Evaluar si los atributos involucrados en la buena respuesta inicial coinciden con aquellos involucrados en la respuesta a medio plazo después de la sequía.

Al abordar estos objetivos, se pretende estudiar si la idoneidad de los métodos actuales para la selección de especies bajo los nuevos extremos climáticos es adecuada, es decir, ¿siguen siendo válidos los criterios ecológicos o fitosociológicos para seleccionar

especies en programas de reforestación? ¿O deberíamos avanzar hacia un enfoque más orientado a los atributos?

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Caracterización de la estación

Véase punto 2.2.1.

3.2.2 Especies seleccionadas y diseño experimental

Se plantaron un total de siete especies en este estudio (Tabla 14). Todas las especies son autóctonas de la zona y crecen espontáneamente. Éstas fueron elegidas para el proyecto de reforestación (709 ha) siguiendo enfoques auto-ecológicos y florístico-fitosociológicos, incluyendo pinos (90% de la plantación), quercíneas (8%), sabina (1.5%), madroño y fresno (<1%). Estas especies incluyen las especies principales y secundarias (Figura 23) más utilizadas en programas de reforestación en áreas mediterráneas (Vadell et al., 2016). En la parcela experimental se utilizaron, por especie, varios lotes de planta con calidad contrastada (de 1 a 3) procedentes de diferentes viveros forestales. Así se puede controlar experimentalmente este importante factor en el establecimiento de plantaciones (Burdett, 1990). En todos los casos, la planta se cultivó para su uso en planes de reforestación a gran escala y se ajustó a los estándares de calidad regionales (Hermoso, 2017).

Tabla 14. Especies y procedencia de las semillas usadas en el proyecto.

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN, NUMERO DE LOTES (CÓDIGO ESPECIE)	PROCEDENCIA
<i>Arbutus unedo</i> L.	Madroño, 2 (ARUN)	ES-25 Sistema Ibérico meridional
<i>Fraxinus ornus</i> L.	Fresno de flor, 1 (FROR)	ES-25 Sistema Ibérico meridional
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	Sabina mora, 2 (JUPH)	ES-25 Sistema Ibérico meridional
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pino carrasco o blanco, 3 (PIHA)	ES-10 Levante interior
<i>Pinus pinaster</i> Ait.	Pino marítimo, 2 (PIPR)	ES-16 Levante
<i>Quercus faginea</i> Lam.	Quejigo o Roble de hoja pequeña, 2 (QUFA)	ES-10 Alcarria y Serranía de Cuenca
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp.	Encina o carrasca, 2 (QUIL)	ES-12 La Mancha - Montiel

Tabla 15 Distribución de especies la parcela experimental. Cada celda corresponde a dos hileras de plantación de 150 m de largo con 50 plántulas, excepto el FROR donde solo hay una hilera de 50 plantas y 3 en el caso de PIHA. El diseño de los bloques en la parcela experimental se ajusta a 42 filas paralelas de 150 m de largo cada una (es decir, la tabla no refleja el diseño en el terreno).

BLOQUE 1	BLOQUE 2	BLOQUE 3
JUPH n=100	PIPR n=100	JUPH n=100
FROR n=50	QUFA n=100	ARUN n=100
ARUN n=100	PIHA n=150	QUFA n=100
QUFA n=100	JUPH n=100	QUIL n=100
QUIL n=100	ARUN n=100	FROR n=50
PIPR n=100	FROR n=50	PIHA n=150
PIHA n=150	QUIL n=100	PIPR n=100

Para estudiar la respuesta de campo de las siete especies, se ha trabajado con los mismos datos de la parcela experimental comentada en el capítulo 2 (Figura 3). La única diferencia con respecto al experimento anterior es la presencia de FROR, existiendo una reiteración de 50 plantas de un solo lote (Tabla 15).

El monitoreo de las condiciones meteorológicas y ambientales es el mismo que en el capítulo 2 (véase punto 2.2.2).

3.2.3 Atributos seleccionados y seguimiento post-plantación

En este estudio, se han seleccionado y categorizado diferentes variables, como atributos funcionales de la planta (PFT) (Tabla 16) y atributos funcionales de las especies (Tabla 17).



Figura 23. Rebrote de frondosas en 2018 (Arriba: quejigo, encina, fresno de flor y madroño. Pino marítimo, pino carrasco y sabina (abajo, 2018) sin presencia de rebrotes o partes secas.

Tabla 16. Atributos individuales funcionales de planta empleados en este trabajo, con la media y rango del conjunto de especies y la media y desviación estándar por cada especie. Altura (Hp, cm); Esbeltez (HDp, cm/mm); Peso seco del follaje, (DW_f, g); Peso seco aéreo, (DW_s, g); Peso seco total, (DW_t, g); Relación parte aérea/raíz (S/R); Área foliar, (FAP, cm²); Área foliar específica (SLAp, cm²/g); Volumen del tallo, (Vol, cm³); Densidad de madera (WD, g/cm³); Diámetro basal, (Dp, mm); Peso seco de raíz (DW_r, g); Índice de Dickson (QI); y área de raíz (RAp, cm²). Pesos secos (DW), SLAp, FAp y RAp estimados con el uso de redes neuronales artificiales, ANN (SLAp se ha calculado también como la relación FAp/DW_f).

Tipología atributo	Abreviatura	Todas sp. [rango] media	ARUN	FROR	JUPH	PIHA	PIPR	QUFA	QUIL
Parte aérea	Hp	[1.1, 62] 17.7	16.2±8.7	15.2±4.8	12.7±3.3	17.6±4.5	17.8±6.3	26±15	15.1±7.2
	HDp	[0.7, 22.5] 6.5	6.2±2.2	3.2±1.2	8.7±3.8	7.5±2.8	6.9±2.7	7.3±3.7	4±1.6
	DW_f	[0.01, 2.88] 0.76	0.83±0.37	0.42±0.23	0.45±0.18	0.77±0.27	1.01±0.45	0.61±0.42	0.95±0.53
	DW_s	[0.01, 6] 1.28	1.39±0.73	1.07±0.65	0.72±0.35	1.09±0.33	1.4±0.57	1.64±1.24	1.45±0.91
	DW_t	[0.16, 12.31] 2.69	1.9±0.96	2.81±1.52	1.58±0.62	2.02±0.54	2.2±0.72	4.65±2.63	3.47±1.95
	S/R	[0.18, 6.39] 1.2	2.75±0.74	0.61±0.13	0.84±0.3	1.16±0.14	1.72±0.42	0.48±0.17	0.69±0.09
	FAP	[0.01, 171] 51	59±28		10±5	55±18	57±30	60±27	50±24
	SLAp	[1, 436] 69	67±20		23±8	74±13	54±16	123±63	56±12
	SLAp_ann	[18, 114] 70	88±5		24±6	83±13	69±16	87±8	51±6
	Vol	[0.01, 9.56] 0.56	0.4±0.36	1.35±1.12	0.11±0.11	0.3±0.15	0.37±0.2	1.09±1.15	0.66±0.58
	WD	[0.1, 12] 1.4	2.1±1.4	0.5±0.1	2.8±1.1	1.2±0.6	1.2±0.4	1.1±0.4	0.9±0.3
Raíz	Dp	[0.5, 14.2] 3	2.6±1	5.3±2.1	1.7±0.7	2.5±0.6	2.6±0.6	3.5±1.1	3.8±0.9
	DW_r	[0.02, 6.33] 1.41	0.5±0.25	1.72±0.9	0.86±0.33	0.93±0.22	0.8±0.17	3.02±1.41	2.02±1.05
	QI	[0.01, 4.66] 0.45	0.23±0.18	0.92±0.74	0.22±0.15	0.26±0.13	0.3±0.18	0.63±0.31	0.75±0.39
	RAp	[53, 404] 193	175±56		222±44	188±45	249±53	172±78	163±56

Tabla 17. Atributos funcionales de especie usados en el presente trabajo. Área foliar específica (SLA_{sp}, cm² g), longitud específica de la raíz (SRL, cm/g), densidad del tejido radicular (RTD, g/cm³), diámetro promedio de la raíz (AD_r, cm), fibrosidad de la raíz (Fib_r, %), diámetro medio de los conductos de madera temprana (cond_{diam}, μm), potencial hídrico que causa una pérdida de conductividad del 50% (Ψ₅₀ o WP_{PL50}, -MPa), potencial hídrico a mediodía bajo estrés hídrico (Ψ_{md}, -MPa) y conductancia estomática bajo estrés hídrico (gs, mmol/m²s). Los valores para los atributos categóricos (tipo de xilema, profundidad de enraizamiento y zonalidad) se presentan en la Tabla 22 junto con las referencias. El promedio de especies y la desviación estándar se presentan a partir de valores recuperados de la base de datos de la calidad de planta, obtenida tras varios años de implementar programas de mejora de la reforestación en la región de Valencia. El análisis de imágenes para obtener el área foliar y la morfología de la raíz se ha realizado como se describe en del Campo et al., (2007a, 2007b).

Atributos de especie	Valores recuperados de la base de datos de calidad de planta (con brinzales y lotes similares)							Valores obtenidos de la literatura (ver Tabla 22)			
	Plantas totales (lotes), n°.	Plantas con análisis de imagen, n°.	SLA _{sp}	SRL	RTD	AD _r	Fib _r	cond _{diam}	Ψ ₅₀	Ψ _{md}	gs
ARUN	765 (8)	15	47.6±14.3	695±517	0.76±0.32	0.057±0.01	71±9	35	3.1	4	20
FROR	298 (3)	10	51.6±5.3	1122±74	0.44±0.11	0.052±0.01	69±13	35	3.3	1.8	40
JUPH	383 (6)	18	19.9±9.3	954±385	0.71±0.71	0.053±0.01	66±5	22	8	6.5	30
PIHA	10660 (64)	264	69.9±20.5	1315±461	0.40±0.23	0.058±0.02	55±19	20	3.9	0.75	13
PIPR	2470 (16)	56	67.4±16.6	1138±153	0.20±0.05	0.077±0.01	50±9	19	3.7	1.65	28
QUFA	794 (7)	15	84.2±7.9	288±37	0.91±0.47	0.076±0.02	75±6	70	3.4	3.4	65
QUIL	4194 (34)	142	46.4±12.8	262±68	1.44±0.52	0.061±0.01	70±5	80	3.35	2.85	65
Total	19564 (520)	520									

3.2.3.1 Atributos funcionales individuales de la planta (FPT).

Estos atributos (Tabla 16) fueron medidos o estimados en cada planta puesta en la parcela e incluyen variables morfológicas y de crecimiento inicial en plantación. La altura (Hp, cm; distancia vertical desde el suelo hasta la punta de la yema terminal) y el diámetro (Dp, mm; en el tallo principal, aproximadamente a 1 cm sobre el suelo) se midieron directamente en cada planta individual justo después de la plantación (febrero de 2008). A partir de estos valores, se han calculado el índice de esbeltez (Hp/Dp) y el volumen del tallo (Vol, cm³); El volumen se ha obtenido utilizando la fórmula de un cono elíptico: $V=(\pi D^2/4) H/3$ (Van den Driessche, 1992).

Mediante el uso de Hp y Dp, junto con información adicional recopilada para cada lote de planta antes de la plantación (pesos secos y métricas basadas en imágenes), se han estimado los atributos funcionales adicionales de la planta para cada individuo puesto en la parcela por medio de redes neuronales artificiales (ANN) (este método ha dado lugar a un mejor ajuste que las ecuaciones alométricas lineales). La base de datos utilizada para ejecutar y validar estos modelos incluye los lotes de planta caracterizados

(medidos entre Dic-07 y Ene-08, n=50 por especie para el peso seco de las partes foliares, aérea y raíz, y n=10 por especie para las superficies foliares y radicales), además de lotes adicionales de planta de las mismas siete especies y con características similares analizados en los últimos 20 años y presentes en la misma base de datos del capítulo 2 (n=2757 y 312 en total para las determinaciones de peso seco y basadas en imágenes, respectivamente), completados con variables independientes adicionales (contenedor, volumen de cultivo y especie). El resultado de las redes neuronales para los atributos estimados se ha probado en submuestras aleatorias que incluyen las plantas de este estudio ($r^2 > 82\%$ en el conjunto de pruebas) y se presenta en la Tabla 18 y Tabla 19. Así, además de los pesos secos, el área foliar (FAp, cm^2) y el área de la raíz (RAp, cm^2), de ha calculado para cada planta en la parcela el índice Dickson (QI- peso seco total dividido por la suma de parte aérea/radicular + esbeltez), el área específica de la hoja (SLAp, cm^2/g) y un estimador de densidad de madera (Vol dividido por el peso seco del tallo estimado) (Tabla 16). Los detalles sobre los métodos utilizados para la obtención de estos atributos se describen en distintos estudios previos (del Campo et al., 2007a,b, 2010).

Tabla 18. Indicadores del resultado de la estimación realizada para los atributos funcionales individuales de planta. *n tamaño de la muestra (solo se han introducido de la base de datos lotes con características similares a las estudiadas en el presente trabajo)

Atributo funcional individual de planta	Error relativo (conjunto de test)	R ²	n*
Peso seco foliar, DW_f	0.167	0.823	2757
Peso seco parte aérea, DW_s	0.113	0.898	2757
Peso seco raíz, DW_r	0.186	0.827	2757
Peso seco total, DW_t	0.141	0.867	2757
Área foliar, FAp	0.213	0.739	312
Área raíces, RAp	0.570	0.447	312
SLAp_ann	0.379	0.583	307
SLAp (as FAp/DW_f)		0.509	

Tabla 19. Indicadores del resultado (tamaño muestra, coeficiente de correlación de Pearson y error relativo medio) de la estimación realizada con ANN para los atributos funcionales individuales de planta por especie a partir de datos experimentales: Peso seco del follaje, (DW_f, g); Peso seco parte aérea, (DW_s, g); Peso seco raíz (DW_r, g); Peso seco total, (DW_t, g) Área foliar, (FAp, cm²); Área de raíces (Rap, cm²); Área foliar específica (SLAp como FAp/DW_f, cm²/g); Área foliar específica (SLAp_{ann}, cm²/g). *, **, * correlación a los niveles 0.01, 0.05 and 0.1 respectivamente. *n tamaño de la muestra (solo se han introducido de la base de datos lotes con características similares a las estudiadas en el presente trabajo, incluyendo los lotes de este estudio)**

Especies	Indicador	DW _f	DW _s	DW _r	DW _t	FAp	SLAp (FA/DW _f)	RAp	SLAp _{ann}
ARUN	n	151	151	151	151	5	5	5	5
	Corr.	0.889***	0.939***	0.773***	0.944***	0.950***	0.586	0.765*	0.816*
	Rel. err.	0.256	0.251	0.181	0.257	0.112	0.099	0.220	0.076
FROR	n	55	55	55	55				
	Corr.	0.706***	0.843***	0.752***	0.907***				
	Rel. err.	0.152	0.136	0.173	0.156				
JUPH	n	114	114	114	114	13	13	13	13
	Corr.	0.818***	0.836***	0.698***	0.865***	0.819***	-0.007	0.483*	0.478*
	Rel. err.	0.291	0.245	0.217	0.231	0.517	0.046	0.348	0.045
PIHA	n	1239	1239	1239	1239	186	186	186	186
	Corr.	0.825***	0.940***	0.737***	0.936***	0.843***	0.419***	0.553***	0.422***
	Rel. err.	0.084	0.087	0.023	0.063	0.026	0.044	0.033	0.043
PIPR	n	381	381	381	381	39	39	39	39
	Corr.	0.553***	0.799***	0.397***	0.759***	0.825***	0.522***	0.666***	0.675***
	Rel. err.	0.038	0.068	0.032	0.056	0.063	0.01	0.01	0.081
QUIL	n	694	694	694	694	59	59	59	59
	Corr.	0.671***	0.802***	0.797***	0.848***	0.848***	0.381***	0.705***	0.480***
	Rel. err.	0.063	0.049	0.111	0.089	0.004	0.131	0.050	0.043
QUFA	n	123	134	134	134	10	10	10	10
	Corr.	0.567***	0.808***	0.626***	0.791***	0.760**	0.093	-0.032	0.346
	Rel. err.	0.088	0.056	0.101	0.054	0.036	0.769	0.012	0.202

Los atributos relacionados con el crecimiento inicial se han obtenido de las campañas de medición en campo. Éstas se realizaron durante los primeros dos años después de la plantación (febrero de 2008, junio de 2008, noviembre de 2008, noviembre de 2009) y en el décimo año (julio de 2018), mediante mediciones repetidas de altura, diámetro y supervivencia en todas las plantas. El crecimiento de la planta en altura, diámetro y volumen durante la primera estación de crecimiento post-plantación (febrero de 2008 a junio de 2008), y en el primer período de verano o sequía (junio de 2008 a noviembre de 2008) se han calculado a partir de la diferencia entre evaluaciones consecutivas y se consideran como atributos funcionales de crecimiento inicial de la planta. El

crecimiento se ha expresado como incrementos absolutos mensuales en altura (cm/mes), diámetro (mm/mes) o volumen (cm³/mes) y se ha anotado como: IncH1, IncH2, IncD1, IncD2, IncVol1 e IncVol2, donde 1 y 2 se refieren a la primavera de 2008 y al verano de 2008, respectivamente. Las tasas de crecimiento relativo (RGR) se han descartado para los análisis (Turnbull et al., 2008), pero se han calculado para poder enmarcar y discutir mejor nuestros resultados en el contexto de los trabajos publicados anteriormente.

3.2.3.2 *Atributos funcionales de especies.*

Los atributos de parte aérea y radical también se han tenido en cuenta a nivel de especie, dado su relación y papel en la respuesta en condiciones de sequía (Choat et al., 2012; Comas et al., 2013). Algunos de estos atributos se han extraído de la base de datos mencionada anteriormente (Tabla 17), mientras que otros se han obtenido mediante una revisión de la literatura sobre atributos funcionales de especie (Choat et al., 2012; Bouche et al., 2014; Tavşanoğlu and Pausas, 2018; Kattge et al., 2019).

En el primer grupo, los atributos considerados son: la fibrosidad de la raíz (Fib_r, % total de la longitud de las raíces con diámetro <0.5 mm); la longitud específica de la raíz (SRL, cm/g, calculada como la relación de la longitud de la raíz, RL, y peso seco de la raíz, DW_r); diámetro medio de la raíz (AD_r, cm); y densidad del tejido radicular (RTD, g/cm³, estimado como la relación entre DW_r y el volumen de la raíz, calculado a partir de AD_r y RL, asumiendo la forma cilíndrica de las raíces). También se incluye de la base de datos el área foliar específica media de la especie (SLAsp, cm²/g). En el segundo conjunto, los atributos obtenidos de la literatura han sido: tipo de xilema (con poros en anillos de primavera, con poros difusos y con traqueidas), tipología radicular (profundo, superficial), distribución en la región (zonal, intrazonal), diámetro medio de conductos de madera temprana (cond_diam, µm), potencial hídrico que causa una pérdida de conductividad del 50% (Ψ50 o WP_PL50, -MPa), potencial hídrico a mediodía bajo estrés hídrico (Ψmd, -MPa) y conductancia estomática bajo estrés hídrico (gs, mmol/m²s).

3.2.4 Análisis de los datos

Los datos han sido recogidos mediante *software* de hojas de cálculo. Los atributos se han agrupado por los relacionados con la raíz, la parte aérea y el crecimiento inicial. La asignación de algunas variables que combinan atributos de tallo y raíz a un conjunto u

otro (es decir, QI, índice de esbeltez y relación parte aérea/raíz), se ha hecho mediante un análisis factorial utilizando el método de extracción de componentes principales. En consecuencia, S/R y H/D se han asignado al conjunto de atributos aéreos, mientras que QI se ha atribuido al conjunto de raíz. La varianza explicada ha sido del 86%. Los valores presentados en las tablas son medias \pm desv. est. (DE).

Por otro lado, los análisis de redes neuronales artificiales (ANN) se han realizado mediante una MLP (red multicapa de perceptrón) en SPSS 22.0 (IBM Corp., 2013).

El estudio de la importancia de los diferentes atributos y otros factores experimentales (bloque experimental y lote de planta) en el establecimiento de la repoblación se ha hecho tanto para la supervivencia (noviembre de 2008, 2009 y 2018) como para las tasas de crecimiento inicial (IncH1,2; IncD1,2 e IncVol1,2) En el análisis de supervivencia, las tasas de crecimiento inicial tanto de las mediciones de primavera como de verano (es decir, los sufijos 1 y 2) también se han incluido como atributos predictores de supervivencia de 2009 y 2018, mientras que solo se ha considerado la tasa de crecimiento inicial de primavera (sufijo 1) en el caso de supervivencia en noviembre de 2008 (dado que el crecimiento en verano solo se calculó en plantas vivas en noviembre de 2008). La importancia o contribución relativa de los predictores se ha evaluado a través de modelos *boosted regression tree* (BRT) realizados en software R (R Core Team, 2015) utilizando el paquete “gbm” (Ridgeway, 2017; Elith y Leathwick, 2017). Esta técnica, considerada de aprendizaje automático, ha proporcionado claras evidencias de su potencial predictivo y la identificación de variables e interacciones relevantes en estudios ecológicos (Elith et al., 2008). En el análisis BRT, se ha considerado una distribución de Bernoulli (para supervivencia) y gaussiana (para variables de crecimiento), tasas de aprendizaje de 0.001-0.0001, complejidad de los árboles de 4-15 y *bag-fractions* de 0.5-0.75. El número mínimo de árboles ha sido en la mayoría de los casos superior a 1500. En los modelos de supervivencia, el área bajo la curva ROC se ha empleado como la bondad del ajuste, mientras que en los modelos de crecimiento se ha usado el coeficiente de correlación. Los resultados de este análisis proporcionan la influencia relativa (RI) de los predictores establecidos en la variable de respuesta (supervivencia y crecimiento). La importancia relativa (RI) mide el número de veces que una variable predictora en el modelo es seleccionada como diferenciadora, ponderada por la mejora al cuadrado en el modelo como resultado de cada división y promediada sobre todos los árboles y escalada para que la suma sea 100 (Elith et al.,

2008). Cuanto mayor sea el RI, mayor será la influencia del predictor en la variable de respuesta. Para aquellos predictores con una RI más alto, se han dibujado gráficos de dependencia parcial (PDP) utilizando el mismo paquete en R.

3.3 Resultados

3.3.1 Condiciones meteorológicas durante los 10 años post-plantación.

La precipitación media en el período de estudio de 10 años en la estación meteorológica más cercana ha sido de 525 mm, más alta que el promedio de los últimos 20 años (1999-2019) (510 mm, Figura 24). Estos valores están bastante en concordancia con los datos del pluviómetro instalado en la parcela experimental. La irregularidad de la lluvia fue importante: el primer año después de la plantación fue el más húmedo registrado (2008, 730 mm), el segundo estuvo ligeramente por encima de la media (2009, 558 mm), mientras que los años 2012 y 2014 acumularon menos del 75% del promedio. En particular, en el período comprendido entre septiembre de 2013 y agosto de 2014 registraron menos de 200 mm, lo que significa menos del 40% del promedio, produciendo una sequía severa en toda la región, con muchos observatorios (con series mucho más largas) registrando el año más seco registrado. En 2009, sin embargo, hubo un período seco más corto y agudo (abril-09 a agosto-09), con una precipitación acumulada de solo 64 mm, aproximadamente el 35% del valor esperado medio para los mismos meses de la serie 2000-2019. Con respecto a la temperatura, la media anual osciló entre 12,9 °C (2008) y 15,2 °C (2015), siendo la primera mitad del período más fría, hasta 2014 (Figura 24). La humedad del suelo de fuera de los hoyos de plantación (suelo inalterado) durante el primer año después de la plantación estuvo por encima del punto de marchitez, excepto en los meses de verano. Sin embargo, en el interior de los hoyos, el contenido volumétrico de agua fue menor, debido a la menor densidad aparente del suelo alterado (datos no mostrados).

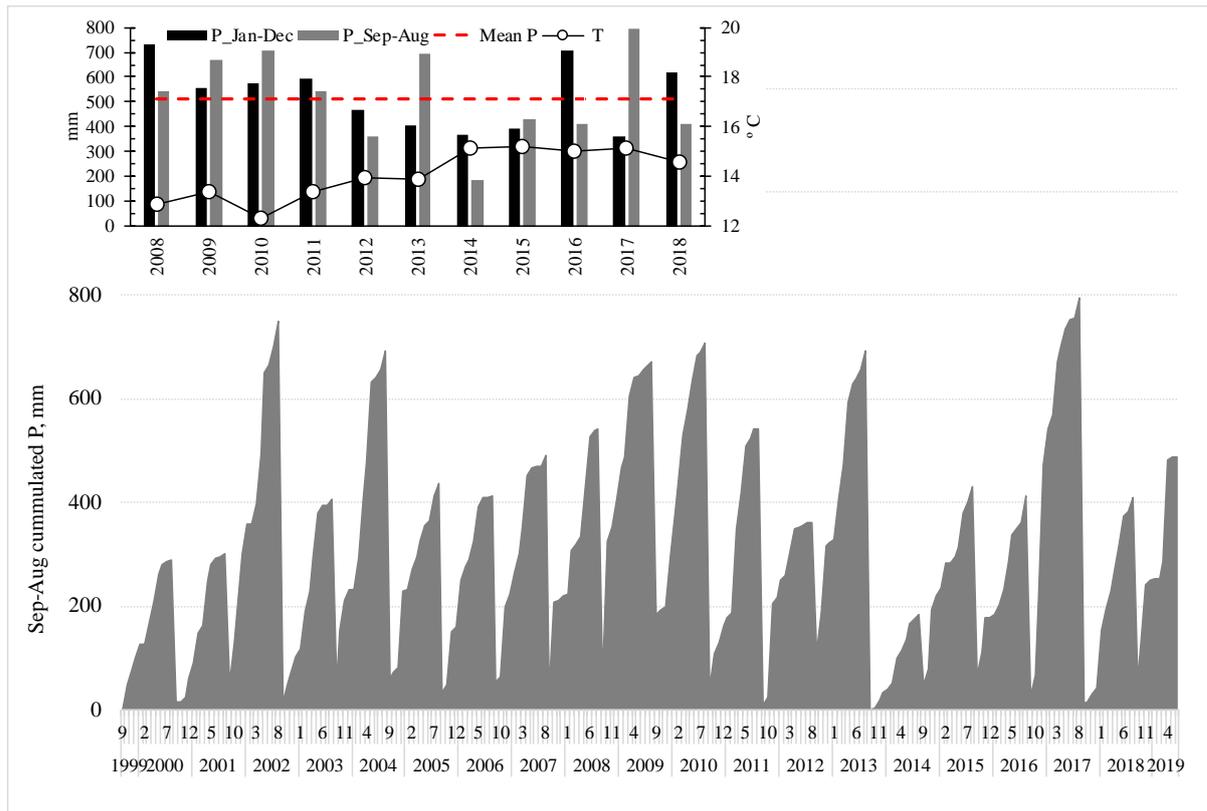


Figura 24. Precipitaciones acumuladas de 12 meses (septiembre-agosto) en la estación meteorológica Cortes de Pallás-Casa del Barón (CHJ, MITECO) durante los últimos 20 años. Se muestra la extrema sequía meteorológica en 2013-2014. El recuadro representa la precipitación media y total y los valores de temperatura promedio para los años de este trabajo (2008-2018).

3.3.2 Respuesta de las especies tras 10 años: supervivencia y crecimiento.

Las tasas de supervivencia entre especies han sido $88.8 \pm 11.2\%$, $70.8 \pm 25.5\%$ y $33.0 \pm 30.0\%$ para los años 2008, 2009 y 2018, respectivamente. Las tasas son muy diferentes entre las especies: durante los primeros dos años de establecimiento, tanto las quercíneas (QUFA, QUIL) como el pino marítimo (PIPR) presentaron mayor mortalidad que las especies restantes, con tasas cercanas al 70% en el caso del quejigo. (QUFA, Figura 25). El fresno de flor (FROR) y el madroño (ARUN) mostraron bajos valores de mortalidad en el periodo de establecimiento (2008-2009, $<16\%$), aunque aumentó considerablemente hasta 2018 ($>75\%$). Por otro lado, la sabina y el pino carrasco mostraron una mejor respuesta en cuanto a supervivencia tanto en las mediciones a corto como a medio plazo (Figura 25). La respuesta en cuanto a crecimiento también ha variado según la especie y los años (Figura 25). Se han observado tres patrones: en los pinos, ambas especies han presentado los mayores incrementos en altura, diámetro y volumen del tallo, estando muy por encima de los valores de las especies restantes. Este hecho ha ocurrido principalmente a partir del

segundo año (Figura 25). En segundo lugar, todas las frondosas han mostrado tasas de crecimiento muy bajas, incluso una altura decreciente (FROR y QUFA también en diámetro y volumen), lo que ha resultado en un valor de altura de 10 años menor que en el momento de la plantación. En la Figura 25, el crecimiento negativo significa que algunas plántulas se quedaron puntisecas para cambiar el tamaño de su parte aérea o que sólo las plántulas más pequeñas han sobrevivido y, por lo tanto, el promedio de la muestra disminuye. Finalmente, la sabina siempre ha tenido incrementos positivos para las tres variables de crecimiento, pero ha mostrado tasas mucho más bajas que los pinos.

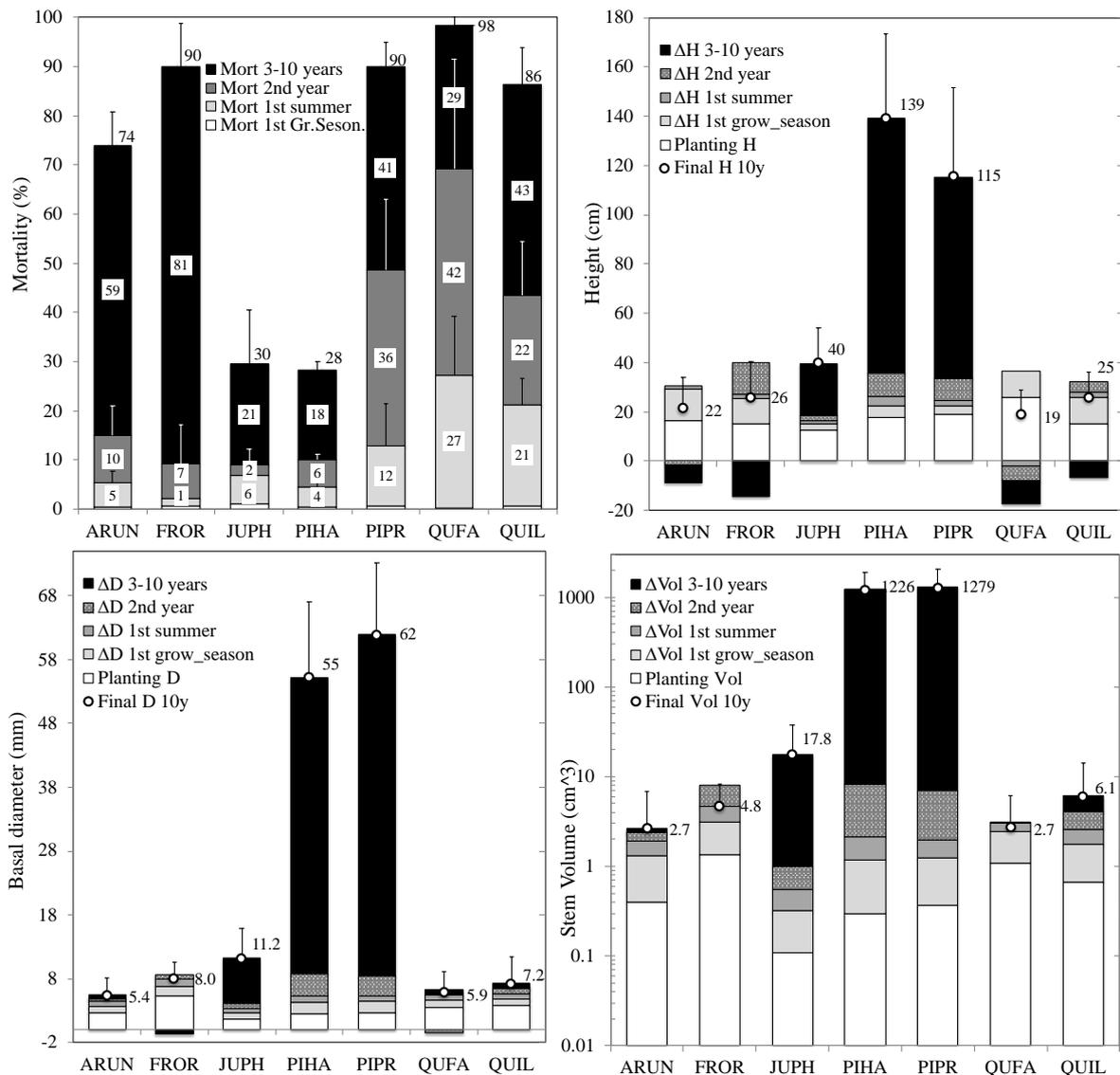


Figura 25. Valor medio de mortalidad por especie (%), altura (cm), diámetro (mm) y volumen del tallo (cm³) a lo largo del periodo de 10 años estudiado para el establecimiento en el campo. En 2008 (año de plantación), se muestran los valores de establecimiento de primavera y verano. Las cifras fuera de las barras (círculos) indican los valores finales (2018). Las barras corresponden a las desviaciones estándar.

3.3.3 La influencia de los atributos en la respuesta a lo largo de los años.

Se han estudiado varios conjuntos de variables para explicar la respuesta de la plantación: atributos funcionales individuales de la planta en el momento de la plantación, tasas de crecimiento inicial y atributos funcionales de la especie. El *stocklot* o lote de planta y los bloques experimentales (considerados como indicativos de la variabilidad de la estación) también se ha incluido como predictores en el modelo BRT, como factores de control.

3.3.3.1 *Importancia relativa en la supervivencia.*

Los análisis realizados gracias a los BRT han dado lugar a puntuaciones ROC de validación cruzada que han oscilado entre 0.77 y 0.91 para la supervivencia en los años 1 y 10 respectivamente, mientras que la puntuación ROC de los datos de entrenamiento siempre ha sido superior a 0.9 (Tabla 20), destacando la alta capacidad explicativa de los modelos obtenidos.

El conjunto que abarca los atributos individuales de la planta (morfología de raíces y parte aérea y tasas de crecimiento inicial) ha presentado una importancia alta en la respuesta de supervivencia inicial (1-2 años), con RI >60% (Figura 26, valores ponderados por la puntuación cv-ROC (validación cruzada); RI >70% si se pondera por la puntuación ROC de datos de entrenamiento, datos no mostrados). Los atributos de parte aérea y especialmente, crecimiento inicial, han aglutinado la mayor parte de la RI, destacando el impacto del crecimiento de la primera primavera (IncVol1, IncD1 e IncH1) en la supervivencia del primer año (2008), y el impacto del crecimiento del primer verano (IncH2 y, para un grado menor, IncD2) en la supervivencia del segundo año (2009) (Figura 27). Los atributos de raíz de planta individual han mostrado una RI más baja que los atributos de parte aérea o crecimiento y han disminuido con el tiempo (12 a 5% para 2008 y 2018, respectivamente, Figura 26). Las plantas con mayor peso seco de raíz (DW_r) y mayor diámetro promedio de raíz (AD_r) han obtenido puntuaciones negativas en las funciones ajustadas para la supervivencia durante los primeros dos años, es decir, presentan menos supervivencia (Figura 27). Sin embargo, de forma general, la RI de los atributos funcionales de planta sobre la supervivencia a medio plazo, después de la sequía de 2013-2014, ha disminuido drásticamente.

Las características funcionales de las especies han presentado, por el contrario, un patrón muy diferente (Figura 26), con un bajo impacto en la supervivencia al comienzo de la plantación (RI \approx 8-10% en 2008, dependiendo del factor de ponderación), un valor ligeramente creciente en 2009 (RI \approx 18 -20%) y la RI más alta en la supervivencia a medio plazo después de que se produjera la sequía, con un valor de RI por encima del 53%. También es notable, el cambio drástico en RI de atributos de especies de raíz a atributos de parte aérea entre las mediciones iniciales y a medio plazo, debido a la influencia en 2018 de Ψ 50 por encima del hábito de enraizamiento (Figura 27). El hábito de enraizamiento en relación con la supervivencia de 2009 ha mostrado que las especies de raíces profundas han obtenido valores negativos en la función ajustada, mientras ocurre lo contrario para las especies de raíces superficiales (Figura 27). Los factores de control, incluidos en el análisis (el bloque y el lote de planta) presentan una RI baja e indiferente en el tiempo en la respuesta de la plantación. En el caso de la calidad de planta, esta influencia es mayor en el primer año como se esperaba, perdiendo importancia después, pero en todos los casos, por debajo del 4%. La variación del bloque también ha mostrado poca RI, que ha disminuido con el tiempo.

Tabla 20. Resumen de los modelos de *Boosted Regression Trees* (BRT) ajustados para la supervivencia del primer (2008), segundo (2009) y décimo (2018) año después de la plantación. En los BRT, la medida del ajuste del modelo es el % de desviación total explicada y la respuesta predictiva del modelo (el coeficiente de correlación CV medio de los valores observados frente a los pronosticados derivados de 10 veces). Se han usado los coeficientes ROC de validación cruzada para ponderar la importancia relativa de los predictores. se: error estándar de los coeficientes. ROC: área bajo la curva ROC (0-1).

Supervivencia	Nº de arboles	Desviación total media	Desviación residual media	Desviación de validación cruzada estimada (se)	Puntuación ROC de entrenamiento de datos	Puntuación ROC de validación cruzada (se)
2008	2150	0.721	0.492	0.643(0.011)	0.908	0.763(0.013)
2009	4200	1.231	0.576	0.791(0.023)	0.949	0.873(0.008)
2018	8600	1.251	0.666	0.71(0.02)	0.920	0.910(0.007)

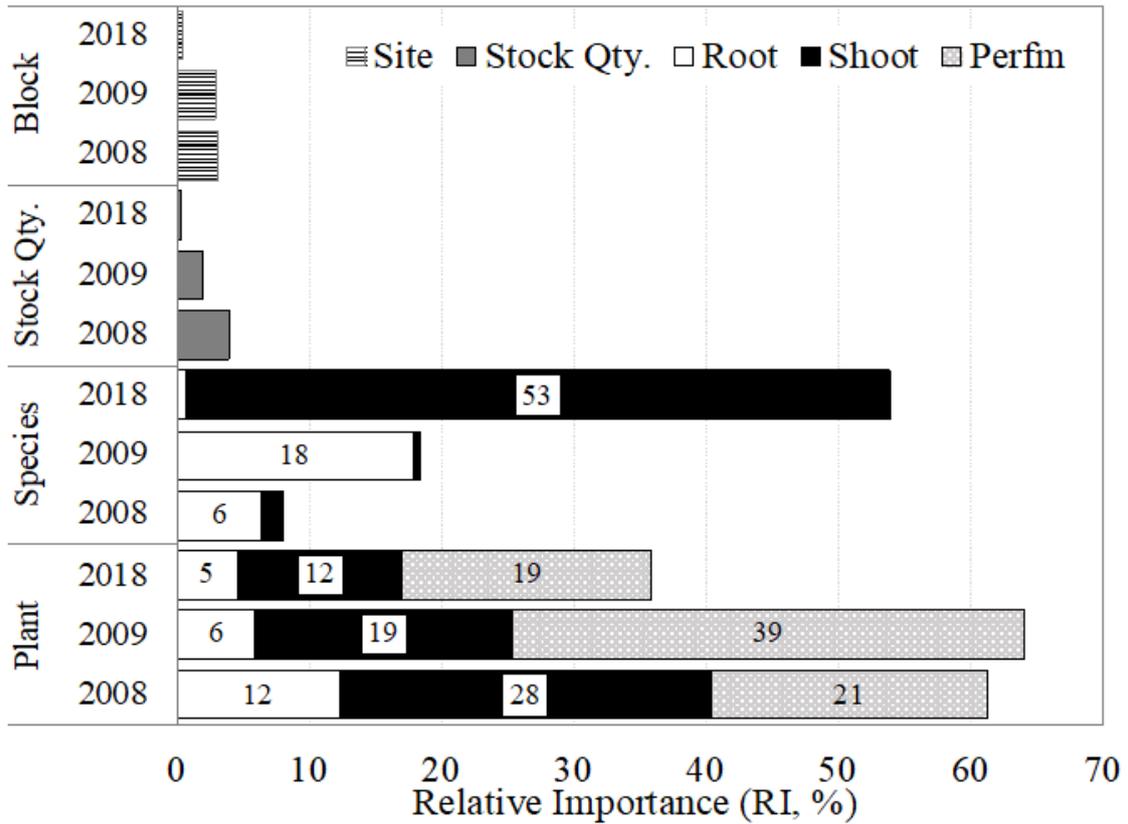


Figura 26. Importancia relativa (RI, %, obtenida de los modelos BRT) de los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes sobre la supervivencia de la plantación (para 2008, 2009 y 2018). El conjunto de predictores para la supervivencia son el sitio o *site* (o bloque experimental), la calidad de planta o *stock quality*, los atributos funcionales de las plantas individuales (agrupados en parte aérea o *shoot*, raíz o *root* y resultados de crecimiento y desarrollo inicial o *performance*) y los atributos funcionales de las especies (agrupados en parte aérea y radical). La dependencia parcial de los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) se presenta en la Figura 27.

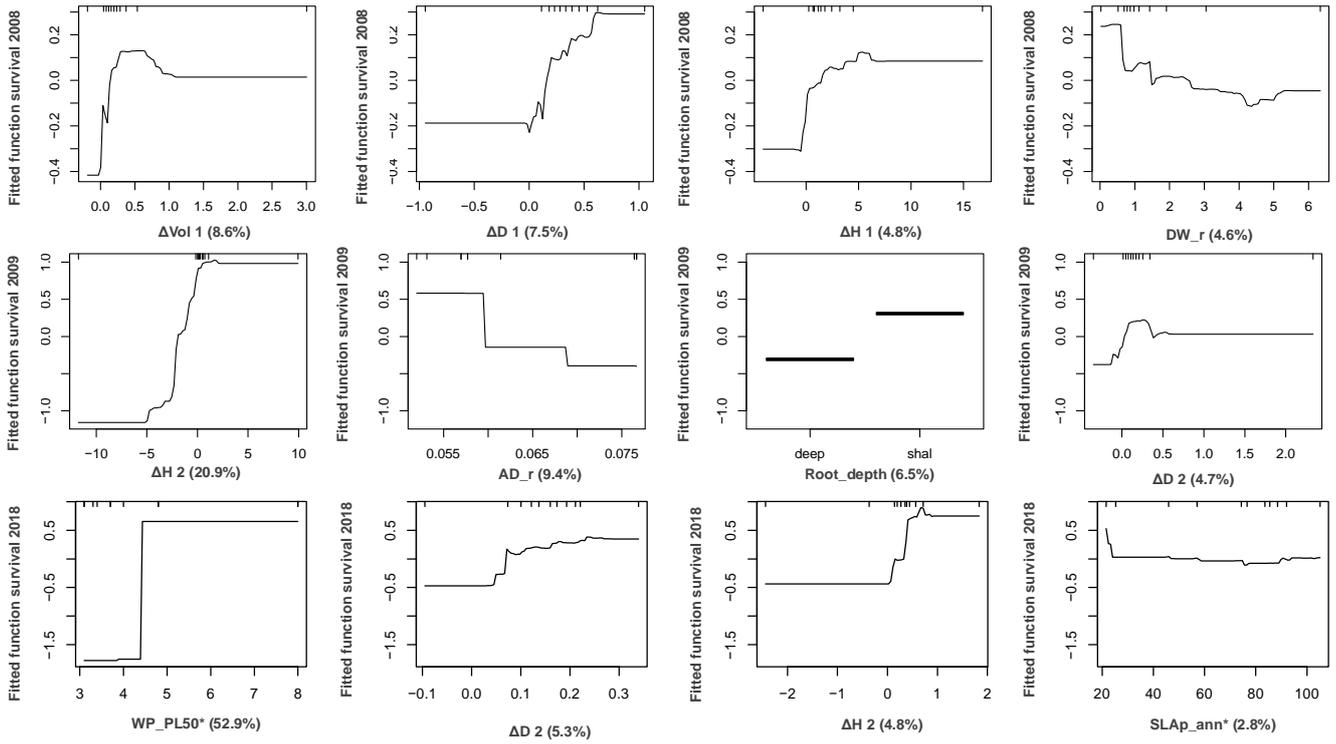


Figura 27. Gráficos de dependencia parcial (PDP) para los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en la respuesta de supervivencia de la plantación (2008, 2009 y 2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y se representa con el mismo rango (en unidades de logit(p) desde el valor medio de respuesta pronosticado) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran marcas superiores que visualizan la distribución en el espacio de datos respectivos en deciles, para evitar sobreinterpretar zonas con pocos datos. Nota (*): WP_PL50 * en -MPa; ANN * = red neuronal artificial

Tabla 21. Resumen de los modelos de *Boosted Regression Trees* (BRT) ajustados para atributos de resultados de crecimiento inicial: incremento mensual de diámetro (D), altura (H) y volumen del tallo (Vol) en la primavera después de la plantación (1) y en el primer verano (2). Se usaron los coeficientes de correlación de validación cruzada para ponderar la importancia relativa de los predictores. se: error estándar de los coeficientes.

	Nº de arboles	Desviación total media	Desviación residual media	Desviación de validación cruzada estimada (se)	Correlación de datos entrenamiento	Correlación de validación cruzada (se)
Inc_D1	1450	0.042	0.020	0.025 (0.001)	0.733	0.633 (0.014)
Inc_D2	3350	0.023	0.018	0.022 (0.003)	0.551	0.273 (0.033)
Inc_H1	3650	3.210	1.643	2.122 (0.204)	0.711	0.586 (0.013)
Inc_H2	2050	1.205	0.929	1.115 (0.250)	0.574	0.270 (0.038)
Inc_Vol1	1050	0.056	0.024	0.034 (0.003)	0.768	0.632 (0.014)
Inc_Vol2	1300	0.048	0.036	0.045 (0.011)	0.604	0.272 (0.044)

3.3.3.2 *Importancia relativa en el crecimiento inicial.*

El crecimiento inicial es un indicador clave del éxito de la plantación y en nuestro caso estos atributos han demostrado ser muy influyentes en la supervivencia como se menciona anteriormente. Los modelos BRT ajustados para las tasas de crecimiento inicial han dado correlaciones de validación cruzada (cv) que varían entre 0.27 para el crecimiento del verano y 0.71 para el incremento de altura de primavera (IncH1) (Tabla 21). Estas cifras son más bajas que las obtenidas para el modelo de supervivencia, aunque aumentan, obviamente, en la correlación de datos de entrenamiento, produciendo valores entre 0.55 (IncD2) y 0.77 (IncVol1) (Tabla 18). Las primeras correlaciones son indicativas de la capacidad predictiva de los modelos, mientras que las últimas son indicativas de la capacidad explicativa del conjunto de predictores. En cualquier caso, las tasas de crecimiento de primavera siempre han resultado mejor explicadas/predichas que las de verano (Tabla 21, Figura 28). El impacto de los atributos funcionales de la planta ha sido notable, con una RI más alta que los atributos funcionales de la especie, el lote y el sitio (Figura 28); en particular, el conjunto de atributos de parte aérea de la planta: esbeltez, volumen del tallo, FAp y SLAp han mostrado una marcada influencia en las tasas de crecimiento primaveral, mientras que la densidad de la madera, el QI y la altura de plantación se han asociado más con el crecimiento de verano (Figura 29).

También se puede observar un cambio en el signo de las relaciones (patrón en el PDP, Figura 29) entre el crecimiento de primavera y verano para algunos atributos; por ejemplo, un mayor volumen del tallo da lugar a un mayor IncVol1, pero ocurre lo contrario para el crecimiento del verano (IncVol2), donde se identifica un umbral de $\text{Vol} \approx 3 \text{ cm}^3$ para el volumen del tallo. Los valores de esbeltez superiores a 7-8 han obtenido una puntuación positiva en IncD1 pero negativamente en IncH1, como se espera (las plantas delgadas desarrollan preferiblemente su sistema radical). En general, el crecimiento de la primavera ha sido mayor en las plantas que tienen valores más altos en los atributos aéreos como SLAp, FAp y Vol.

Los atributos de las especies presentaron poca importancia en los resultados del crecimiento inicial (entre 0-25%, ponderado por el cv, Figura 28) aunque han destacado el diámetro de los conductos, tipo de xilema y SRL en relación con los incrementos de altura o diámetro en la primavera de 2008 (Figura 29). Por lo tanto, las especies

portadoras de traqueidas con diámetros más pequeños han obtenido puntuaciones negativas en IncH1, mientras que especies con valores de SRL >1000 cm/g han obtenido puntuaciones positivas en la función ajustada para IncD1 (Figura 29). Hay que recordar que 2008 fue el año más húmedo de toda la serie de años. La calidad del *stock* y los factores del sitio (BQ) tuvieron una RI baja en todas las tasas de crecimiento (0-6%, Figura 28), aunque en el bloque 3 se han identificado tasas de crecimiento más altas.

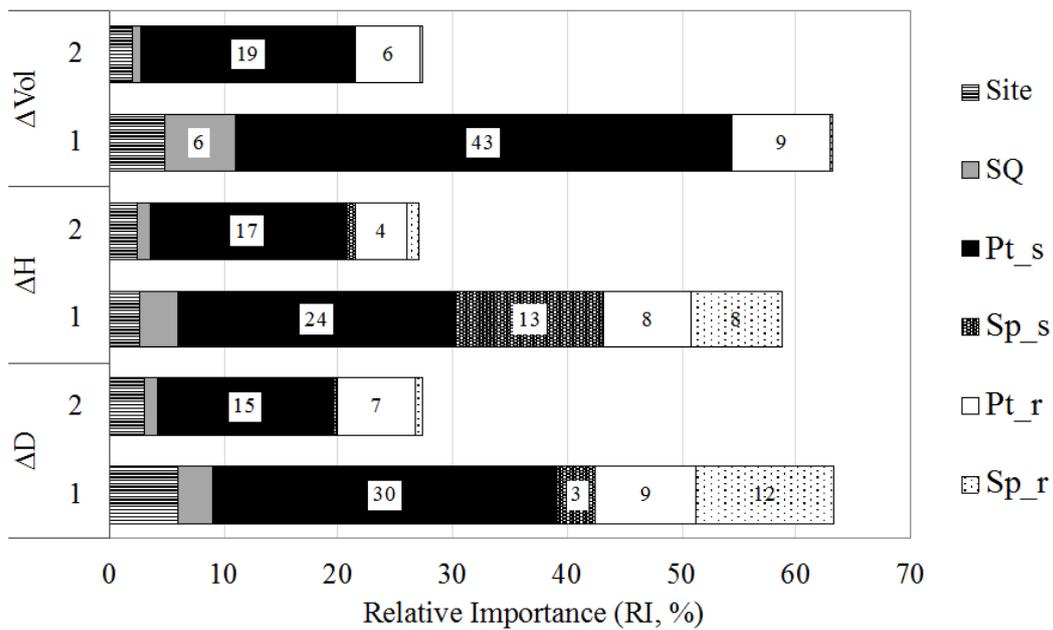


Figura 28. Importancia relativa (RI, %, obtenida de los modelos BRT) en los resultados de crecimiento inicial (incrementos de diámetro, altura y volumen) de los diferentes conjuntos de atributos y variables independientes en la primera estación de crecimiento (1) y en el primer verano (2) después de la plantación. El conjunto de predictores para la respuesta de crecimiento inicial son sitio o *site* (bloque experimental), calidad de planta (SQ, *stocklot*), atributos funcionales de plantas individuales (agrupados en parte aérea o *shoot* y raíces o *roots*, Pt_s y Pt_r respectivamente) y atributos funcionales de especies (agrupados igualmente en parte aérea y raíces, Sp_s y Sp_r respectivamente). Dependencia parcial para las variables independientes más influyentes presentadas en Figura 29

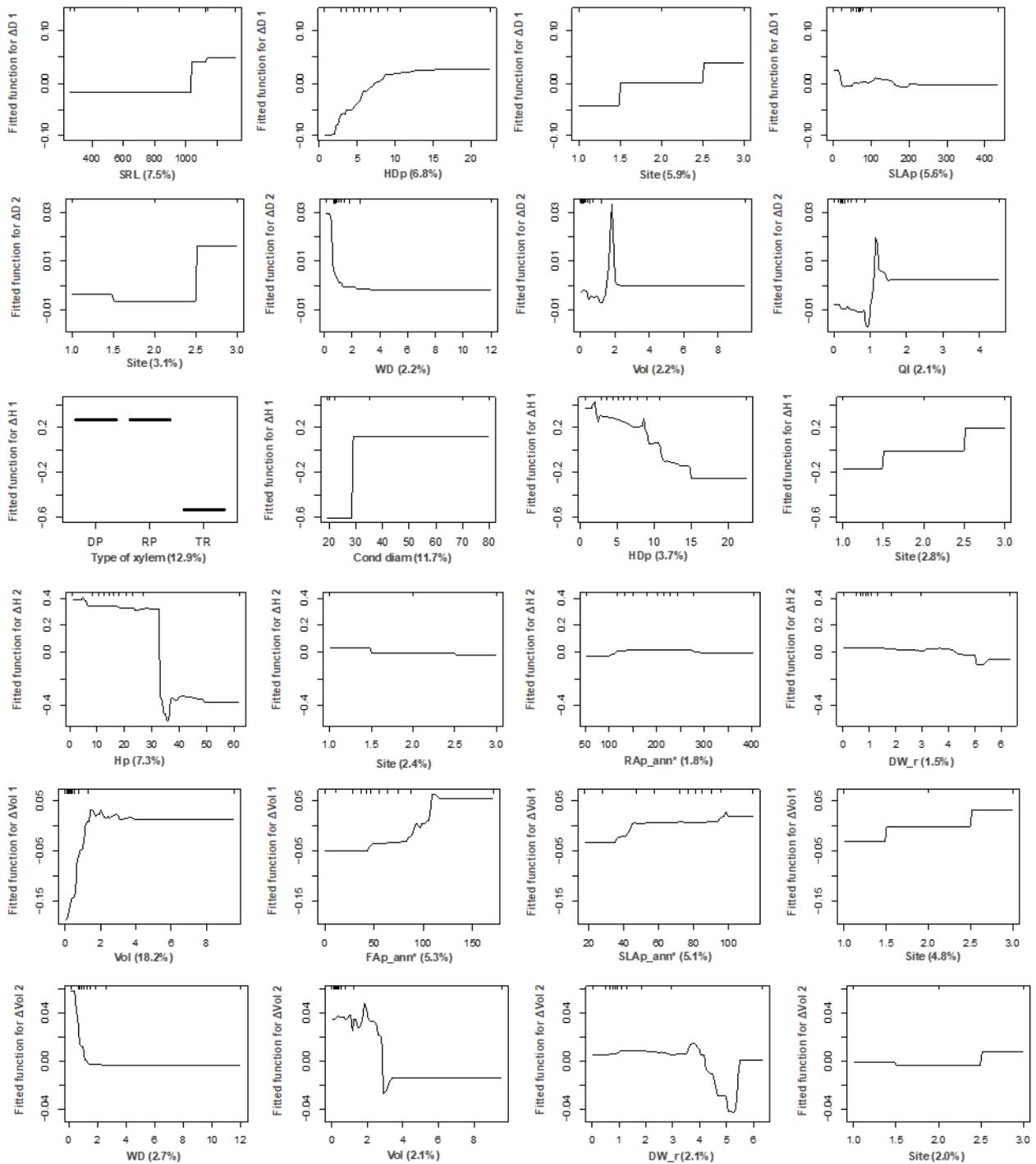


Figura 29. Gráficos de dependencia parcial (PDP) de los modelos de *Boosted Regression Trees* (BRT) que muestran las funciones ajustadas de los 4 predictores mejor clasificados (mayor RI en los modelos BRT) en los resultados de crecimiento inicial (lapso mensual): crecimiento del diámetro (ΔD) crecimiento en altura (ΔH) e incremento de volumen (ΔVol), calculado ya sea en la primera primavera o en el primer verano después de la plantación (sufijos 1 y 2 respectivamente). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar del valor de respuesta medio previsto) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran marcas superiores que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con casi ningún dato. Nota (*): WP_PL50 * en -MPa; ann * = red neuronal artificial.

Tabla 22. Atributos morfológicos, fisiológicos e hidráulicos recuperados de la literatura utilizada para relacionar las estrategias de sequía y estrés hídrico de las especies con el establecimiento en el campo. Tipo de xilema: RP: anillo poroso, DP: poro difuso y T: con traqueida. Ψ_{50} , potencial hídrico que causa 50% de pérdida de conductividad hidráulica. Ψ_{md} , potencial hídrico a mediodía en verano y/o plantas con estrés hídrico. gs, conductancia estomática bajo estrés hídrico. (1) En *Juniperus sp.* (2) Potencial hídrico antes del amanecer.

	ARUN	FROR	JUPH	PIHA	PIPR	QUFA	QUIL
Tipo de xilema	DP	RP	T	T	T	RP	DP
Diámetro medio de los conductos de madera temprana, μm	20-50 ^a	20-50 ^a	22 ^b	17 ^z , 22 ^b	19 ^c	70 ^d	50-100 ^a , 80 ^e
Vasos/ mm^2	>200 ^a	50-100 ^a				90 ^a , 95 ^d	5-20 ^a , 73 ^v
Diámetro aperturas pared celular, μm	>10 ^a	4-7 ^a		2 ^z (0.6 solapeteoro / apertura)	3.2 ^x		4-7 ^a
Ψ_{50} , -MPa	3.1 ^f	3.3 ^g	>8 ^{f,h(1)}	3.1-6.0 ^{h,s,w,z}	3.7 ^h	3.4 ⁱ	2.0-6.0 ^{f,j,ae}
Ψ_{md} , -MPa	4.0 ^k	1.8 ^g	3.6 ^q , 7.5 ^l	0.7 ^q , 0.8 ^{aa}	0.5 ^{ab(2)} , 1.5 ^t , 2.1-2.5 ^{y,u}	3.4 ^m	1.9 ^q , 3.0 ^k , 3.5 ^{n,m}
gs, $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	≈ 20 ^{f,k}	15 ^p , ≈ 40 ^o , 514 ^g	≈ 27 ^q , ≈ 35 ^r	≈ 15 ^q , ≈ 12 ^r	≈ 20 ^t , 36 ^u	\approx QUIL ^m	≈ 40 ^o , ≈ 50 ^q , ≈ 65 ^k , ≈ 75 ^r
Profundidad enraizamiento	Superficial ^k	Superficial ^g	Superficial ^l	Superficial ^{ac,ad}	Profundo ^{ac,ad}	Profundo ^d	Profundo ^k
Intrazonal dentro del monte (suelo/topografía)	No	No	No	No	Si (pH bajo)	Si (vertientes norte)	No

(a) Crivellaro and Schweingruber (2013); (b) Mohareb et al., (2016); (c) Vieira et al., (2014); (d) Corcuera et al., (2004); (e) Abrantes et al., (2013); (f) Martínez-Vilalta et al., (2003); (g) Petruzzelli et al., (2019); (h) Delzon et al., (2010); (i) Gil-Pelegrín et al., (2017); (j) Martin-SiPaul et al., (2014); (k) Castell et al., (1994); (l) Castillo et al., (2002); (m) Mediavilla and Escudero (2004); (n) Garcia-Forner et al., (2016); (o) Fusaro et al., (2017); (p) Gortan et al., (2009); (q) Baquedano and Castillo (2006); (r) Martínez-Ferri et al., (2000); (s) Oliveras et al., (2003); (t) Picon et al., (1996); (u) Fernández et al., (2000); (v) Robert et al., (2017); (w) Froux et al., (2002); (x) Bouche et al., (2015); (y) Aussenac and Valette, (1982); (z) David-Schwartz et al., (2016); (aa) Melzack et al., (1985); (ab) del Campo et al., (2005); (ac) Ruiz de la Torre, (2006); (ad) Andivia et al., (2019); (ae) Peguero-Pina et al., (2014)

3.4 Discusión

Los resultados que se presentan en este trabajo, aunque estamos frente a un solo caso de estudio, permiten una evaluación objetiva sobre la restauración del paisaje forestal (FLR) en tierras secas condicionadas por los extremos climáticos. En esta discusión, primero se realiza una evaluación general de la respuesta de la especie y luego pasaremos a una narrativa de análisis por especie, centrándonos en los atributos y las distintas estrategias de respuesta que utilizan frente al estrés hídrico, con el fin de abordar mejor la posible aptitud de las especies propias el sitio bajo los nuevos extremos climáticos.

3.4.1 Evaluación del establecimiento por especie

Nuestros resultados muestran diferencias importantes en la respuesta de las diferentes especies diez años después de ser plantadas y expuestas a una sequía extrema. El bajo establecimiento observado en algunas especies tiene un importante impacto más allá de nuestra parcela experimental, ya no solo en la repoblación donde se encuentra la parcela (709 ha) sino también en las 5.700 ha reforestadas en 2008 en la región valenciana, con una mezcla de coníferas y frondosas con un coste promedio de 2,000 €/ha (MAPA, 2019). La selección de especies en la restauración forestal es un paso crucial y es una decisión que se toma en los planes de regeneración y proyectos técnicos (Dougherty y Duryea, 1991). Los resultados presentados aquí subrayan la necesidad de incluir los nuevos extremos climáticos como factores limitantes, que eventualmente pueden condicionar el éxito de los programas de reforestación de tierras secas tierras semiáridas. La pregunta que surge es si los criterios tradicionales para seleccionar especies siguen siendo válidos para los climas actuales y futuros (Williams y Dumroese, 2013).

Las siete especies seleccionadas en este trabajo han sido las incluidas en el proyecto técnico de reforestación, todas ellas son nativas de la zona y están presentes en las proximidades de la parcela experimental. Por lo tanto, hay evidencia de que las siete especies crecen naturalmente en las mismas condiciones ambientales que los árboles plantados. De hecho, los resultados de establecimiento inicial pueden considerarse muy buenos para la mayoría de las especies en comparación con los documentados para las mismas especies en sitios y condiciones climáticas similares.

Por ejemplo, en el pino carrasco (PIHA), la supervivencia de dos años en seis sitios similares en Valencia ha oscilado entre 12% y 99% (89% en este estudio) (del Campo et al., 2007a). Con respecto al crecimiento, las tasas de crecimiento para el diámetro y la altura del primer año en esos seis sitios ha promediado respectivamente (los valores del presente estudio entre paréntesis): 0.16 (0.32) y 0.82 (0.93), todos valores como mes^{-1} , lo que indica un mayor crecimiento en este trabajo. Los estudios que engloban períodos más largos (Pausas et al., 2004; del Campo et al., 2008c) muestran una supervivencia media (en varios sitios) entre 40 y 65% después de 7.5-11 años (70% en este trabajo); y plantas de 210 cm de alto (139 cm aquí) y 8.7 cm de diámetro basal (5.5 cm aquí). Estas cifras pertenecen a resultados de programas de forestación llevados a cabo en el centro de España durante 1994.

PIPR presenta una distribución dispersa de forma natural, limitada principalmente por la disponibilidad de agua, suelos alcalinos e incendios forestales, presentando tasas de regeneración natural muy bajas (Vizcaíno-Palomar et al., 2014). Estudios anteriores en la provincia de Valencia (del Campo et al., 2005a, b, 2008a, 2008b; del Campo y Segura, 2009) revelan un bajo establecimiento inicial con una supervivencia media del 50% ($\pm 37\%$), similar a la registrada en este estudio en 2009. Sin embargo, al filtrar en esos registros para suelos arcillosos, poco profundos y derivados de sustrato calizo (condiciones de sitio similares a La Muela), ese promedio cae a tasas de supervivencia inferiores al 20%, lo que indica una mayor supervivencia inicial en este trabajo. Lo mismo se puede decir para el crecimiento inicial. Sin embargo, la tasa de supervivencia de 10 años en este trabajo es muy baja, se podría decir que es inaceptable, y eso, limita el uso de esta especie. En un estudio en una ubicación cercana se ha documentado una mayor supervivencia después de 40 meses tanto en esta especie (60%) como en encinas (92%) (Valiente et al., 2011). La cuestión más notable sobre esta especie es su respuesta diferenciada entre crecimiento y supervivencia, con una supervivencia muy baja (11%), pero con importantes incrementos de crecimiento (volumen y diámetro) en los árboles sobrevivientes después de 10 años plantadas (Figura 25).

Las razones de este rendimiento contrastado entre el crecimiento y la supervivencia puede explicarse por factores relacionados con el pH que operan a escala de microsítio, ya que los atributos de la especie (Tabla 22) no difieren excesivamente entre el pino marítimo y el pino carrasco, que ha sido la especie con mejor establecimiento. El pino marítimo prefiere suelos ácidos o neutros, aunque la subespecie *mesogeensis* utilizada

aquí puede tolerar la cal, especialmente cuando la roca madre contiene una gran proporción de dolomita (Ruiz de la Torre, 2006). De hecho, la hoja del mapa geológico (IGME, 2003) para esta área, muestra zonas de transición entre micritas (cristales del tamaño de arcilla de CaCO_3) y dolomitas de grano grueso. Además, la percolación de la lluvia en los horizontes inferiores del suelo filtra los elementos alcalinos y da lugar a suelos neutros o menos alcalinos. Este hecho se ve reforzado por el patrón convectivo de lluvia junto con el relieve llano de la zona. Estos factores explicarían la ocurrencia natural de la especie en el área, pero no la respuesta diferencial en la plantación. Hay evidencias para poder especular que existen factores a nivel de micrositio que podrían haber jugado un papel importante, afectando diferencialmente al pH de la zona de plantación.

Un factor sería la variación espacial del pH después de los incendios forestales que ocurrieron durante la década de 1990 en esta área. Los incendios forestales crean micrositios (Lamont et al., 1993) y aumentan el pH debido a la deposición de cenizas (Caon et al., 2014) dependiendo de la cantidad de biomasa preexistente, que en este monte es espacialmente variable. En diversos estudios se ha atribuido a este factor una variación espacial significativa (de hasta 2 unidades de pH) en la rizosfera (Gregory y Hinsinger, 1999). Además, su dinámica podría alterarse con los distintos patrones de lluvia, donde las áreas que reciben menos lluvia, el pH del suelo va en aumento (Rengel, 2011). Así, esto debe tenerse en cuenta al seleccionar especies sensibles al pH para la reforestación.

El segundo factor a nivel de micrositio, podría ser la inversión del horizonte de forma irregular y parcial durante los trabajos de preparación del sitio (hoyos de plantación) con la retroexcavadora (Löf et al., 2012), afectando a la capa superior del suelo (superior 30-40 cm). El efecto que se produce es la aparición en la parte superficial del suelo de la cal que estaba lixiviada en profundidad, aumentando el pH del suelo donde se va a establecer la planta.

La alta tolerancia al pH se ha asociado a una mayor conductividad hidráulica de la raíz y a otros atributos de tolerancia a la sequía (Zhang y Zwiazek, 2016), incluidos el efecto sobre la acumulación de ácido abscísico (ABA) dentro del tejido de la raíz (Slovik et al., 1995), lo que tendría consecuencias negativas en especies tipo R como los pinos

(Brodribb et al., 2014). El papel clave del microambiente en la regeneración de esta subespecie se ha señalado en otros trabajos (Vizcaíno-Palomar et al., 2014).

Podemos apoyar parcialmente la hipótesis de la mortalidad relacionada con el micrositio en esta y otras especies al inspeccionar la influencia relativa (RI) del bloque experimental en la supervivencia de una sola especie (análisis BRT similar al presentado, pero filtrando por especie, no se muestra). El pino marítimo y ambas quercíneas han acumulado influencias relativas del bloque de 9.9, 12.9 y 9.3% respectivamente, mientras que las otras especies han acumulado entre 1.5 y 4.7%. La desviación estándar de supervivencia basada en bloques también respalda este punto (Figura 30). Esto demuestra el mayor impacto del sitio en la respuesta de estas especies. Un análisis detallado de esta influencia a escala de micrositio probablemente habría aumentado estas cifras (el área ocupada por una especie en un bloque es de aproximadamente 1000 m²). Resumiendo, las plántulas sobrevivientes de pino marítimo se plantaron en lugares con menos pH y han presentado las tasas de crecimiento habituales de la especie.

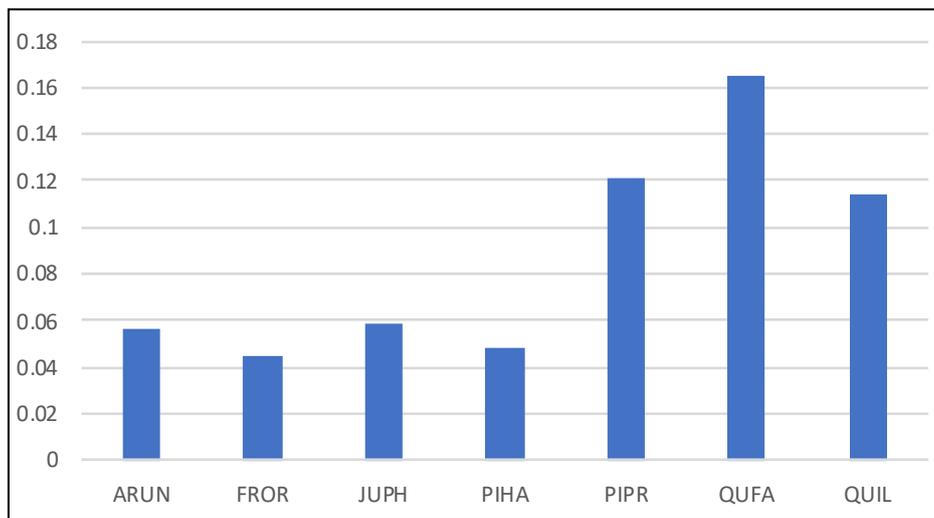


Figura 30. Desviación estándar de la supervivencia media por bloques de las distintas especies.

Pasando a la encina (QUIL), la supervivencia inicial (2009: 58%) y el crecimiento son comparables o ligeramente mejores que los reportados en otros lugares (Pausas et al., 2004; Palacios et al., 2009), lo que demuestra la aptitud de la especie para el sitio en ausencia de sequía extrema. Por regla general, los valores de supervivencia muy bajos en encina son comunes durante los primeros años de establecimiento (Navarro-Cerrillo et al., 2009; del Campo et al., 2010; Ceacero et al., 2012, 2014) y se ha reconocido su baja supervivencia cuando se planta sobre calizas y se expone a sequías severas, con

tasas de supervivencia cercanas al 15% (Pausas et al., 2004), similar al valor obtenido aquí. La supervivencia a los diez años en trabajos en el centro peninsular fue de alrededor del 40-45%, altura de 90 cm y diámetro basal de 3.5 cm (del Campo et al., 2008c), claramente por encima de los valores del presente estudio (Figura 25) y evidenciando un fallo en la selección de esta especie.

La información publicada para las especies restantes es más escasa incluso para ensayos a corto plazo, por lo que haremos uso de nuestra base de datos (del Campo et al., 2008a, 2008b; del Campo y Segura, 2009) y citaremos la literatura existente siempre que sea relevante. En nuestras condiciones, el establecimiento de QUFA ha sido el peor de las siete especies evaluadas, tanto por crecimiento como por supervivencia a corto y a largo plazo (Figura 25). Esta especie pertenece a un tipo de vegetación subesclerófilo marcescente, típico de climas continentales, aunque puede crecer en micrositios, con condiciones más favorables asociadas al suelo o la topografía (Ruiz de la Torre, 2006). Este es el caso en el área estudiada aquí, donde es nativa y crece cerca de las parcelas experimentales, aunque se encuentra principalmente en laderas orientadas al norte. Los ensayos de plantación con esta especie en sitios adecuados o en micrositios zonales revelan una alta supervivencia (>80%) y crecimiento (volumen del tallo >5 cm³) después de 5 años en el campo (Villar-Salvador et al., 2013); o supervivencia de 2 años >70% en una plantación de terrazas (Domínguez-Núñez et al., 2006). Nuestra base de datos para Valencia (del Campo y Segura, 2009) ofrece una supervivencia promedio del 73% y 43% para el primer y segundo año respectivamente, lo que confirma la poca aptitud de la especie en el sitio de ensayo.

El establecimiento de ARUN reportado para zonas similares es muy variable, con una supervivencia promedio de 72% y 31% para el primer y segundo año respectivamente (del Campo et al., 2008a; del Campo y Segura, 2009) (95% y 85% en nuestra parcela), respectivamente), y unas tasas de crecimiento relativo promedio para los primeros dos años de 0.020 y 0.012 mes⁻¹ para H y D respectivamente (0.038 y 0.045 mes⁻¹ en nuestra parcela, respectivamente). Esto indica un establecimiento inicial superior en la parcela experimental, pero también indica el alto impacto de las sequías en la respuesta a medio plazo. Se puede hacer una afirmación muy similar para el fresno (FROR): buen establecimiento inicial pero severamente afectado por la sequía a medio plazo. Los valores reportados para esta especie son escasos dado su poco uso en la restauración forestal (<1% en plantaciones mixtas, dado su carácter intrazonal), pero algunos

trabajos reportan muy buen resultado inicial en plantaciones con tasas de supervivencia muy elevadas, que pueden permanecer por encima de 80% y con alturas totales de 130 cm después de diez años (del Campo et al., 2012; Muzzi y Fabbri, 2007).

Finalmente, el JUPH se ha estudiado comúnmente en zonas semiáridas, incluso en condiciones más xéricas que en este estudio (Alrababah et al., 2008; Padilla et al., 2009, 2011), con valores de supervivencia generalmente inferiores al 45% en las primeras etapas de establecimiento, pero con una supervivencia relativamente alta en comparación con las otras especies con las que se planta. En condiciones secas-subhúmedas (nuestro sitio), la tasa de supervivencia es más alta en comparación con los resultados de nuestra base de datos (67 y 51% para el primer y segundo año respectivamente) y los encontrados en el noreste de España (Badía et al., 2007), con una supervivencia del 70 y 62% para el segundo y décimo año respectivamente. Estos autores también han informado de un crecimiento en altura a los 10 años equivalente, en términos relativos, al nuestro. Por lo tanto, se puede argumentar que esta especie en nuestro sitio de estudio ha presentado un buen establecimiento a corto y medio plazo.

3.4.2 Mirando más allá del taxón: evaluación del desempeño basada en atributos

La justificación anterior proporciona una evaluación cualitativa de la plantación, basada en taxones, que puede tener una utilidad limitada en otro contexto ecorregional o bajo los futuros regímenes de sequía. Dada la concurrencia de todos los taxones estudiados en el área, las diferencias observadas en la respuesta deben haberse basado necesariamente en la amplia variación entre las especies de los atributos morfológicos, fisiológicos e hidráulicos que influyen en la respuesta frente la sequía y el estrés hídrico (Brodribb et al., 2014; Pratt et al., 2015; García-Forner et al., 2017). Relacionando el establecimiento en campo de nuestras especies con estas estrategias (Tabla 22) puede tener una aplicación más significativa de nuestros resultados en otros lugares. Las frondosas generalmente están más expuestas al fallo hidráulico del xilema durante el estrés hídrico (Choat et al., 2012; Johnson et al., 2012), siendo la embolia la causa final de mortalidad. Este razonamiento se ajusta a nuestros datos experimentales, ya que las frondosas han presentado menor aptitud que las coníferas y menor potencial de adaptación a la sequía extrema.

Las cuatro angiospermas analizadas aquí, han presentado evidencias de cavitación del xilema y posteriormente una capacidad de recuperación parcial, observándose rebrotes tanto en parte aérea como de cepa (Figura 23), llevando a que en muchos casos la altura final a los 10 años haya sido menor que en el momento de la plantación (Figura 25). Los rebrotes de ARUN, FROR, QUFA y QUIL en 2009 han alcanzado el 23, 2, 41 y 17% de las plántulas sobrevivientes, respectivamente, mientras que en 2018 estas cifras han aumentado hasta 83, 47, 100 y 26% (datos no mostrados). Dada la alta mortalidad después de 10 años en las cuatro especies, la evaluación de la respuesta en campo se realiza mejor en la etapa inicial de establecimiento, cuando aparecieron la mayoría de las diferencias entre ellas. Así, el QUFA y QUIL mostraron en ese momento una alta mortalidad en comparación con FROR y ARUN.

De acuerdo con los atributos funcionales de especie recogidos para este estudio (Tabla 22), ambas quercíneas poseen sistemas de raíces profundas (indicando previsiblemente mayor necesidad de agua), vasos de xilema más anchos y una conductancia estomática más alta bajo estrés hídrico que las otras angiospermas plantadas. Además, en trabajos previos sobre QUFA se ha observado que el diámetro de los vasos de la madera juvenil tiene poca sensibilidad climática (Corcuera et al., 2004), lo que afecta su capacidad para ajustar el diámetro de los vasos a la disponibilidad de humedad del suelo. Este hecho, sería desventajoso para las plántulas de vivero con raíces poco profundas puestas en suelos poco profundos, y explicaría por qué esta especie ha sufrido una alta mortalidad desde el principio. De manera similar, la encina es una especie con alta vulnerabilidad a la embolia xilemática y baja capacidad de recuperación una vez los vasos están embolizados (Trifilò et al., 2015; Martínez-Vilalta et al., 2003). García-Fórner et al. (2017) han estudiado la respuesta de esta especie a la sequía severa, recurrentemente inducida de forma experimental, en suelos más profundos y reportaron tasas de mortalidad inferiores al 20% y una buena capacidad de rebrote. En nuestro caso, la alta mortalidad y los bajos porcentajes de rebrote hacen pensar en el efecto intensificador de la sequía en suelos poco profundos. Esto se ve agravado por el uso de lotes de planta con raíces poco profundas, lo que impide el acceso a la humedad profunda del suelo y desajustando la estrategia propia de la especie.

Nuestro modelo BRT de supervivencia para 2009 ha confirmado que las especies de enraizamiento profundo sobrevivieron menos en este sitio debido al suelo poco profundo y a que el tipo de planta usada necesariamente merma la longitud de raíz.

Resumiendo, para los *Quercus sp.*, el hábito de enraizamiento profundo, el xilema vulnerable (vasos más anchos), los gs relativamente altos bajo estrés hídrico y el nivel extremo de déficit hídrico (2013-2014) han sido la combinación de factores que han dado lugar a un bajo establecimiento desde el principio. Según algunos estudios, los suelos rocosos con caliza y arcilla y de baja profundidad, como los que se encuentran en nuestro sitio de estudio, pueden contener tan solo 19 mm de agua disponible (Serrasolses y Alloza, 2004). ARUN, aunque también vulnerable a la cavitación (Tabla 22), presenta un diámetro de conductos más bajo en raíces y tallos y una conductancia hidráulica y estomática más baja que la encina (Martínez-Vilalta et al., 2003), lo que explica su mejor establecimiento inicial. Estos atributos coinciden con su hábito de enraizamiento superficial y permiten una mejor respuesta al estrés hídrico; además, el rebrote de raíz/cepa fue importante en esta especie, mejorándose así, las relaciones hídricas y el crecimiento respecto a los tejidos maduros (Castell et al., 1994). En el caso de FROR, se ha demostrado que bajo condiciones de estrés hídrico se reduce la conductancia estomática e hidráulica de las hojas (Gortan et al., 2009), con valores más bajos que la encina (Fusaro et al., 2017). Además, posee atributos de xilema que le confieren un margen de seguridad más grande ($\approx 1.5\text{--}2.0$ MPa) y una alta densidad de madera (Petruzzelli et al., 2019) que confiere de forma general una buena respuesta a la sequía. En ambas especies (ARUN y FROR), los valores bajos de gs con estrés hídrico, junto con un diámetro de conducto pequeño y el hábito de enraizamiento superficial podrían haber desempeñado un papel en sus mejores tasas de supervivencia inicial. Sin embargo, ninguno de estos atributos fue suficiente para superar la sequía de 2014.

Las coníferas se diferencian claramente de las angiospermas, dado que no han presentado disminuciones en la altura para el período de estudio de 10 años, lo que implica que la funcionalidad hidráulica del xilema se ha conservado y que no se ha producido una cavitación descontrolada en las plántulas vivas, aunque el crecimiento ha sido muy diferente entre ambos géneros. La sabina y las especies de su género, presentan por regla general, una resistencia muy alta a la cavitación del xilema (Martínez-Vilalta et al., 2003, Brodribb et al., 2014), lo que está relacionado con el bajo diámetro de las traqueidas, alta densidad de madera (Oliveras et al., 2003; Pratt et al., 2015) y especialmente al grado de solapamiento entre la abertura y el toro (es decir, la relación del diámetro del toro con el diámetro de la abertura de las traqueidas) (Delzon et al., 2010; Pittermann et al., 2010). En PIHA y JUPH se han medido diámetros de las

traqueidas similares (Tabla 22, Mohareb et al., 2016). La resistividad de la membrana de las punteaduras (toro-margo) ha sido destacada como un atributo clave que determina en última instancia la resistencia a la entrada de aire por las membranas de las punteaduras, permitiendo que las especies de *Juniperus sp.* crezcan competitivamente en áreas muy xéricas (Pittermann et al., 2010). Estos autores midieron valores de solape de toro sobre apertura cercanos a 2 para otros *Juniperus sp.* y demostraron su valor creciente bajo presiones negativas de cavitación. Sin embargo, también se han observado altos valores de superposición de toro - apertura en PIHA, entre 1.6 (Delzon et al., 2010) y más de 3 (David-Schwartz et al., 2016). Las especies de pino poseen una luz traqueidal más alta (Oliveras et al., 2003) y dependen principalmente de un fuerte control estomático de la transpiración para superar el estrés hídrico (Martínez-Ferri, et al., 2000; Baquedano y Castillo, 2006; Tabla 22), controlada por el metabolismo del ácido abscísico (ABA) (gimnosperma tipo R, según Brodribb et al., 2014). En consecuencia, tanto la sabina como el pino carrasco poseen diferentes estrategias para hacer frente a la escasez de agua y ambas han resultado adecuadas bajo las limitaciones ecológicas observadas en este trabajo. La estrategia de las sabinas es ventajosa en entornos extremadamente limitados por el agua y tiene su coste asociado con la producción de xilema altamente resistente a la cavitación y hojas tolerantes a la desecación (Brodribb et al., 2014). Sin embargo, este extremo no parece ser la única alternativa posible, ya que el umbral identificado en nuestro modelo BRT para Ψ_{50} está ligeramente por debajo del valor para el pino carrasco (-4.8 MPa). De este modo, bajo el clima extremo observado, también existe un espacio ecológico para la estrategia de los pinos, con atributos de crecimiento menos conservadores y un uso más eficiente de los recursos (por ejemplo, un SLA más alto) (Wright et al., 2004). Sin embargo, debe decirse que la importancia de los atributos seleccionados no solo se basa en la magnitud considerada aquí, sino también en la selección de atributos particulares que discriminan el establecimiento de las especies bajo eventos de sequía severa y en obtener un valor de RI asignado en el análisis BRT; La Tabla 22 es un claro ejemplo de la variabilidad de las magnitudes encontradas en la literatura (ver, por ejemplo, Ψ_{50} en PIHA y QUIL, que promedia -4.8 y -4.0 MPa respectivamente entre los estudios).

4 EVALUACIÓN DE REPOBLACIONES FORESTALES A ESCALA DEL PROYECTO: ¿CUÁL ES EL MARGEN DE MEJORA DE LA SUPERVIVENCIA EN CONDICIONES ADVERSAS? UN CASO DE ESTUDIO EN EL SEMIÁRIDO MEDITERRÁNEO.

4.1 Introducción.

Está bien documentado que hay aspectos técnicos que afectan la mortalidad de las plantaciones de tierras secas, independientemente de la meteorología, tales como la preparación del terreno (Bocio et al., 2004; Palacios et al., 2009, Löf et al., 2012; Smanis et al., 2021), el desajuste entre la época de plantación y el régimen de humedad del suelo (McTague y Tiius, 1996; Pardos et al., 2003), una mala gestión del material vegetal de reproducción durante el transporte y almacenamiento en monte (Edgren, 1984), una ejecución deficiente de las obras (Mullin, 1974; Long et al., 1991), la selección inadecuada de especies (Suárez et al., 2011; Meli et al., 2014), la delimitación de rodales o ecotopos (Klijn y Haes, 1994) con escaso trasfondo ecológico, la falta de criterios ecofisiológicos bien fundamentados a la hora de elegir tratamientos culturales para algunas especies (por ejemplo, tubos protectores, enmiendas, etc.) (Puértolas et al., 2010; Padilla et al., 2011; del Campo et al., 2011), la mala calidad de planta (del Campo et al., 2007, 2010; Grossnickle y MacDonald, 2018a), etc. Tradicionalmente, parte de estos problemas se han abordado con rigurosos controles y garantías de calidad (Long, 1991, Trewin, 2001, Serrada et al., 2005, Kankaanhuhta, 2014), como la selección de procedencias adecuadas, la producción de planta con calidad funcional o la correcta ejecución de las obras.

Hay muchos factores a lo largo del proceso de reforestación que pueden tener un impacto potencial en su éxito, agrupándose normalmente en factores antropogénicos (técnicos, socioeconómicos, institucionales, de políticas, de gestión) y biofísicos (Le et al., 2012). Sin embargo, al evaluar una plantación, estos factores y/o variables deben estar vinculados a los indicadores utilizados para medir el éxito del proyecto (supervivencia o crecimiento normalmente), dentro de un marco que permita la interacción y retroalimentación de las distintas variables consideradas (Le et al., 2014). En este sentido, un enfoque de sistemas o holístico puede facilitar el conocimiento de

las relaciones entre las partes, permitiendo cambios en entornos operativos y circunstancias inciertas (Le et al, 2012).

Una evaluación de plantaciones debe perseguir, en primer lugar, proporcionar un resultado medible de las acciones que se han realizado (resultados finales), a lo que debe seguir un cambio acorde en las técnicas y acciones recomendadas (comportamiento), para finalmente terminar en un cambio en el conocimiento, saber hacer y actitudes de los agentes sociales y políticos respecto al proceso restaurador (aprendizaje), evitando así su desánimo (Kankaanhuhta et al., 2010; Melo et al., 2013).

Esto aboga, como se ha ido comentando en el trabajo, por la adopción de protocolos sólidos para evaluar y monitorear los esfuerzos de restauración forestal como un paso crítico para mejorar las prácticas y los resultados de la misma, considerando que estas guías prácticas deben ajustarse a la escala, el bioma y las particularidades socioecológicas de cada contexto (Bautista y Alloza 2009; Melo et al., 2013; Lazos - Chavero et al., 2016; Holl, 2017). Un marco tan completo de evaluación debe ser capaz de incorporar también los beneficios ambientales y socioeconómicos, de modo que el proyecto pueda considerarse exitoso (por ejemplo, más C fijado, restauración de los servicios ecosistémicos, mejora del empleo y creación de iniciativas locales, etc.). Esto es particularmente importante cuando se trata con incertidumbre dentro de un contexto de cambio climático, como la adaptabilidad de las especies, los problemas de dislocación climática y otros aspectos técnicos (preparación del terreno, densidades de plantación, tratamientos culturales, etc.) que pueden necesitar de una reevaluación continua (Löf et al., 2019).

El objetivo principal de este capítulo es desarrollar y probar, en condiciones reales de campo, la metodología de evaluación integral del establecimiento de repoblaciones forestales con el fin de identificar y abordar mejor los factores que causan la mortalidad. Con ese fin, se ha evaluado el proyecto aplicando el enfoque metodológico que tiene en cuenta tanto los factores técnicos de origen antrópico como los ambientales. Esta evaluación tiene como objetivo identificar los puntos críticos en el establecimiento exitoso de una plantación tanto a corto (1-2 años) como a medio plazo (10 años), asignando la importancia relativa de:

- i) Las decisiones tomadas en la etapa de planificación o de proyecto,
- ii) La ejecución de las obras contempladas en el proyecto,

- iii) Y los factores ambientales, incluyendo tanto limitaciones meteorológicas en la plantación como la calidad de la estación.

De acuerdo con este análisis general, nuestro objetivo es identificar qué aspectos del proyecto y su ejecución deben y pueden cambiarse para mejorar el establecimiento de la plantación y cuantificar cuál sería el margen potencial para esta mejora.

4.2 Materiales y métodos.

4.2.1 Características generales del proyecto y de la zona.

En este caso el análisis se ha realizado sobre el total de la repoblación (709 ha.). Las características de sitio son las mismas que las de la parcela experimental (Véase punto 2.2.1.).

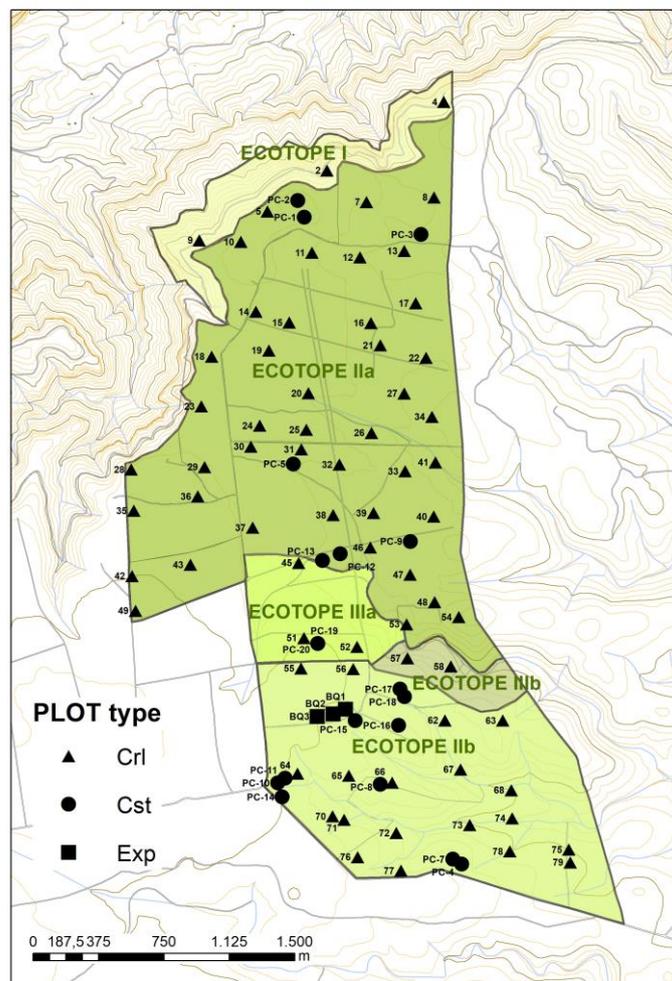


Figura 31. Mapa del área reforestada con la zonificación en rodales o ecotopos (I, IIa, IIb, IIIa, IIIb) y el diseño de la red de parcelas de muestreo, incluyendo 70 parcelas de control (Crl, #), 19 parcelas de contraste (Cst, PC-#) y tres bloques o repeticiones de la parcela experimental ubicada en un área representativa (Exp, BQ-#).

El proyecto ha comprendido varias actividades o medidas, tales como reforestación (709 ha), tratamientos silvícolas (aclareo, 18,5 ha) y mejoras de cortafuegos (19,2 ha). Las descripciones detalladas en la memoria del proyecto incluyen la caracterización climática y de la estación, la zonificación en rodales o ecotopos (unidades espaciales homogéneas en cuanto a estructura de la vegetación, etapa de sucesión y los principales factores abióticos que son relevantes para el crecimiento de las plantas), la selección y mezcla de especies, la preparación del terreno y los tratamientos culturales a la plantación. En la redacción del proyecto se contemplaba el uso de siete especies autóctonas seleccionadas siguiendo criterios autoecológicos y florísticos, incluyendo las especies principales y secundarias más típicas utilizadas en reforestación en áreas mediterráneas (Vadell et al., 2016) (Tabla 23). Se seleccionaron como especies principales el pino carrasco y el pino rodeno o marítimo, mientras que el resto fueron especies secundarias (encina y quejigo), mezcladas de manera diferente según el rodal o ecotopo (Tabla 23). La preparación del sitio se realizó con retroexcavadora (sobre terreno plano) o retroaraña (en pendientes pronunciadas) eliminando la vegetación natural preexistente y abriendo hoyos de 40x50x50 cm (profundidad, ancho, largo). Como se indica en el proyecto, todas las especies se plantaron con tubo ventilado de 60 cm de altura, 5-10 g de hidrogel por hoyo y castillete de piedra alrededor de la planta.

Tabla 23. Características técnicas principales del proyecto de reforestación para los cinco ecotopos o zonas de intervención. Especies: *Pinus pinaster* Ait. (Pino rodeno, PIPR), *P. halepensis* Mill. (Pino carrasco, PIHA), *Quercus ilex subsp. ballota* (Desf.) Samp. (Encina, QUIL), *Q. faginea* Lam. (Quejigo, QUFA), *Arbutus unedo* L. (Madroño, ARUN), *Fraxinus ornus* L. (Fresno de flor, FROR) y *Juniperus phoenicea* L. (Sabina negra, JUPH).

Ecotopo	Área ha	Actuaciones previstas en proyecto	Porcentaje de especies					Densidad (plant/ha) previsto/plantado	Preparación hoyos
			PIPR	PIHA	QUIL	QUFA	ARUN ^a /FROR ^b /JUPH ^c		
I	49	Plantación	36	50	6	2	6 ^a	850/782	Retroaraña
IIa	395	Plantación	49	43	4	3	1 ^c	850/434	Retroexcavadora
IIb	202	Plantación	50	40	5	4	1 ^b	850/358	Retroexcavadora
IIIa	44.5	Plantación, desbroces y resalvos de encinas	23	15	35	25	2 ^a	100/382	Retroexcavadora
IIIb	18.5	Plantación y resalvos de encinas	29	64	5	2		500/304	Retroexcavadora

Para evaluar este factor en el análisis integral realizado en el presente trabajo, se han revisado las decisiones clave tomadas en el proyecto. Para ello se han seguido listas de verificación detalladas, que ayudan a eliminar la subjetividad en este tema (Serrada et al. 2005, Dougherty y Duryea 1991). Se han considerado como más importantes: la mezcla de especies, la preparación del terreno (técnica y densidad), la subdivisión en ecotopos y el uso de tubo protector en coníferas (Tabla 24).

Como se ha comentado en distintas ocasiones investigaciones anteriores han demostrado que los tubos protectores disminuyen el crecimiento de raíz y la supervivencia en especies heliófilas (Puértolas et al., 2010; Padilla et al., 2011). Dado nuestro alcance limitado en lo que se refiere a modificar el proyecto, la plantación sin tubo protector se realizó únicamente en la parcela experimental con tres bloques o repeticiones (descritos en capítulos anteriores (Figura 31)) dentro del área, donde tanto los pinos como las sabinas fueron plantados sin tubo. Además, se han considerado las plantas de la repoblación que perdieron su tubo hacia fines de 2008 debido a vendavales y mala sujeción (Tabla 24).

4.2.2 Ejecución de obras del proyecto y muestreo de la repoblación

Los factores incluidos en este factor se evalúan normalmente mediante una red de parcelas de muestreo donde se realiza un control de calidad con el fin de determinar si una respuesta deficiente de la plantación se puede atribuir a una mala ejecución de las obras (Matney y Hodges, 1991; Torres y Magaña, 2001). El muestreo de campo se complementa con un diario de trabajo o diario de obra, que recoge información relacionada con las diferentes tareas en curso, fechas, cuadrillas de plantación activas, limitaciones meteorológicas, etc. Ambos elementos han sido considerados en este estudio, para lo que se estableció una red de 92 parcelas dentro del límite de la repoblación. Se consideraron tres tipos diferentes de parcelas: parcelas de control (n = 70), parcelas de contraste (n = 19) y parcelas experimentales (n = 3) (Figura 31). La única diferencia entre las parcelas de control y las de contraste es que estas últimas se plantan con la presencia de dirección de obra. Las parcelas experimentales son tres réplicas de un diseño estadístico destinado a contrastar la calidad de planta y el establecimiento diferencial de las distintas especies descritas en los capítulos 2 y 3. La parcela es la unidad básica que se utiliza aquí para recopilar la mayor parte de la información de la repoblación (técnica y ambiental) y para procesar y analizar los datos.

Como se comenta se diseñó un muestreo sistemático mediante parcelas circulares con un área fija de 707 m² cada una (15 m de radio) (Torres y Magaña 2001), ya que son fáciles de instalar y marcar (un punto). El número de parcelas a establecer resultó de la relación entre la intensidad del muestreo (área total a muestrear) y el área de la parcela de muestreo. En general, cuanto menor es la densidad de plantación, mayores son las parcelas y menor es su número. La intensidad de muestreo se estableció en el 1% del área total plantada siguiendo a Murillo y Camacho (1997). En lugar de calcular la intensidad del muestreo para una sola variable en función de su varianza, error máximo admisible y nivel de confianza (estadístico t) (Matney y Hodges, 1991), se consideró más adecuado aquí el porcentaje fijo del 1 %, al medirse muchas variables de muy distinta naturaleza en cada parcela y de forma integral. Las parcelas se ubicaron en los vértices de una cuadrícula imaginaria de 100 m de lado, sus coordenadas se generaron con un SIG, se introdujeron en un GPS y se creó una ruta de muestreo con todos los puntos georreferenciados. El primer punto se eligió al azar. El centro de todas las parcelas se marcó con una estaca de madera con el número de parcela inscrito y se utilizó un instrumento de ultrasonidos, Vertex IV[®], para medir el radio en el replanteo de la parcela. El radio se corrigió con $\cos\alpha$ (siendo α el ángulo de la pendiente en radianes) siempre que la pendiente estaba por encima del 15%. Para algunas variables (Tablas 24 y 25) fue necesario muestrear dentro de la parcela, en cuyo caso, se realizó en varios puntos sobre circunferencias equidistantes desde el centro.

Las variables seleccionadas para la evaluación de la ejecución del proyecto han sido las relacionadas con los trabajos de plantación (densidad, cuadrilla, fecha, humedad del suelo en el momento de la plantación y posición de la planta y su cepellón en el hoyo), preparación del terreno y ejecución de los tratamientos culturales (Tabla 24). La preparación del terreno se llevó a cabo entre septiembre de 2007 y enero de 2008 y la plantación se realizó manualmente entre noviembre de 2007 y principios de febrero de 2008 por tres cuadrillas distintas. Una contrata externa realizó el control de calidad de la preparación de los hoyos, rechazando los mal realizados cuando nos daban las medidas establecidas en proyecto.

Parte de la información recopilada en este trabajo proviene de los registros del diario de obra (por ejemplo, cuadrilla de plantación o fechas de plantación), mientras que la mayoría de las variables se han medido in situ en el conjunto total de 92 parcelas (Tabla 24). Para aquellas variables medidas solo en una submuestra de parcelas, su valor se ha

estimado para todo el conjunto siempre que se haya logrado un ajuste de $r^2 > 0,6$ (regresión lineal o redes neuronales, véase sección 4.2.4). El material forestal de reproducción usado en la plantación fue producido para su uso específico en repoblaciones forestales y cumplió con los estándares de calidad de planta regionales (Hermoso, 2017). En el caso de pino carrasco, se utilizaron dos lotes de planta de diferentes viveros forestales en la repoblación, mientras que en la parcela experimental había dos lotes por especie (datos utilizados en capítulos anteriores).

Para el análisis en el presente capítulo solo se han empleado los lotes presentes tanto en repoblación como en la parcela experimental.

Tabla 24. Variables seleccionadas para evaluar el impacto de factores técnicos (diseño del proyecto, ejecución del proyecto y calidad de planta) en el establecimiento de la plantación. Los superíndices se refieren al método utilizado para obtener la información (véase pie de la tabla).

Factor	Variable	Descripción
Diseño	%_SPX ⁽¹⁾	Porcentaje de especie (X) por parcela (X codificado como 0: PIPR; 1: PIHA; 2: QUIL; 3: QUFA; 4: ARUN; 5: FROR; 6: JUPH).
	%_Notube_SPX ⁽¹⁾	Porcentaje de plantas sin tubo ya sea para toda la parcela de muestreo (todas las especies integradas) o específicamente en PIPR (X = 0) o PIHA (X = 1).
	Site_prep ⁽²⁾	Técnica de preparación del sitio: retroexcavadora, retroaraña
	Spot_Dens ⁽¹⁾	Densidad de preparación del sitio en parcela de muestreo (agujeros preparados / ha)
	Ecotope ⁽³⁾	Zonificación del área en clases ecológicas homogéneas, raudales o ecotopos (Tabla 23)
Ejecución	Plant_Gang ⁽²⁾	Se contrataron tres equipos de plantación (6-8 personas cada uno).
	Plant_date ⁽²⁾	Fecha de siembra entre noviembre de 2007 y febrero de 2008 (día 1 = 1 de noviembre de 2007)
	Plant_Dens ⁽¹⁾	Densidad de plantación (árboles plantados / ha)
	Δ Dens ⁽⁴⁾	Diferencia entre Spot_Dens y Plant_Dens. Debe ser ≈ 0 o positivo (cuando se rechazan algunos puntos). El valor negativo aquí indica que la plantación se realizó erróneamente en las marcas sobre el suelo realizadas por los soportes estabilizadores de la excavadora.
	SM_soil20_p ⁽⁴⁾	Humedad del suelo m ³ /m ³ en la fecha de plantación (de los 20 cm superiores de suelo inalterado)
	SM_spot10_p ⁽⁴⁾	Humedad superficial del suelo m ³ /m ³ en el hoyo en la fecha de plantación (10 cm superiores de suelo removido). Reemplazar "p" con un número "n" se refiere a la misma variable, después de n días.
	REW_soil ⁽⁴⁾	Agua extraíble en la fecha de plantación en suelo no perturbado (20 cm superiores): (valor en fecha de plantación - PWP) / (FC - PWP). FC (capacidad de campo) y PWP (punto de marchitez) como en la sección 4.2.4. Se permitieron valores negativos debido a la base teórica en los cálculos de FC y PWP.
	REW_spot ⁽⁴⁾	Agua extraíble en la fecha de plantación del suelo perturbado en el lugar de plantación (10 cm superiores). Mismos cálculos que en el anterior.
	Spot_rejec ⁽²⁾	Porcentaje de hoyos preparados rechazados durante el control de calidad en una parcela de muestreo, realizado antes de la plantación.
	StoneCover_size ^(1*#)	Tamaño de las piedras utilizadas para cubrir el suelo alrededor de cada planta (0: sin cobertura de piedras; 0.5 tamaño y/o cobertura no apropiados; 1: tamaño y cobertura apropiados de 10-20 cm ϕ)
Proper_planting ^(1*#)	Calidad de plantación (Long, 1991): orientación del cepellón (ángulo con el plano horizontal, 90°: correcto; cepellón en L: 45°) y firmeza (0: mala; 0,5: regular; 1: correcta / libre de fallos) en plantas.	

	Spot_Basin ^(1*#)	Calidad de la microcuenca alrededor de una planta (0: ausente/pobre; 0.5: regular; 1: correcta/libre de fallos)
Calidad planta	SQ-PIHA ^(1,2)	Calidad de planta (solo en PIHA, se utilizaron dos lotes)

⁽¹⁾ Observación/recuento directo en parcelas de muestreo; ⁽²⁾ Consulta en diario de obra y/o facilitada por la dirección de obra; ⁽³⁾ Proyecto, mapas y GPS; ⁽⁴⁾ estimación en hoja de cálculo; * no disponible para todo el conjunto de parcelas (92) y segregada en el análisis de importancia. # submuestreo (n = 5) dentro de la parcela de muestreo.

4.2.3 Medio físico: factores de estación y meteorología

Los factores ambientales se han separado en variables relacionadas con la estación o sitio y la meteorología (Tabla 25). A su vez, el sitio se ha subdividido en índices topográficos, de suelo, de cobertura vegetal e índices de vegetación por teledetección (SVI). En la meteorología se ha incluido tanto la meteorología acontecida durante la plantación como la presencia de sequías a lo largo del período de estudio de 10 años. Debe indicarse aquí que algunos factores ambientales están parcialmente bajo control técnico (por ejemplo, los factores del sitio pueden modificarse, se puede descartar plantar cuando el suelo está seco, etc.) mientras que otros son impredecibles y poco propensos a modificaciones (por ejemplo, sequía meteorológica post plantación).

Las variables topográficas (orientación, pendiente y elevación, Tabla 25) se han obtenido con un software GIS para cada parcela de muestreo. Las propiedades del suelo se han obtenido en un subconjunto de 29 parcelas recolectando una muestra compuesta en 5 lugares diferentes elegidos al azar, muestreando el suelo en los 25 cm superiores del perfil. En este subconjunto se ha analizado la textura y materia orgánica (Aparicio-Navarro, 2010) y se han estimado sus valores para el resto de las parcelas mediante redes neuronales artificiales utilizando índices satelitales como variables independientes (MSI, NDMI, ARVI, NBRI, EVI2 y NDVI, Tabla 25). Luego, se han extrapolado los porcentajes de materia orgánica ($r^2 = 0,61$), arcilla ($r^2 = 0,77$), arena ($r^2 = 0,61$) y limo a toda la red de parcelas (92).

Tabla 25. Variables seleccionadas para evaluar el impacto de los factores ambientales (sitio: topografía, suelo, cobertura vegetal e índices de vegetación por teledetección o SVI; y meteorología) en el establecimiento de la plantación. Los superíndices se refieren al método utilizado para recopilar la información (consulte el pie de la tabla).

Factor	Variable	Rango (Media)	Descripción
Topografía del sitio	m.a.s.l. ⁽¹⁾	722:807 (777)	Elevación, m
	Aspect ⁽¹⁾	0-354 (119)	Orientación, grados (0° = norte)
	Slope ⁽¹⁾	0:44 (5.3)	Pendiente, %
Suelo del sitio	Soil_depth ^(2,#)	25:53 (35.5)	Profundidad promedio del suelo (cm) en una parcela (n = 5-10), sinfín manual.
	SM_index ⁽²⁾	11.7:15.7 (14.2)	Índice de humedad del suelo: SM promedio (TDR, %) en el lugar de plantación (10 cm superiores perturbados) a lo largo de 2008 (n= 45 por parcela)
	OM ⁽³⁾	3.9:15.0 (6.3)	Materia orgánica, %
	Clay ⁽³⁾	25:56 (39)	Arcilla, %
	Silt ⁽¹⁾	19:47 (37)	Limo, %
	Sand ⁽³⁾	9:40 (24)	Arena, %
	Porosity ⁽¹⁾	48:54 (52)	Porosidad, % (con contenido de arena y arcilla, Saxton y Rawls, 2006)
	PWP ⁽¹⁾	14:32 (22)	Punto de marchitez permanente, % (Saxton y Rawls, 2006).
	FC ⁽¹⁾	28:46 (37)	Capacidad de campo del suelo, % (Saxton y Rawls, 2006).
	Ks ⁽¹⁾	0.16:0.54 (0.28)	Conductividad hidráulica saturada, mm/h (Saxton & Rawls, 2006).
	AW ⁽¹⁾	12:16(15)	Agua disponible, % (Saxton & Rawls, 2006).
	BD ⁽¹⁾	1.21:1.37(1.28)	Densidad aparente, g/cm ³ (Saxton & Rawls, 2006).
Cobertura del sitio	Elev_P95 ⁽¹⁾	0.15:5.4(0.75)	Altura de la vegetación sobre el suelo (percentil 95%, LiDAR 2009 y 2015), m.
	fcc05 ⁽¹⁾	0:27(5)	Fracción de la cubierta del dosel por encima del plano de 0,5 m (LiDAR 2009 y 2015), %.
	Int_mean ⁽¹⁾	66:200(135), 2009 0:78(14), 2015	Intensidad media de los retornos LiDAR (LiDAR 2009 y 2015). Relacionado con pedregosidad en superficie (>intensidad en rocas). Adimensional y variable con las características del vuelo (valor y rango diferente en cada vuelo).
	Cover_invt_% ^(2*)	24:122(61)	Cobertura vegetal total en inventarios de campo, %
	XXXX_cvr_% ^(2*)	0:37(4.5)	Cobertura, %, de especies existentes XXXX en cada parcela, (BRRE: <i>Brachipodium retusum</i> ; ULPA: <i>Ulex parviflora</i> ; QUIL: <i>Quercus ilex</i> ; CICL: <i>Cistus clusii</i> ; PIHA <i>Pinus halepensis</i>). Solo se mencionan en esta tabla especies con correlaciones significativas.

índices satélite	ARVI ⁽¹⁾	-0.23:0.46(0.08)	ARVI: Índice de vegetación resistente a la atmósfera. Rango dinámico similar al NDVI, pero menos sensible a los efectos atmosféricos (Kaufman y Tanre, 1992).
	BSI ⁽¹⁾	-0.5:0.65(0.16)	BSI: Índice de suelo desnudo que combina bandas espectrales azules, rojas, infrarrojas cercanas (NIR) e infrarrojas de onda corta (SWIR) para capturar las variaciones del suelo. El SWIR y el rojo se utilizan para cuantificar la composición mineral del suelo, mientras que el azul y el NIR se utilizan para mejorar la presencia de vegetación. La lógica subyacente se basa en la alta reciprocidad entre el estado del suelo desnudo y el estado de la vegetación. Al combinar tanto la vegetación como los índices de suelo desnudo en el análisis, se puede evaluar el estado de los suelos forestales en un continuo, que va desde las condiciones del arbolado hasta las condiciones del suelo expuesto. Los valores oscilan entre -1 y 1 (valores más altos indican una mayor cobertura de suelo desnudo). Es más confiable en situaciones donde la vegetación cubre menos de la mitad del área (Rikimaru et al., 2002).
	EVI2 ⁽¹⁾	-0.2:1.3(0.42)	EVI2: Índice de vegetación optimizado. Se utiliza para cuantificar el verdor de la vegetación. Más sensible en áreas con vegetación densa (Jiang et al., 2008).
	GCI ⁽¹⁾	-0.09:3.31(1.2)	GCI: Índice de clorofila. Estima el contenido de clorofila foliar en las plantas, que refleja el estado fisiológico de la vegetación. Disminuye en plantas estresadas y, por lo tanto, puede usarse como una medida de la salud de las plantas. Útil para monitorear el impacto de la estacionalidad y las tensiones ambientales (Gitelson et al., 2003).
	GNDVI ⁽¹⁾	-0.05:0.62(0.33)	GNDVI: NDVI verde. Estima la actividad fotosintética. Es más sensible a la concentración de clorofila-a que NDVI. Se utiliza comúnmente para determinar la absorción de agua y nitrógeno en el dosel de las plantas (Gitelson et al., 1996).
	MSI ⁽¹⁾	0.1:5.8(1.6)	MSI: El índice de estrés por humedad se utiliza para el análisis de estrés del dosel, la predicción de la productividad y el modelado biofísico. La interpretación del MSI se invierte en relación con otros índices de vegetación acuática; por lo tanto, valores más altos del índice indican mayor estrés hídrico de la planta y, por inferencia, menor contenido de humedad del suelo. El MSI se ha utilizado con éxito para detectar el estado de humedad de la vegetación en especies vegetales. Los valores de este índice oscilan entre 0 y más de 3, siendo el rango común para la vegetación verde de 0,2 a 2 (Rock et al., 1986).
	NBRI ⁽¹⁾	-0.40:0.85(0.06)	NBRI: Índice de relación de calcinación normalizado. Aprovecha los NIR y SWIR, que son sensibles a los cambios de vegetación, para detectar áreas quemadas y monitorear la recuperación del ecosistema (Key y Benson, 1999).
	NDMI ⁽¹⁾	-0.70:0.77(-0.11)	NDMI: Índice diferencial normalizado de humedad. Desarrollado por Gao (1996), este índice está fuertemente relacionado con el contenido de agua del dosel (hojas). Por lo tanto, es un muy buen indicador del estrés hídrico de las plantas. Este índice utiliza las bandas NIR y SWIR. Es menos sensible a los efectos atmosféricos que NDVI. Es un índice de vegetación independiente complementario, no un sustituto del NDVI. Las contribuciones del

			suelo al NDWI son en su mayoría negativas, mientras que las contribuciones de la vegetación verde son positivas. -1 a 0 es una superficie brillante sin vegetación ni contenido de agua, > 1 representa el contenido de agua
	NDVI ⁽¹⁾	-0.13:0.64(0.23)	NDVI: Índice diferencial normalizado de Vegetación
	NDWI ⁽¹⁾	-0.62:0.05(-0.33)	NDWI: Índice Diferencial Normalizado de Agua. Originalmente (Gao, 1996) desarrollado para mejorar las características relacionadas con el agua de los paisajes (con las bandas NIR y SWIR), se modificó (McFeeters, 1996; Xu, 2005) mediante el uso de bandas verde y SWIR para mejorar la calidad de sus resultados para el agua pura (que no refleja NIR ni SWIR). Umbral: <0,3 son para sin agua; > = 0.3 para agua.
	SAVI ⁽¹⁾	0.09:0.51(0.25)	SAVI: Índice de vegetación ajustado al suelo. Supera las limitaciones relacionadas con diferentes condiciones de suelo y humedad en NDVI, al obtener un índice de vegetación ajustado al suelo (Huete, 1988).
Meteorológicos	Temperature ⁽²⁾	-3.4:19.0(7.8)	Temperaturas Máxima (Tmx), Media (T) y Mínima (Tmn) en el día de plantación, °C. Registrados en la parcela # 36
	RH ⁽²⁾	56:94(77)	Humedad relativa en el día de la plantación. Registrados en la parcela # 36
	P_10days ⁽²⁾	0:2.8(0.8)	Precipitación acumulada de 10 días, mm, en la fecha de plantación (día de plantación = quinto día). Registrados en la parcela # 36
	ET_10days ^(1,2)	3.9:11.0(8.2)	Evapotranspiración acumulada de 10 días, mm, en la fecha de plantación (día de plantación = 5° día). Método Hargreaves (Registrados en la parcela # 36 y radiación solar de la estación Requena-Cerrito Met.)
	SPI3mo_MxMag ⁽¹⁾	-14.8:-3.7(-7.5)	Magnitud máxima del índice SPI de sequía de 3 meses (McKee et al., 1993) entre dos evaluaciones consecutivas de mortalidad.

⁽¹⁾ Calculado mediante el uso de bases de datos, software y/o hoja de cálculo específicos. ⁽²⁾ Observación/recuento directo en parcelas de muestreo; ⁽³⁾ Inferido a partir de datos recopilados en un subconjunto de parcelas; * no disponible para todo el conjunto de parcelas (92) y segregado en el análisis de importancia; # submuestreo dentro de la parcela de muestreo; En el conjunto meteorológico no se consideró variabilidad espacial.

Al introducir los contenidos de arena y arcilla en las ecuaciones de Saxton y Rawls (2006), se han estimado las propiedades hidrofísicas del suelo (Tabla 25). Además, se ha controlado la humedad del suelo en todas las parcelas en 9 campañas de campo de marzo a noviembre de 2008 mediante un TDR (TDR-300, medidor de humedad del suelo, varillas de 10 cm, Field Scout, Spectrum Tech. Inc., 5 puntos/gráfico). El valor promediado en el tiempo de cada parcela se ha utilizado como indicador medio de la humedad del suelo por parcela (SM_index, Tabla 25). Las variables de cobertura vegetal se han obtenido directamente en el lugar mediante inventarios por transectos (cobertura total y cobertura parcial por especie,

Tabla 25) o indirectamente con datos LiDAR utilizados para estimar las variables de estructura forestal (cobertura y altura de arbustos, Tabla 25). Se han utilizado los dos vuelos LiDAR disponibles (2009 y 2015) (PNOA, Plan Nacional de Ortofotogrametría Aérea, Gobierno de España), con una densidad media final de 0,88 pulsos/m² y errores verticales y planimétricos (X, Y) inferiores a 40 y 36 cm, respectivamente. Con base en la clasificación de puntos realizada por el Instituto Cartográfico Nacional (suelo, edificación, vegetación baja, vegetación alta, puntos bajos, puntos de superposición y no clasificados), se ha creado el modelo digital del terreno y el modelo de superficie del dosel utilizando el software Fusion v3.30. A pesar del lapso temporal entre ambos vuelos y el de la plantación, las métricas recuperadas han sido consideradas como indicadores estáticos e independientes de la calidad del sitio (parcela) independientemente del tiempo.

Los índices de vegetación de detección remota (SVI) se han recuperado de las imágenes de reflectancia de superficie Landsat. Se han utilizado imágenes Landsat 5 y 7 para calcular los índices ARVI, BSI, EVI2, GCI, GNDVI, MSI, NBRI, NDMI, NDVI, NDWI y SAVI (Tabla 25) mediante el uso de imágenes casi mensuales que abarcan desde diciembre de 2007 hasta noviembre de 2009, 2014 y 2018 (2014 se ha incluido debido a la severa sequía ocurrida en este año y se ha usado en la evaluación del décimo año, ver el siguiente apartado). Las escenas se han agregado para cada año y se han calculado el valor máximo, mínimo y promedio de cada índice por parcela de muestreo (las bandas tienen una resolución espacial de 30 x 30 m (900 m² y la parcela es de 707 m²).

La meteorología fue monitoreada mediante instrumentación instalada en la parcela número 36, ubicada en el centro-izquierda la repoblación (Figura 31). Se dispusieron diferentes sensores para medir la precipitación (P, Davis 7852), la temperatura (T, Hobo S-THA-M002), la humedad relativa (RH, Hobo S-THA-M002) y la humedad del suelo tanto en el suelo inalterado (SM_soil, Decagon EC-20) como en el suelo alterado de los hoyos de plantación (SM_spot, Decagon EC-10 y EC-20). Los sensores se conectaron a un registrador de datos (HOBO® Micro Station H21-002) y se programaron para almacenar datos cada 15 min. Se ha utilizado el valor de la humedad del suelo de la parcela 36, junto con el índice de humedad del suelo de cada parcela mencionado anteriormente (SM_index), para corregir y obtener un valor de la humedad del suelo en la fecha de plantación para cada parcela de muestreo (Tabla 24). Las condiciones

ambientales se monitorearon a lo largo de los años 2008-2009 (humedad del suelo solo en 2008) y se promediaron o totalizaron diariamente. Las series de T/RH se han rellenado y alargado hasta 2019 mediante la regresión de los valores medidos en la serie correspondiente registrada en el observatorio SIAR Requena-Cerrito ($r^2=0,85$ y $r^2=0,72$ para T y RH respectivamente); Los datos P se han cogido directamente de la red SAIH (Casa del Barón) debido a la proximidad de la estación al sitio de estudio. Las sequías estacionales (interanuales) entre dos mediciones consecutivas (realizadas en 2008, 2009 y 2018, véase 4.2.4) se han caracterizado como la máxima magnitud negativa del índice SPI de 3 meses (McKee et al., 1993), que mide las anomalías de la precipitación acumulada durante un período determinado (3 meses en este caso).

4.2.4 Seguimiento de la plantación y análisis de datos

El seguimiento de la repoblación fue más intensivo desde finales de 2007 y en el año 2008, realizándose diferentes evaluaciones y medidas. Así, la evaluación de la ejecución de las obras se realizó entre noviembre de 2007 y abril de 2008. El establecimiento de la plantación se ha evaluado mediante mediciones repetidas de altura (H, cm), diámetro basal (D, mm) y mortalidad después de la primera estación de crecimiento (junio de 2008), después de la primera sequía estival (noviembre de 2008), después del segundo año (noviembre de 2009) y después del décimo año (julio de 2018). La mortalidad se ha tomado en las 92 parcelas en todas las plantas existentes dentro de cada una (el número medio de plantas y su desviación estándar por parcela fue 30 ± 13), mientras que el crecimiento se ha medido en una submuestra de 10-12 especímenes en un subconjunto de 31 parcelas; cada planta estaba etiquetada individualmente. Para facilitar la representación, las evaluaciones de junio de 2008, noviembre de 2008, 2009 y 2018 están codificadas como 2, 3, 4 y 5, respectivamente. El volumen del tallo (Vol., cm^3) se ha calculado como una métrica integrada del tamaño de la planta utilizando la fórmula de un cono elíptico, $V=(\pi D^2/4)*H/3$.

La calidad y depurado de los datos se ha realizado en todos los casos mediante software de hoja de cálculo. Las variables se han agrupado en factores genéricos (técnicos y ambientales) y subfactores (diseño, ejecución de obras, sitio [topografía, suelo, SVI, cobertura vegetal] y meteorología). Se han utilizado métodos estadísticos no lineales para poder analizar la metodología propuesta dentro del contexto de este estudio, aunque también se han utilizado correlaciones lineales, análisis factorial y ANOVA

paramétricos y no paramétricos para explorar y reducir el conjunto de datos. Las Redes Neuronales Artificiales (ANN) para la estimación de propiedades del suelo se han realizado mediante MLP (Multilayer Perceptron Network) en SPSS 22.0 (IBM Corp., 2013). Los diferentes factores, subfactores y variables (es decir, predictores) se han relacionado con los indicadores de establecimiento de la plantación (mortalidad y crecimiento en altura, diámetro y volumen del tallo) a través de modelos de árboles de regresión potenciada (BRT, Boosted Regression Tree) realizados en el software R (R Core Team, 2015) utilizando el paquete "gbm" (Ridgeway, 2017; Elith y Leathwick, 2017). BRT es una técnica de aprendizaje automático que ha proporcionado una clara evidencia de una fuerte eficiencia predictiva y una identificación de las variables e interacciones relevantes en los estudios ecológicos (Elith et al., 2008). Con esta técnica, se ha obtenido y analizado la importancia relativa (RI) o contribución de los predictores. RI mide el número de veces que se selecciona una variable predictora para dividir o separar, ponderada por la mejora al cuadrado en el modelo como resultado de cada división, promediada sobre todos los árboles y escalada para que la suma total sea 100 (Elith et al., 2008). Cuanto mayor sea la RI, mayor será la influencia del predictor en la variable de respuesta. Para aquellos predictores con mayor RI, se han obtenido los gráficos de dependencia parcial (PDP) utilizando el mismo paquete en R. En el caso de la mortalidad, estos análisis se han realizado para 2008 ($n = 92$), 2008-2009 ($n = 184$) y 2008-2018 ($n = 276$). En los dos últimos casos, algunas variables se han mantenido constantes en una parcela a lo largo del tiempo (por ejemplo, diseño, ejecución de obras), mientras que las variables con variación temporal (SVI y sequía) han ido cambiando en la fecha de medición de las variables de respuesta o establecimiento. El crecimiento se ha estudiado para los lapsos del crecimiento inicial (2008-2009) y de medio plazo (2008-2018). En este caso, se ha agregado una variable temporal (meses desde la siembra) para permitir la relación directa entre crecimiento y tiempo. En los análisis, se han considerado una familia de distribución gaussiana, tasas de aprendizaje de 0.05-0.0001, complejidad del árbol de 4-15 y fracciones de bolsa de 0.5-0.75. El número mínimo de árboles ha sido en la mayoría de los casos superior a 1500. En los modelos ajustados, se ha utilizado el coeficiente de correlación como bondad de ajuste. Los resultados de este análisis proporcionan la RI de los predictores establecidos en la variable de respuesta (mortalidad y crecimiento).

4.3 Resultados

4.3.1 Condiciones ambientales durante el estudio

Las variables meteorológicas han ido cambiando considerablemente a lo largo del tiempo (Figuras Figura 32 y Figura 33), siendo el año 2008 (plantación) el más húmedo registrado (730 mm), mientras que los años 2012 y especialmente 2014 estuvieron muy por debajo de la media, con solo 183 mm (menos del 40% de la media) registrado entre septiembre de 2013 y agosto de 2014. Según el valor del SPI de 3 meses, esta sequía duró 15 meses, y alcanzó un máximo de -2,1 con una magnitud de -14,8 (unidades del SPI, Figura 32), lo que respalda la considerable anomalía de esta sequía. En 2009 la precipitación total fue de 558 mm y hubo una breve sequía que abarcó desde abril-09 hasta agosto-09, con un acumulado de solo el 35% del valor esperado medio (2000-2019) en los mismos meses. La temperatura media anual aumentó a partir de 2014, promediando 13,3 °C y 15,1 °C para la primera y segunda mitad del período estudiado respectivamente. Con respecto a la humedad del suelo (2008), ésta ha estado por encima del punto de marchitez en el suelo no perturbado (22%, asumiendo una densidad aparente de 1.27 g/cm³) excepto para los meses de verano tal y como es esperable (Figuras 32 y 33).

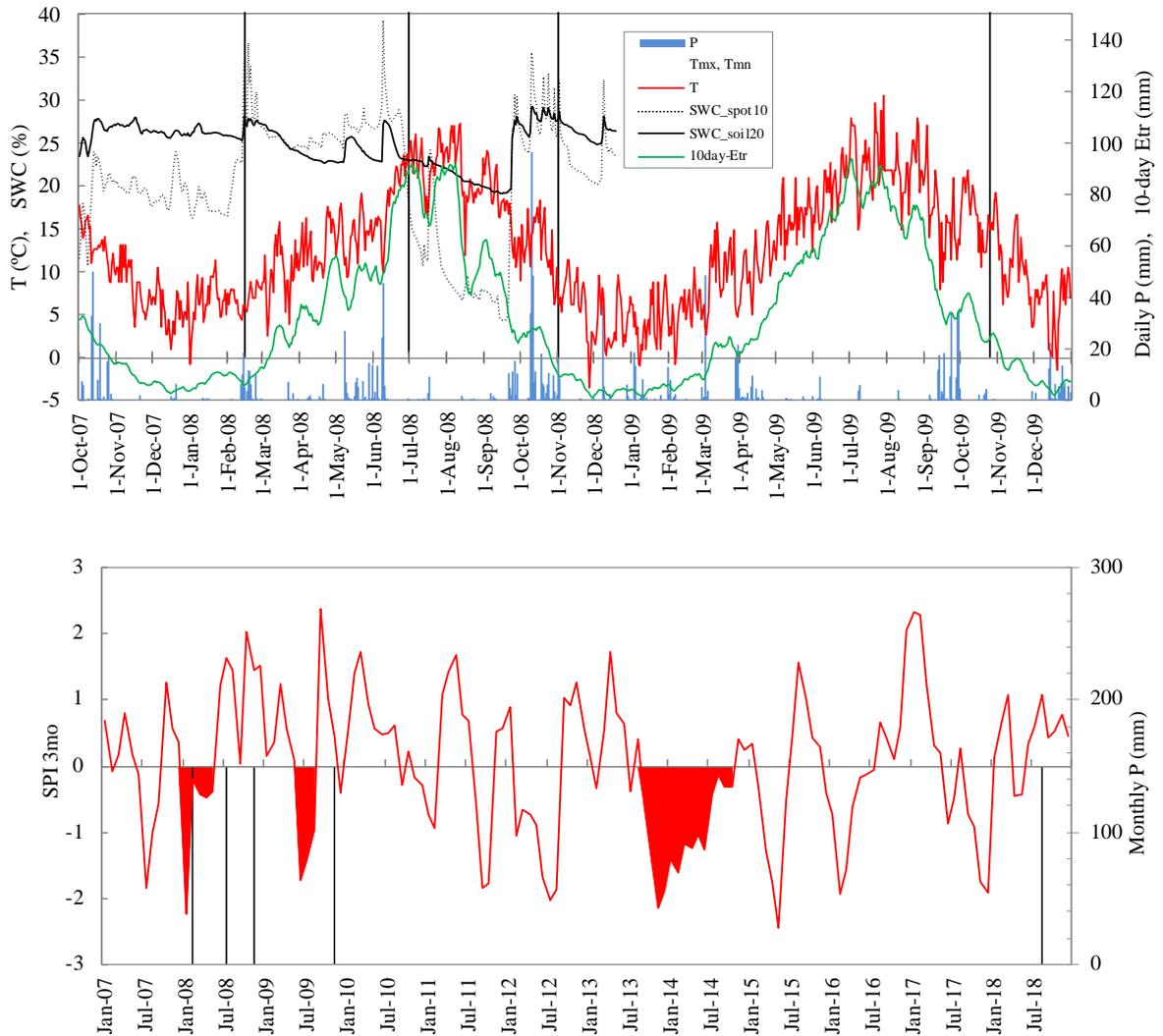


Figura 32. Variables ambientales y climáticas durante los dos primeros años (arriba) y 10 años del período de estudio (abajo): precipitación diaria (arriba) y mensual (abajo) (P, mm), temperatura diaria máxima, mínima y promedio (Tmx, Tmn y T respectivamente), evapotranspiración diaria (Etr, mm), contenido de agua del suelo tanto en el suelo no perturbado como en el lugar de plantación (SWC,%) y el valor de 3 meses del índice de sequía SPI (las áreas rojas indican la sequía más severa entre dos evaluaciones consecutivas). Las líneas negras verticales indican las fechas de las evaluaciones. Los gráficos detallados se presentan como Figura 33

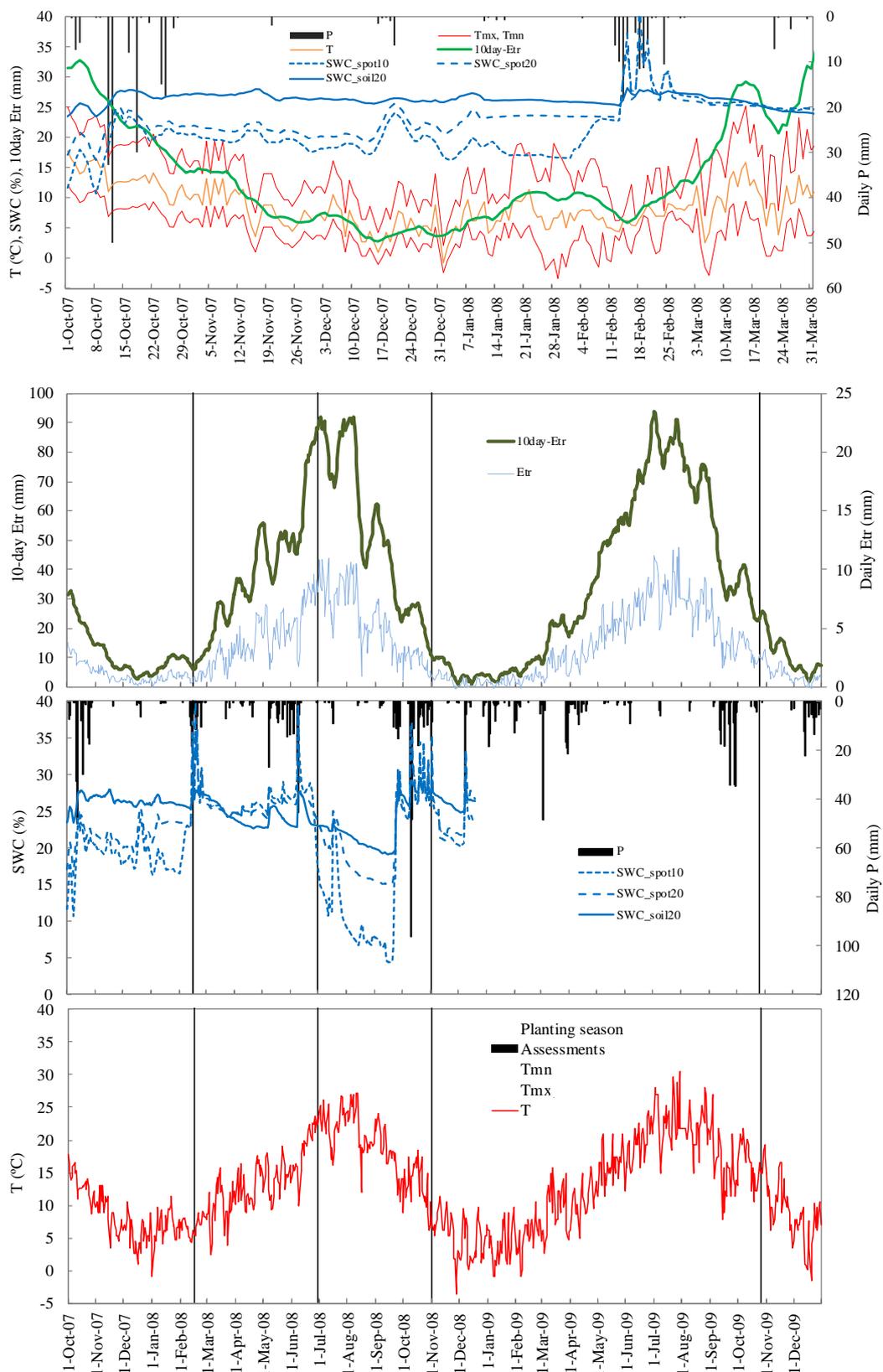


Figura 33. Variables ambientales y climáticas durante los primeros seis meses (arriba) y 27 meses del período de estudio (3 paneles inferiores). Precipitación diaria (P, mm), temperatura diaria máxima, mínima y media (Tmx, Tmn y T respectivamente), evapotranspiración diaria y acumulada de 10 días (Etr, mm) y contenido de agua del suelo tanto de la mancha de plantación (10 y 20 cm) (SWC,%). Las líneas negras verticales indican las fechas de evaluación.

4.3.2 Establecimiento de la plantación a lo largo del tiempo: mortalidad y crecimiento

Excluyendo los tres bloques experimentales (donde todas las especies están igualmente representadas), los porcentajes observados para las siete especies plantadas en las 89 parcelas han sido muy cercanos a los previstos en el proyecto (los valores muestreados fueron 46.4, 42.1, 5.8, 3.9, 1.1, 0.3 y 0.4% para PIPR, PIHA, QUIL, QUFA, ARUN, FROR y JUPH respectivamente, mientras que los porcentajes de diseño eran 46.2, 41.4, 6.4, 4.6, 0.5, 0.3 y 0.6% respectivamente), lo que valida el muestreo logrado en este trabajo.

La mortalidad total (incluyendo todas las especies) de la repoblación ha aumentado progresivamente desde la segunda evaluación en junio de 2008 ($3,6 \pm 4,5\%$) hasta la quinta, en julio de 2018 ($82,6 \pm 13,3\%$; $25,9 \pm 17,6\%$ en noviembre de 2008 y $52,6 \pm 21,5\%$ en noviembre de 2009) (Figura 34). La mortalidad ha variado ampliamente entre especies, y tanto la sabina como el pino carrasco han mostrado una mortalidad por debajo del promedio desde el primer año, mientras que quercíneas y pino marítimo han estado por encima del promedio desde el comienzo de la plantación (Figura 34). El fresno de flor y el madroño han mostrado un establecimiento relativamente bueno hasta el segundo año, pero la mortalidad ha aumentado drásticamente para ambas especies en la medición final en 2018 (Figura 34).

Junto con la variabilidad temporal, la mortalidad de las plantaciones también ha mostrado una marcada variabilidad espacial a lo largo de la superficie de repoblación (Figura 35), sin patrones espaciales claros; con la excepción de una franja central en la cuarta evaluación donde se vislumbra una mayor mortalidad, aunque ha desaparecido en la última evaluación (Figura 35 centro y derecha). El ecotopo IIa ha registrado la mayor mortalidad en los dos primeros años (35% y 60% en 2008 y 2009 respectivamente), mientras que el ecotopo IIIa ha oscilado entre el 9% (2008) y el 39% (2009). Después de diez años, la mortalidad en todos los ecotopos ha estado entre 80-87% excepto en el ecotopo I, con 70% de plantas muertas.

Las cifras generales presentadas anteriormente son, de hecho, una combinación del establecimiento observado para las dos especies principales, es decir, el pino marítimo y el pino carrasco. Ambas especies han mostrado una mortalidad similar al final del primer año, pero a partir de entonces su tendencia de mortalidad ha divergido notablemente (Figuras 32 y 33).

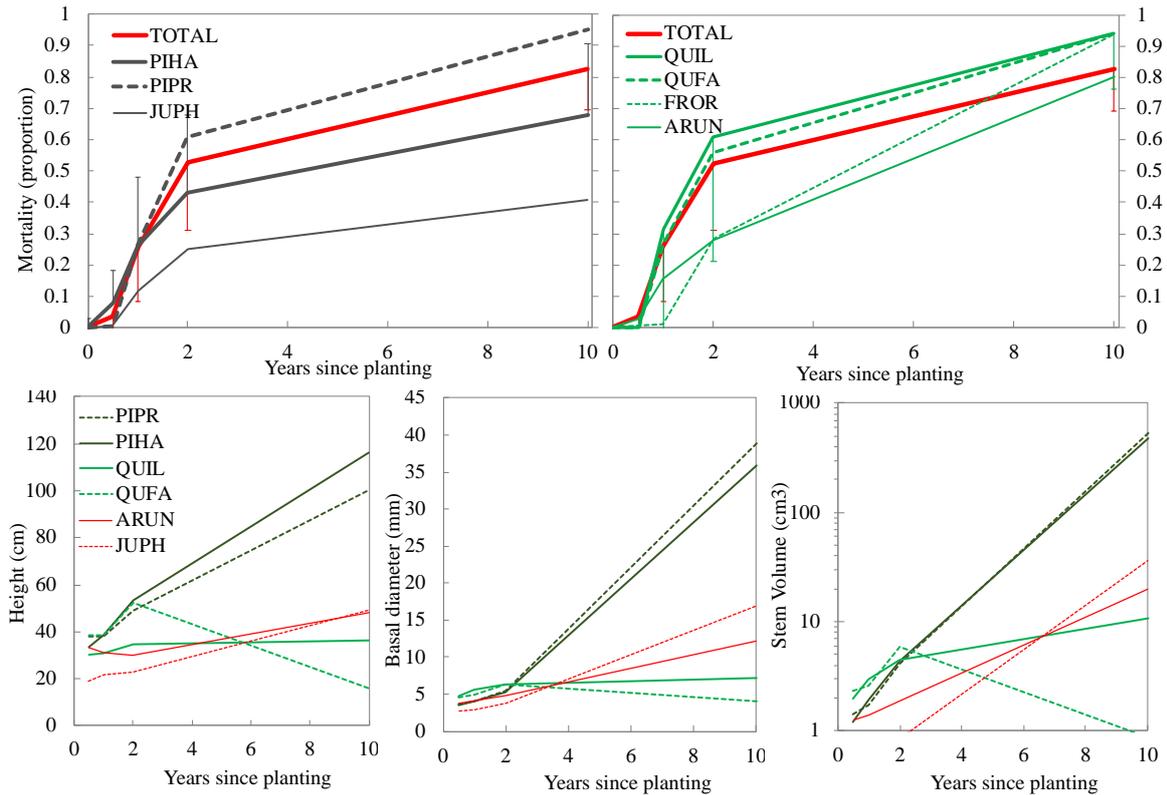


Figura 34. El establecimiento de las plantaciones a lo largo del período de 10 años en las cinco evaluaciones realizadas se presenta como proporción de la mortalidad en coníferas (arriba a la izquierda) y especies de frondosas (arriba a la derecha), y como crecimiento en altura, diámetro basal y volumen del tallo (abajo). Pino carrasco (PIHA), Pino marítimo (PIPR), Sabina negra (JUPH), Encina (QUIL), Quejigo (QUFA) y Madroño (ARUN) y Fresno de flor (FROR). Las barras corresponden a desviaciones estándar (presentadas solo en mortalidad para Total, pino carrasco y encina por simplicidad).

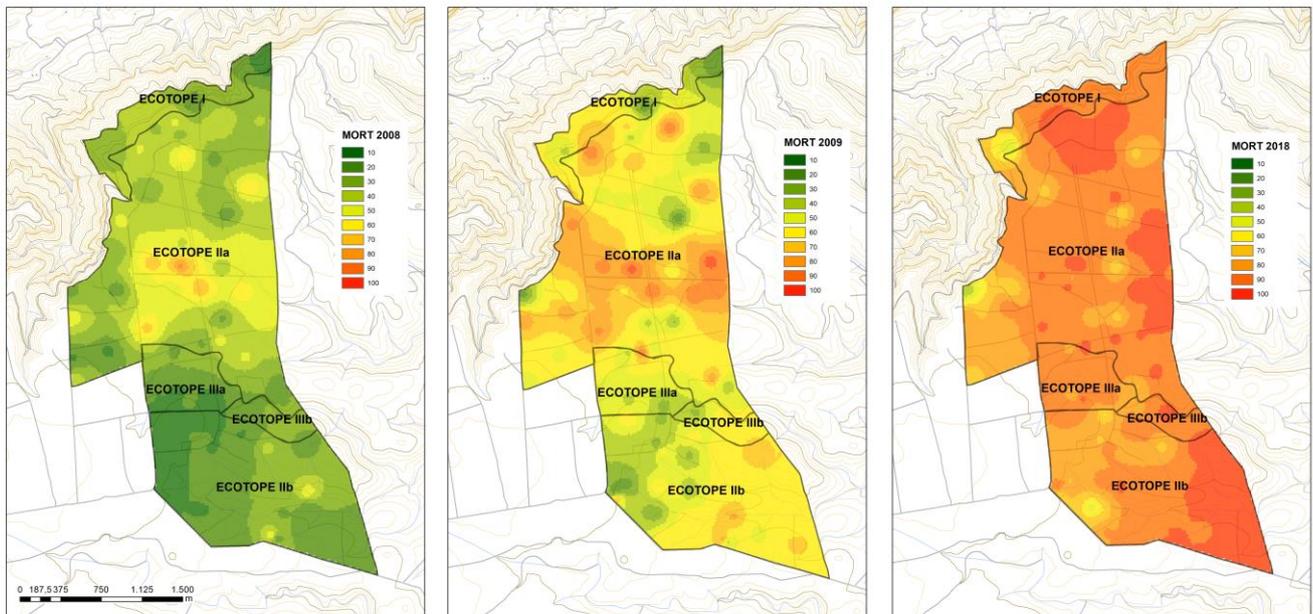


Figura 35. Representación espacial de la mortalidad total (%) promediada entre especies según las evaluaciones realizadas después del primer (izquierda), segundo (centro) y décimo (derecha) año de trasplante. Los puntos representan la red de parcelas (parcelas de control, parcelas de contraste y bloques experimentales) distribuidas dentro de los cinco ecotopos del proyecto.

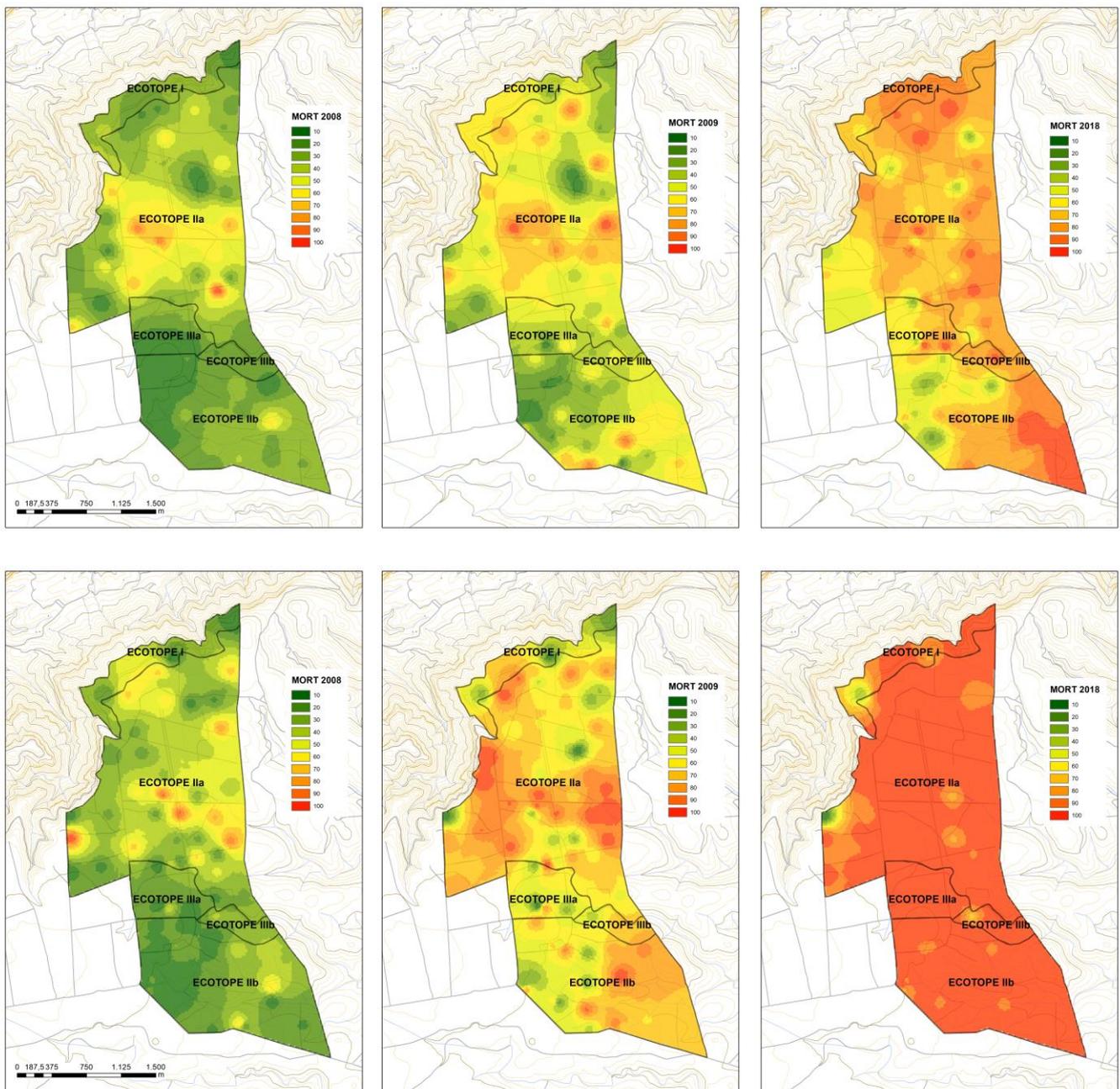


Figura 36. Representación espacial de la mortalidad de plantaciones (%) para pino marítimo (arriba) y pino carrasco (abajo) en las evaluaciones realizadas después del primer (izquierda), segundo (centro) y décimo (derecha) año de trasplante. Los puntos representan la red de parcelas distribuidas en los cinco ecotopos del proyecto.

El resultado respecto al crecimiento se ha evaluado en un subconjunto de 31 parcelas. Ambos pinos han mostrado el mayor incremento de crecimiento independientemente de la variable considerada (Figura 34), aunque el incremento en el volumen del tallo al final del estudio ($> 450 \text{ cm}^3$ en promedio) se destaca por encima del valor de las otras variables y especies, especialmente después del segundo año. Todas las frondosas y la sabina (no se ha encontrado fresno en esta submuestra) han mostrado tasas de crecimiento más bajas que los pinos y, en algunos casos, el valor de 10 años fue menor que en el momento de la plantación, como se ha observado para los *Quercus sp.* Este patrón indica que las plántulas han ido muriendo por su parte superior (es decir, cambiando el tamaño de la parte aérea) o que solo las plántulas más pequeñas han sobrevivido dentro de la muestra (reduciendo así el promedio de la muestra).

4.3.3 Importancia relativa de los factores técnicos y ambientales en el establecimiento

Tanto las variables técnicas como las ambientales se han correlacionado significativamente con la mortalidad de la plantación, ya sea en los análisis de un solo año (2008, 2009 y 2018) o para la tendencia de 10 años (2008 a 2018) (Figura 37). En general, las variables técnicas han estado más correlacionadas con la mortalidad en las mediciones iniciales y no han mostrado cambios de signo de su correlación, independientemente del año o lapso considerado. Vale la pena destacar algunas correlaciones: cuanto mayor es la proporción de pino marítimo en una parcela, mayor es la mortalidad, y algo similar se puede decir del tubo protector (especialmente para pino carrasco). También destaca el mayor número de correlaciones significativas con variables técnicas en pino marítimo que en pino carrasco. Hay que mencionar la relación positiva entre la humedad del suelo a poca profundidad en el momento de la plantación (en el hoyo) y la mortalidad. En esta línea, las variables meteorológicas en el momento de la plantación han mostrado signos contraintuitivos en sus correlaciones (por ejemplo, humedad relativa, temperatura, evapotranspiración y lluvia, Figura 37). Las correlaciones con el SVI destacan cuando se considera la escala temporal, es decir, la tendencia temporal de la mortalidad está bien correlacionada con su variación temporal. La variación espacial del SVI a lo largo de la plantación también se ha correlacionado con la mortalidad en las mediciones de un solo año, aunque con signos alternos entre la medición inicial y la última. Finalmente, el índice de sequía (SPI), que solo tiene variación temporal (mismo valor para todas las parcelas en una misma fecha),

se ha correlacionado fuertemente con la evolución temporal de la mortalidad ($r = -0,72$; $p < 0,01$)

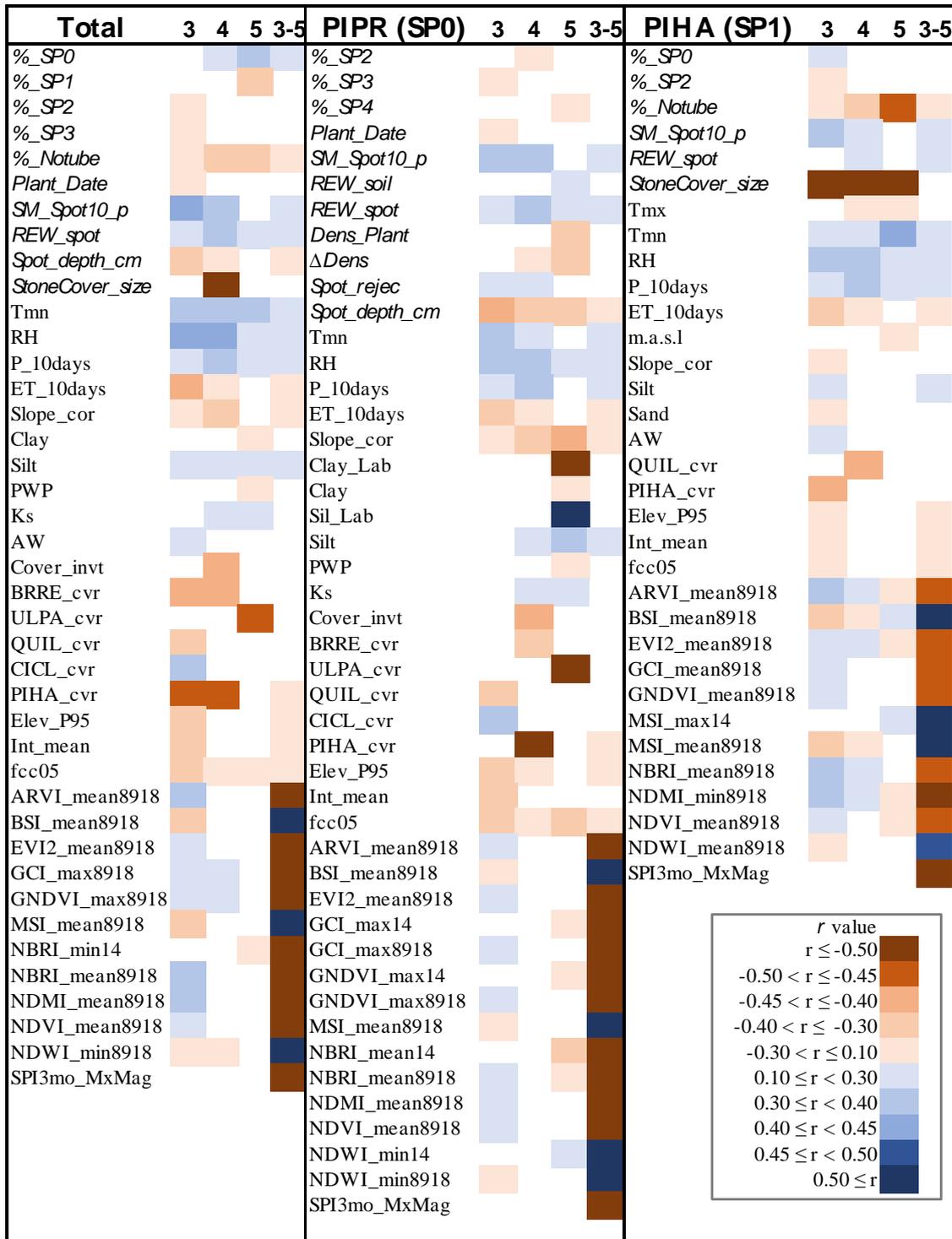


Figura 37. Correlaciones significativas de diferentes variables de plantación (antropogénicas, en cursiva y ambiental) con la mortalidad de las plantas después del primer año 2008 (3), el segundo año 2009 (4), el décimo año 2018 (5) y para el período de diez años (3-5). Las cifras que siguen a un SVI se refieren al año (8: 2008; 9: 2008; 14: 2014; 18: 2018. Los valores de 2014 se consideraron en la evaluación de mortalidad de 2018 solo si agregaban información no redundante).

Los modelos BRT para evaluar la RI de los factores y variables involucradas en el establecimiento de la plantación, han dado correlaciones de validación cruzada por encima de 0.56 en todos los casos y correlación de datos de entrenamiento generalmente por encima de 0.90 (Tabla 26). En todos los casos, el resultado de los modelos ha mejorado al considerar el período completo de 10 años. En el análisis de la mortalidad, el valor de su primer año (25%) se explica igualmente por factores técnicos y ambientales, con una importancia relativa ponderada (RI) de 33 y 38% respectivamente (Figura 38). La zonificación (ecotopos, 16%) y la ejecución del proyecto (fecha de plantación, densidad de plantación y humedad del suelo en el momento de la plantación, han acumulado una RI de 8,6%) han sido los factores técnicos más involucrados en el establecimiento inicial (Tabla 27). Sin embargo, para el segundo año, su importancia se ha reducido a la mitad (16,5%) y aún más, al 12%, después de diez años, cuando la mortalidad total ha estado en 82%. En estos casos, la zonificación se ha mantenido como el predictor más influyente de este conjunto, dada la mayor mortalidad observada en los ecotopos IIa y IIb (Figuras 35 y 38).

Por un lado, en el conjunto ambiental, los factores meteorológicos han presentado valores modestos de RI (oscilan entre el 5% y el 10%) estando entorno al 6% al final del seguimiento (Figura 38). La P de 10 días y la HR del día de plantación han sido los predictores más seleccionados, destacando un patrón contradictorio entre lluvia y mortalidad (relación directa, Figura 41). Por otro lado, los factores relacionados con el sitio o ecológicos han mostrado mayor RI que los técnicos independientemente de la fecha y el análisis realizado (en el total, pino marítimo y pino carrasco, Figura 38). Dentro de los diferentes subfactores, las variables del suelo (por ejemplo, la profundidad del suelo y el contenido de arena) han tenido más importancia en la medición del primer año, mientras que los índices SVI mucho más RI con los años, dada su variación temporal, de la que carecen otras variables. Se puede destacar en el pino marítimo, por ejemplo, el papel de predictores específicos relacionados con el suelo, como la profundidad del suelo, que debe estar por encima del umbral 30-35 cm para que exista una mejora de la supervivencia (gráficas de dependencia parcial, Figura 41). Con el tiempo, los SVI han ido ganando RI, mientras que el resto de los factores lo ha ido perdiendo progresivamente a pesar del mayor ajuste de los modelos obtenidos (Figura 38).

Los SVI seleccionados en los modelos difieren entre las evaluaciones del segundo y el décimo año, con índices como BSI y MSI (con una interpretación invertida en relación con los índices tipo NDVI) que han tenido más importancia en 2009 (año húmedo). Por otro lado, los índices del tipo NDVI (NBRI, ARVI, EVI2), han tenido mayor importancia al final del estudio, después de la severa sequía (Tabla 27). Este patrón también se ha observado para las correlaciones lineales, como se ha mencionado anteriormente (Figura 37).

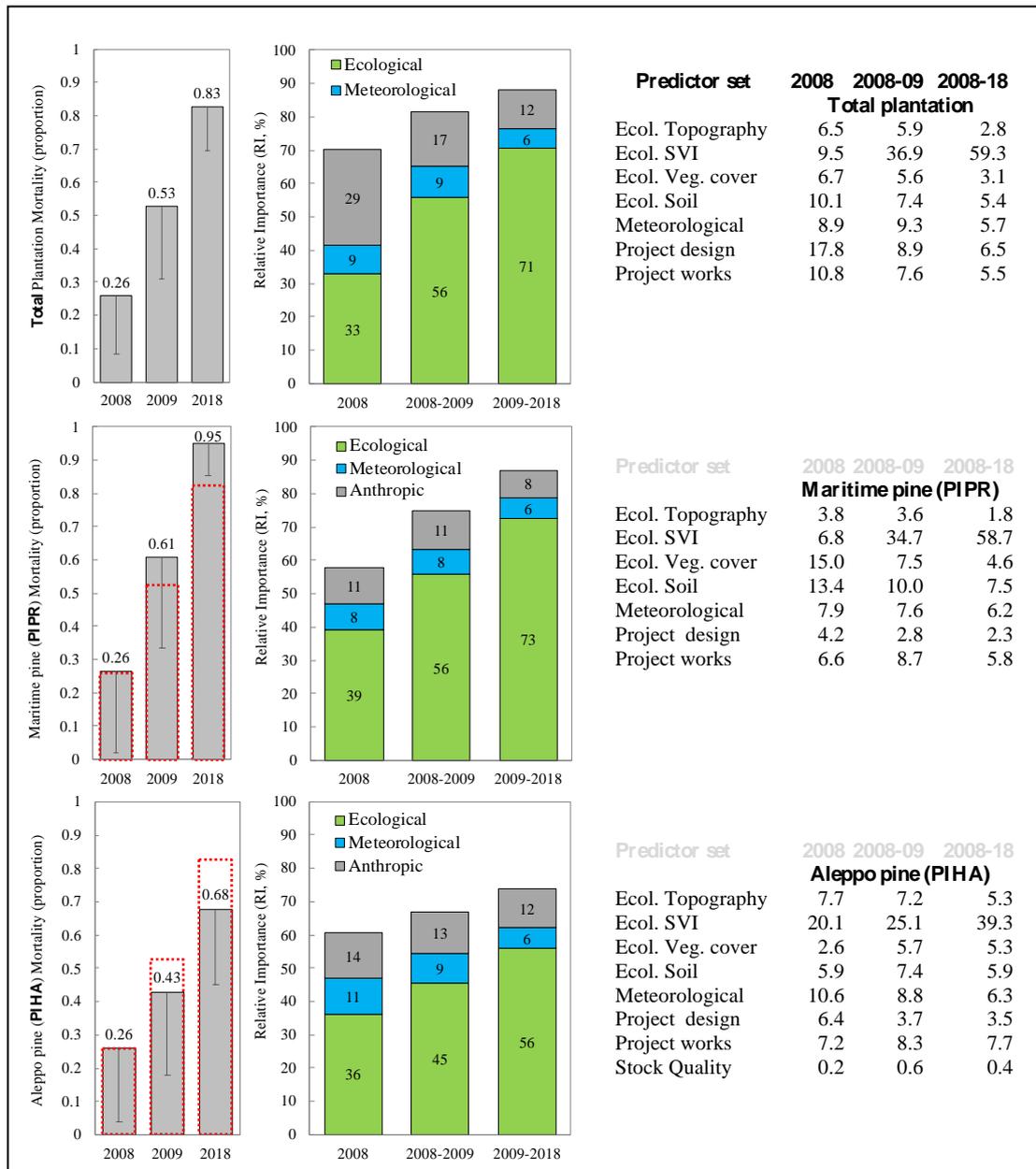


Figura 38. Importancia relativa (valores ponderados, %) que los diferentes factores/subfactores (o conjuntos de predictores) han tenido sobre la mortalidad de la plantación (representados a la izquierda). Los resultados se presentan para diferentes evaluaciones temporales (2008, 2008-09 y 2008-18) y para la mortalidad total de la plantación (arriba) o para las principales especies del proyecto (PIPR, centro y PIHA, abajo).

Las variables de crecimiento también han mostrado una mayor dependencia de los factores ecológicos relacionados con el sitio que de otros factores (Figura 39). La especie y el tiempo transcurrido desde plantación han cobrado mayor importancia en el crecimiento de la repoblación, sumando entre el 10% y el 22% de la RI, según la variable y el lapso que se considere. Destaca una RI más alta de la especie que del tiempo en el crecimiento en altura, incluso hasta medio plazo (gráficas de dependencia parcial, Figura 42). La RI de la ejecución sobre el crecimiento ha estado dispersa entre muchas variables diferentes con poca contribución individual (menos del 2% en cualquier caso). Se puede hacer un juicio similar para las variables de suelo, topografía y cobertura vegetal, con la altura del matorral preexistente con un valor de RI máxima de solo el 3% sobre el crecimiento inicial del diámetro. Por el contrario, los SVI han demostrado ser muy importantes para explicar el crecimiento de la plantación, especialmente EVI2 y GCI, con ARVI y NBRI siguiéndoles en el RI acumulado (Figura 42). Es notable que, en la mayoría de los casos, la relación entre estos índices y el crecimiento refleja un efecto de competencia, donde los valores más bajos indican un menor crecimiento de las plantas (especialmente en 2008-2009, donde, por ejemplo, el crecimiento del volumen se vio afectado principalmente por los valores de EVI2 por debajo de 0.4; gráficos de dependencia parcial, Figura 42).

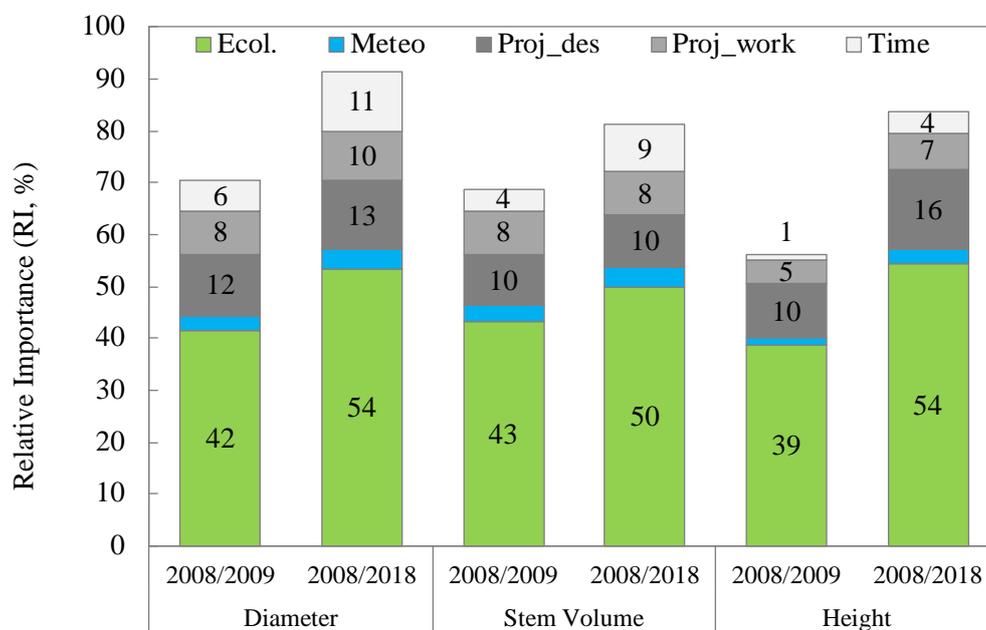


Figura 39. Importancia relativa (IR,%) de diferentes conjuntos de factores sobre el diámetro, el volumen del tallo y la altura a principios (2008-2009) y a medio plazo (2008-2018), según se obtiene de los modelos BRT. La dependencia parcial de los 4 predictores de mayor rango (mayor importancia relativa en los modelos BRT) se presenta en la Figura 42.

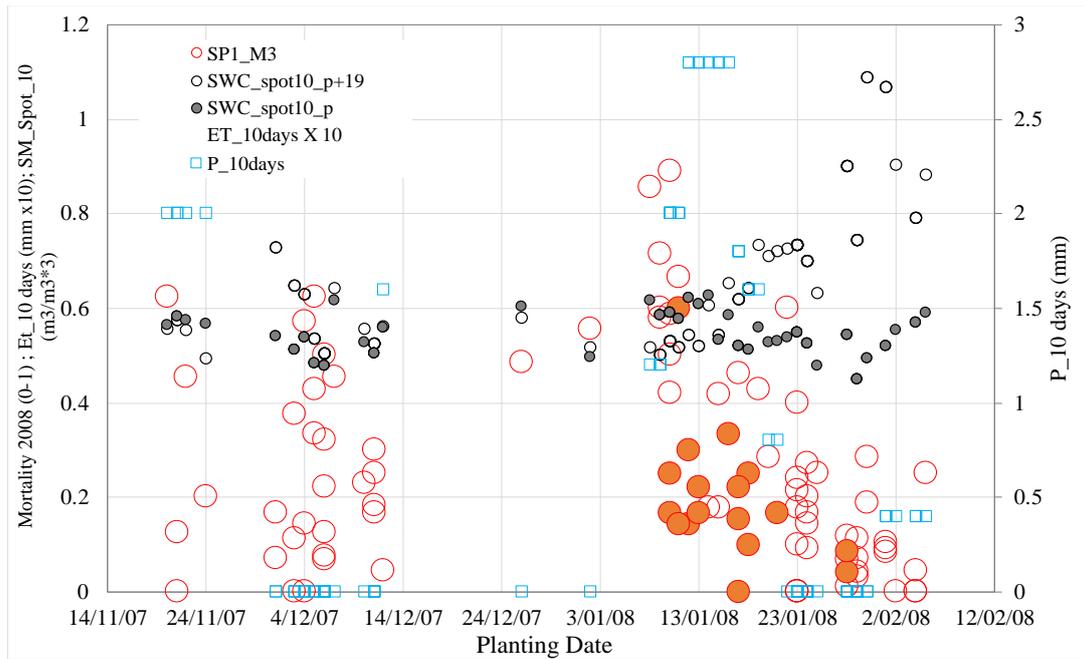


Figura 40. Avance temporal de la siembra en cada una de las 92 parcelas de muestreo (eje x) que muestra la mortalidad del pino carrasco durante el primer año (SP1_M3, eje y izquierdo). Las parcelas plantadas por las cuadrillas FSA y MFB se muestran como puntos grandes sólidos y sombreados en rojo, respectivamente. También se muestran la humedad a poca profunda del suelo en el lugar de plantación, ya sea en la fecha de plantación (puntos pequeños sólidos) o 19 días después (puntos pequeños vacíos) y la precipitación acumulada (cuadrados azules) y la evapotranspiración (asteriscos verdes) en diez días. Hay que tener en cuenta que las unidades de humedad del suelo y evapotranspiración se han reescalado como se indica en el ejes y.

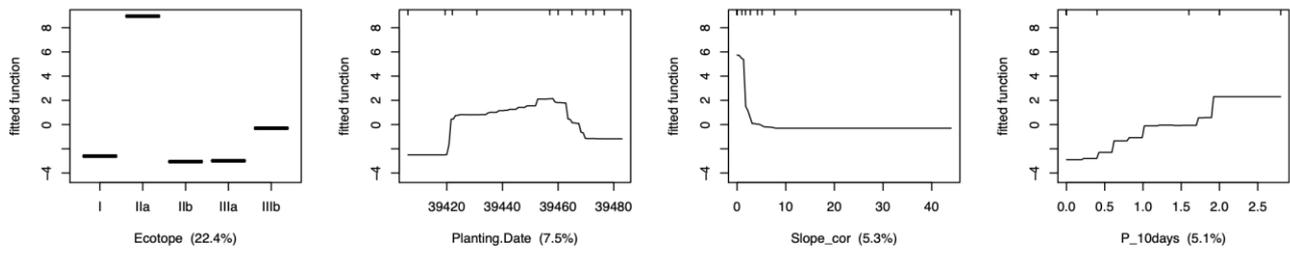
Tabla 26. Resumen de los modelos Boosted Regression Trees (BTR) ajustados para la mortalidad y el crecimiento de las plantaciones para todas las especies juntas y por separado para ambos pinos (PIPR y PIHA), como especies principales. La mortalidad se ha modelado al final del primer (2008), segundo (2008-09) y décimo año (2008-18). Se modeló el crecimiento en altura (H), diámetro (D) y volumen del tallo (Vol.) para los dos primeros años (2008-09) y para todo el período (2008-2018). En BRT, la medida del ajuste del modelo es el % total de desviación explicada y el rendimiento predictivo del modelo (el coeficiente de correlación de validación cruzada media (c-v) de los valores observados frente a los predichos después de 10 ciclos). se: error estándar de los coeficientes.

	Modelo	Arboles (No.)	Desviación media total	Desviación residual media	Desviación estimada de la validación cruzada (se)	Correlación de entrenamiento de los datos	Correlación de validación cruzada (se)
Total	Mortalidad 2008	3150	303.3	1.88	177.7(35.6)	0.99	0.70(0.05)
	Mortalidad 2008-09	3300	556.4	0.19	192.5(24.8)	1.00	0.82(0.02)
	Mortalidad 2008-18	2450	851.2	3.85	192.5(14.3)	0.99	0.88(0.01)
PIPR	Mortalidad 2008	4500	0.058	0.017	0.043(0.009)	0.90	0.58(0.09)
	Mortalidad 2008-09	2250	0.095	0.001	0.044(0.004)	0.99	0.75(0.023)
	Mortalidad 2008-18	1450	0.126	0.003	0.032(0.003)	0.99	0.87(0.016)
PIHA	Mortalidad 2008	2050	0.049	0.005	0.033(0.005)	0.97	0.61(0.05)
	Mortalidad 2008-09	2000	0.063	0.005	0.037(0.005)	0.97	0.67(0.033)
	Mortalidad 2008-18	2100	0.084	0.002	0.039(0.003)	0.99	0.74(0.016)
Total	Crecim. D. 2008-09	700	0.977	0.56	0.705(0.037)	0.82	0.71(0.043)
	Crecim. D. 2008-18	1300	9.88	1.93	2.67(0.23)	0.94	0.92(0.011)
	Crecim. Vol. 2008-09	850	1.51	0.85	1.02(0.07)	0.76	0.69(0.032)
	Crecim. Vol. 2008-18	1200	152.3	47.48	58.64(11.06)	0.80	0.81(0.032)
	Crecim. H 2008-09	750	175.18	82.6	120.8(9.81)	0.74	0.56(0.031)
	Crecim. H 2008-18	3750	24.93	10.2	13.1(0.27)	0.90	0.84(0.019)

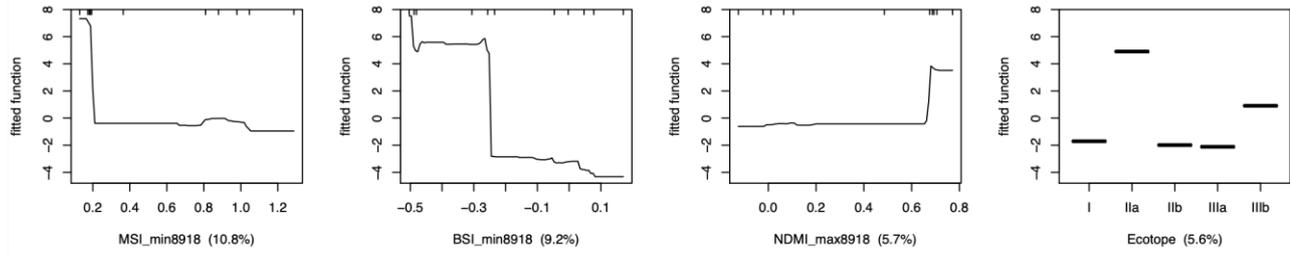
Tabla 27. Importancia relativa (RI, %) de los predictores mejor clasificados (RI > 5%) en los modelos BRT ajustados para mortalidad (Tabla 26) después de uno (2008), dos (2008-09) y décimo año (2008- 18) de la plantación. RIw representa el RI ponderado con la correlación de validación cruzada.

Mortalidad	2008			2008-2009			2008-2018		
	Predictor	RI	RIw	Predictor	RI	RIw	Predictor	RI	RIw
TOTAL	Ecotope	22.4	15.8	MSI_min	10.8	8.8	NBRI_max	19.7	17.4
	Plant_date	7.5	5.3	BSI_min	9.2	7.5	ARVI_min	13.7	12.1
	Slope	5.3	3.7	NDMI_max	5.7	4.6	EVI2_min	6.7	5.9
	P_10days	5.1	3.6	Ecotope	5.6	4.6			
PIPR (SP0)	Soil_depth	17.0	9.8	MSI_min	7.0	5.3	EVI2_min	15.0	13.0
	Ecotope	6.9	4.0	BSI_min	6.3	4.7	NBRI_max	9.7	8.4
	Elev_P95 (09)	6.9	4.0	Soil_depth	6.0	4.5	MSI_max	7.5	6.5
	Elev_P95 (15)	6.2	3.6	NBRI_max	5.7	4.3	ARVI_min	6.8	5.9
				EVI2_min	5.7	4.2			
PIHA (SP1)	Ecotope	8.7	5.3	MSI_min	6.0	4.0	ARVI_mean	10.6	7.8
	Slope	6.5	3.9	Slope	5.2	3.5	ARVI_min	7.5	5.6
	m.a.s.l.	5.9	3.6	RH	5.1	3.4			
	T	5.5	3.3						
	RH	5.2	3.2						

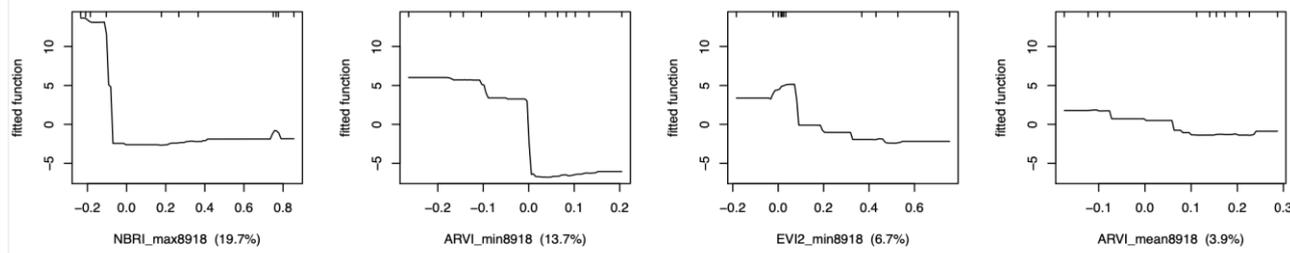
Mortalidad total 2008



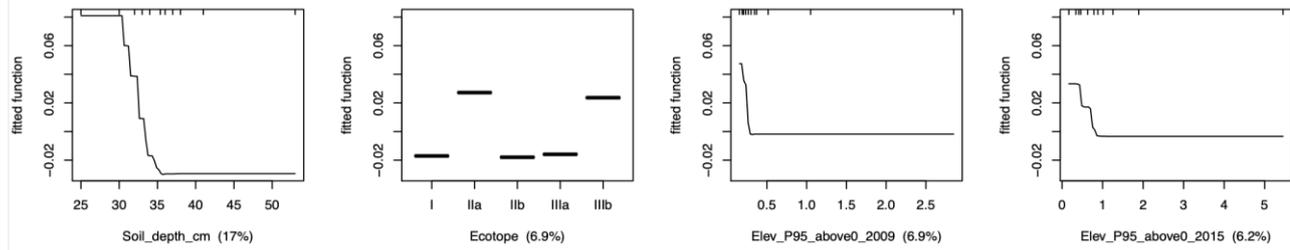
Mortalidad total 2008-2009



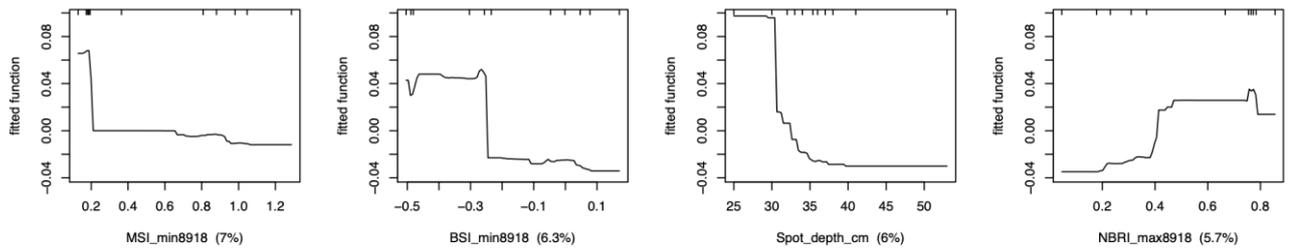
Mortalidad total 2008-2018



Mortalidad PIPR 2008



Mortalidad PIPR 2008-2009



Mortalidad PIPR 2008-2018

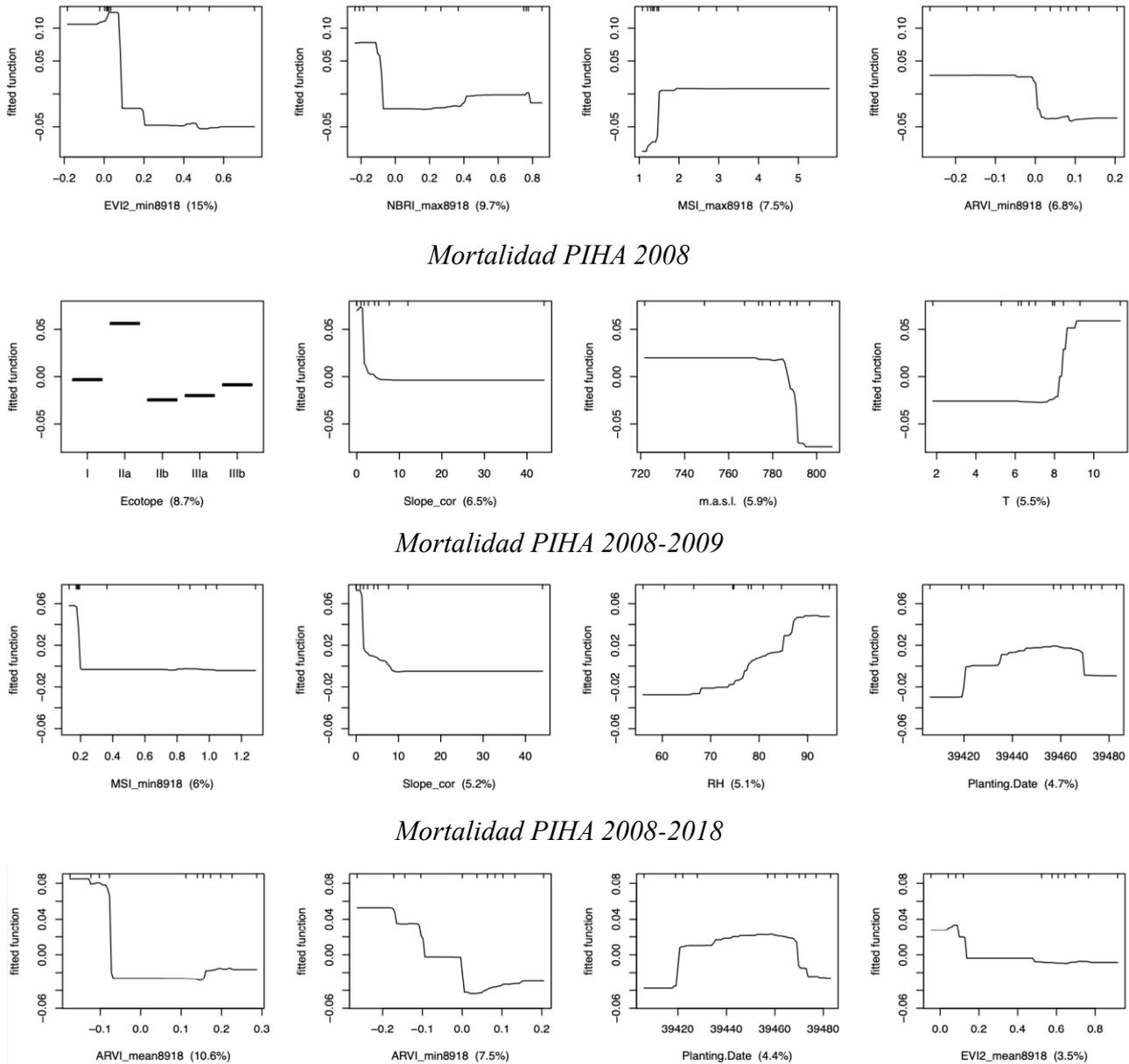
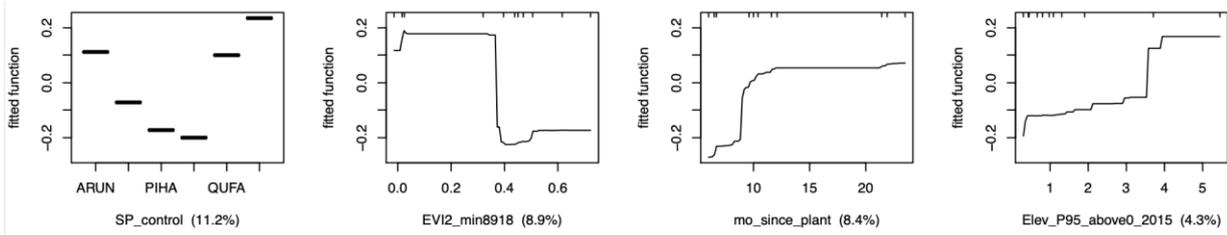
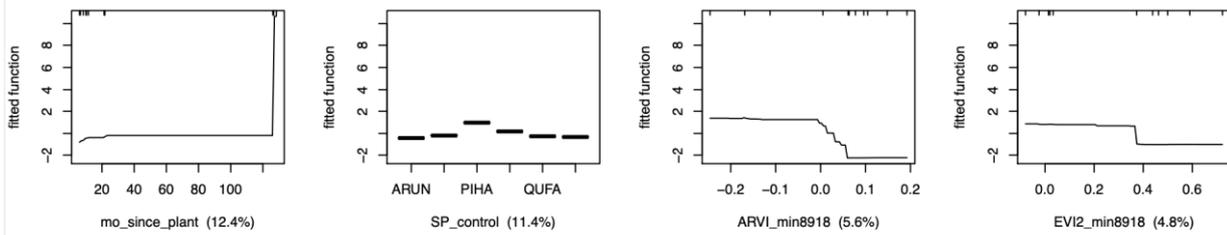


Figura 41. Gráficas de dependencia parcial (PDP) de los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) sobre la mortalidad de las plantaciones (2008, 2008-2009 y 2008-2018). El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de logit (p) del valor de respuesta pronosticado medio) en todas las gráficas para hacer que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con casi ningún dato. Los porcentajes de RI no están ponderados.

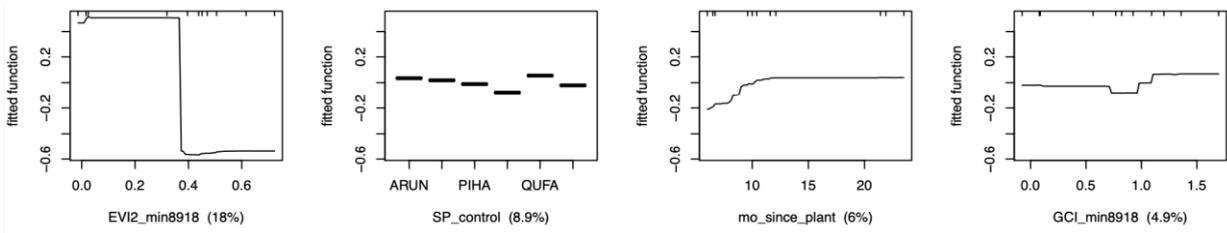
Crecim. Diámetro 2008-2009



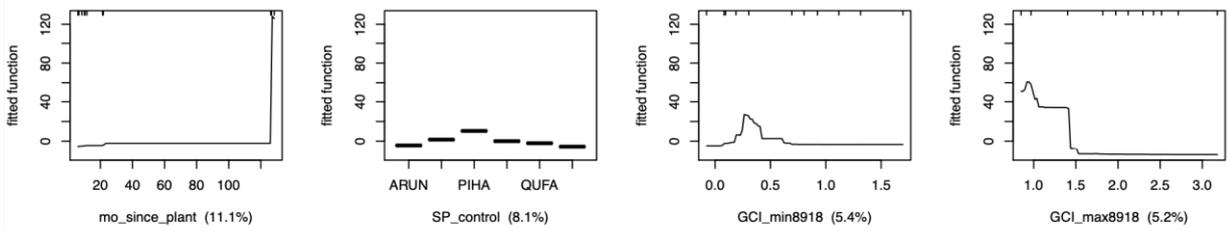
Crecim. Diámetro 2008-2018



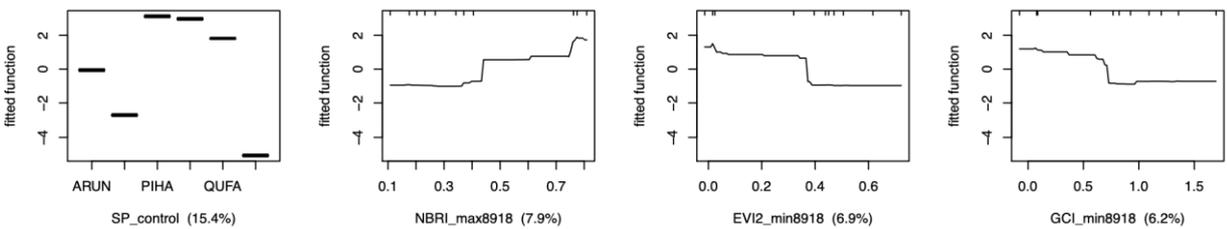
Crecim. Volumen 2008-2009



Crecim. Volumen 2008-2018



Crecim. Altura 2008-2009



Crecim. Altura 2008-2018

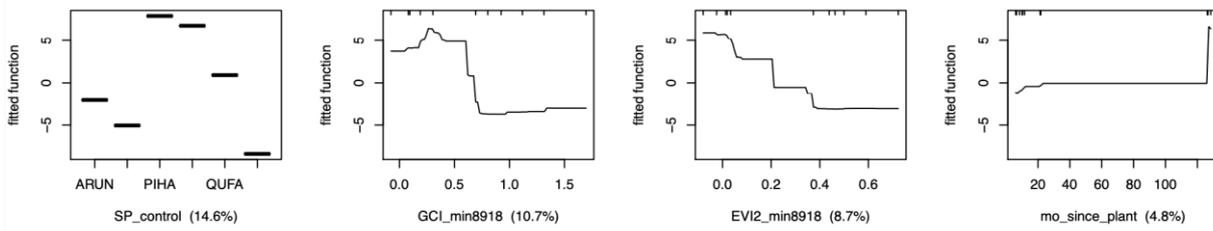


Figura 42. Gráficas de dependencia parcial (PDP) de los 4 predictores mejor clasificados (mayor importancia relativa en los modelos BRT) en el resultado de crecimiento inicial de plantación (2008-2009) y medio (2008-2018): crecimiento en diámetro, altura y volumen. El eje Y está centrado para tener una media cero sobre la distribución de datos y abarca el mismo rango (en unidades de desviación estándar del valor medio de respuesta previsto) en todas las gráficas para que la magnitud de los efectos sea comparable entre los predictores. Los ejes X muestran diagramas de alfombra que visualizan la distribución del espacio de datos respectivo en deciles, para evitar sobreinterpretar regiones con casi ningún dato.

4.4 Discusión

4.4.1 Caso de estudio de la Muela de Cortes: complejidad de un proyecto real de reforestación

En este trabajo el caso de estudio seleccionado representa un ejemplo de un proyecto de reforestación típico en montes mediterráneos, y está en línea, tanto con el procedimiento técnico como con el contexto ambiental donde suelen enmarcarse estos proyectos (Vadell et al., 2016). La complejidad intrínseca en proyectos reales como este puede dificultar la implementación de mejoras en programas de repoblación forestal (Le et al., 2014). La mayor parte de la literatura científica se concibe dentro de un marco experimental en el que se controlan o neutralizan algunos factores importantes del establecimiento de las repoblaciones. Sin embargo, en proyectos reales, hay una conjunción de factores antropogénicos y ambientales que interactúan profundamente y se retroalimentan y hacen imposible dicho control: estipulaciones del proyecto (acuerdo técnico entre el contratista y el promotor), manejo del personal, trabajos en áreas grandes con condiciones de sitio variables, diferentes acciones/obras a ejecutar en espacios de tiempo reducidos, incertidumbre climática, etc. En este sentido, presentar y discutir los resultados específicos de este caso de estudio solo son relevantes en su escala local (tanto técnica como ambiental) y de acuerdo con los objetivos de este trabajo, consideramos más fructífero fundamentar esta discusión sobre cómo la metodología de evaluación implementada en este trabajo tiene el potencial de mejorar los resultados de reforestación, al facilitar la identificación y comprensión de los puntos clave que deben abordarse en toma de decisiones técnicas para mejorar el éxito y el futuro de las repoblaciones. Como se indica en la introducción de este trabajo

(Kankaanhuhta et al., 2010 y referencias en el mismo), el método de evaluación se basa en tres niveles jerárquicos para lograr una mejora continua en los resultados del programa: resultados finales, comportamiento y aprendizaje.

4.4.2 Resultados finales: alta mortalidad de la plantación

Los resultados de este estudio se han analizado para dos ventanas de tiempo diferentes. En el corto plazo (fase de establecimiento), cuando las limitaciones meteorológicas fueron casi ausentes (solo una sequía breve y aguda entre abril y agosto de 2009), la mortalidad se puede juzgar como de media a alta, con aproximadamente un porcentaje del 25% del total de la repoblación en el primer año y más de la mitad en el segundo año. A medio plazo, esta tendencia se agravó aún más, debido a la ocurrencia de una sequía severa e insólita.

Analizando las dos especies principales, hay diferencias en cuanto a su establecimiento. En pino carrasco, la supervivencia a los 2 años de seguimiento (57%) ha mostrado la misma media general que la reportada para la especie en condiciones similares (del Campo et al., 2007), aunque los resultados de crecimiento han sido diferentes (53 cm y 5,3 mm para la altura y diámetro total a los dos años) con respecto al citado trabajo (medias totales de 24,7 cm y 5,5 mm para la altura y diámetro a los 2 años). A medio plazo, otros trabajos (Pausas et al., 2004; del Campo et al., 2008) han estudiado, tras 7.5-11 años de trasplante, supervivencias entre 40 y 65% (32% en este trabajo), y altura y diámetro basal de 2,1 m y 8,7 cm respectivamente (1,26 m y 3,6 cm en altura y diámetro respectivamente para 10 años en este trabajo). Estas cifras resaltan el mal establecimiento de la especie en esta repoblación. Un punto clave a tener en cuenta es que estos valores difieren considerablemente para la parcela experimental, donde no se ha usado tubo protector (los valores a 10 años de supervivencia, altura y diámetro fueron respectivamente: 70%, 1,4 m y 5,5 cm).

Por otro lado, el pino marítimo ha presentado resultados aún peores en comparación con la literatura (véase capítulo 2 y 3), ya que su supervivencia inicial fue solo del 39% ($50 \pm 37\%$ de media global en la literatura) y menos del 5% después de 10 años (1,0 m de altura y 3,8 cm de diámetro). Nuevamente, estos valores en el área total plantada fueron algo más bajos que en las parcelas experimentales (véase capítulo 2 y 3): supervivencia, 11%; altura, 1,1 m; diámetro, 6,2 cm.

El bajo establecimiento observado en este trabajo puede extrapolarse a programas similares en la región valenciana y otros en el este de España, donde se reforestaron 5.700 ha en 2008, en un coste promedio de 2.000 €/ha (MAPA, 2019).

4.4.3 Comportamiento: comprender el papel de los factores técnicos y ambientales en el desempeño de plantaciones

La pregunta clave que surge de esta investigación es, ¿por qué la mortalidad ha sido tan alta y cuánto de ella se puede corregir con medidas técnicas? Para responder, es necesario investigar el papel de los factores técnicos y ambientales que más impactan en la mortalidad de acuerdo con los modelos ajustados (comportamiento) y aprender a abordar dichos factores a través de medios técnicos (aprendizaje).

El ecotopo y la fecha de plantación han mostrado mayor importancia que el resto de las variables técnicas (Tabla 27). La fecha de plantación no es sino una variable transitoria que debe examinarse más a fondo para descubrir los factores subyacentes que explican su relación con la mortalidad, de modo que puedan surgir lecciones prácticas. La mortalidad de las parcelas plantadas al inicio y al final ha estado por debajo de la media (Figura 41), mientras que ésta ha estado por encima del promedio en la época central de plantación, alcanzando su punto máximo alrededor del 8 al 10 de enero de 2008. La fecha de plantación está relacionada con las condiciones ambientales (meteorología) de plantación y los factores críticos que afectan la pérdida de agua en la planta (Long et al., 1991): temperatura, humedad relativa (o déficit de presión de vapor), velocidad del viento y humedad del suelo. Así, esta variable debe abordarse juntamente con estos factores para interpretarla. Sin embargo, las correlaciones lineales (Figura 37) o las gráficas de dependencia parcial (Figura 41) muestran relaciones contradictorias entre mortalidad y meteorología (por ejemplo, RH, P_10days, ET_10days y SM_spot10_p). Una descripción detallada de la evolución temporal de todas estas variables se muestra en la Figura 8, donde se observan eventos de ligeras lluvias alrededor de mediados de enero (<3 mm en 10 días), con menos evapotranspiración en esos días de lluvia y un ligero incremento en la humedad del suelo a poca profundidad (SM_spot10_p). Ocurre que este tipo de lluvia estuvo lejos de producir una humectación generalizada y duradera en perfil del suelo lo suficiente como para mejorar el necesario crecimiento radical de un brinzal recién trasplantado (Burdett, 1990). De hecho, la pérdida de humedad del suelo fue la tónica durante la segunda mitad del período de siembra hasta febrero, cuando llegaron las lluvias más intensas (Figura 32).

En este sentido, el pico de mortalidad del 8 al 10 de enero podría estar más relacionado con el tiempo transcurrido hasta que el suelo se humectó lo suficiente que con las condiciones meteorológicas del día de plantación. Las correlaciones lineales entre la mortalidad 3 y la humedad del hoyo después de “d” días de plantar (SM_spot10_d, con d entre 1 y 22) han sido más altas para el lapso entre 17 y 20 días ($r < -0,50$ **, no mostrado). Cuando estas nuevas variables (SM_spot10_d, d=17,18,19,20) se han incluido en los modelos BRT, han acumulado una RI del 20% sobre la mortalidad del primer año (no mostrado). Por lo tanto, la capacidad de las plantas de resistir en un suelo seco hasta 20 días fue el factor que pudo haber desencadenado una alta mortalidad (ver series de humedad del suelo y mortalidad en la Figura 40).

La zonificación en rodales o ecotopos tiene como objetivo agrupar factores de sitio homogéneos (Klijn y Haes, 1994) en reforestación y que por tanto reciben el mismo tratamiento o conjunto de acciones (por ejemplo, preparación del sitio, mezcla de especies, etc.). El alto impacto del ecotopo en la mortalidad aquí se debe al hecho de que el ecotopo IIa (que incluye alrededor del 55% de las parcelas) ha superado la mortalidad promedio en los dos primeros años (la mortalidad 3 fue 35.5% en IIa vs 13.5% en promedio en los otros cuatro ecotopos). Tanto los factores técnicos como los relacionados con el sitio (o ambos) podrían estar detrás de este establecimiento tan pobre, aunque las decisiones técnicas no hayan sido tan diferentes en IIa en comparación con otros ecotopos como IIb (Tabla 23).

Los factores ecológicos, por otro lado, se han evaluado en busca de diferencias entre ecotopos; primero, se ha realizado un análisis factorial para reducir el número de variables ecológicas a 11 factores que explicaban el 89% de la varianza total. Se han realizado ANOVA paramétricos o no paramétricos en cada factor extraído categorizando por ecotopo (no mostrado). Solo el factor que integra las variables derivadas de LiDAR ha sido significativamente diferente entre IIa y IIb. Sin embargo, esas variables mostraron poca RI en los modelos BRT de mortalidad ajustados, tanto para el total de la repoblación como para el pino carrasco (en el pino marítimo, el ecotopo tuvo menos RI sobre la mortalidad) (Tabla 27, Figura 41). Un examen más detallado de las parcelas que han tenido una alta mortalidad 3 en IIa plantadas a mediados y finales de enero de 2008 muestra una mortalidad media del 44%, mientras que las parcelas plantadas en IIb en las mismas fechas han promediado solo 23% de mortalidad. La única diferencia detectada en esta submuestra de parcelas (las plantadas

del 10 al 22 de enero en IIa y IIb) fue la cuadrilla de plantación, con la cuadrilla FSA plantando IIb, mientras que la cuadrilla MFB hizo IIa (Figura 40, puntos rojos sombreados y sólidos). Esta variable no se ha asociado a la mortalidad en el análisis BRT. Pero, la prueba no paramétrica (U de Mann-Whitney) ha indicado una mortalidad 3 significativamente menor (Total, PIPR y PIHA) para FSA; y la prueba de Moses ha mostrado un rango significativamente diferente en dos variables de la calidad de plantación según cuadrilla: inclinación y firmeza del cepellón, las cuales han sido mayores en FSA (78° y 1.0 respectivamente) que en MFB (72° y 0.9). La plantación sin compactación de la tierra alrededor de la planta y los cepellones en forma de "L" (causados por el empuje de las plántulas en hoyos poco profundos) se encuentran entre las causas más importantes de la mortalidad inicial (Long, 1991). Este hecho podría ser la causa de la elevada mortalidad en IIa, un factor que solo ha aparecido bajo condiciones secas de suelo, indicando por tanto una interacción. En este trabajo, las variables de calidad de plantación se llevaron a cabo solo en 22 parcelas (submuestreando 5 plántulas por parcela, es decir, un total de 110 plántulas excavadas) y, por lo tanto, no se han incluido en los análisis de BRT debido al tamaño de la muestra. Sin embargo, de acuerdo con este razonamiento, deben considerarse en su totalidad para estudios futuros.

Otro punto que merece atención es el comportamiento diferencial entre pinos, con tasas de mortalidad muy distintas, mucho más elevadas en Pino Marítimo (PIPR) (como se muestra en capítulos 2 y 3). Los BRT han mostrado una alta RI de variables relacionadas con el suelo en el establecimiento de PIPR, especie que prefiere suelos ácidos o neutros, aunque puede tolerar suelos alcalinos cuando el sustrato contiene una gran proporción de dolomía (Ruiz de la Torre, 2006). El mapa geológico de España (IGME, 2003) muestra en esta zona zonas de transición entre micritas (calizas) y dolomías de grano grueso, lo que explicaría una mayor sensibilidad al suelo en esta especie en comparación con PIHA. La presencia de iones Mg^{+2} en la dolomía aumenta la propensión de esta roca a la meteorización debido a la mayor solubilidad del $MgCO_3$ (dolomías) en comparación con el $CaCO_3$ (calizas) (Hajna, 2003; Johnston, 1915), originándose así suelos más profundos. En este aspecto, la profundidad de suelo ha sido la variable con una mayor RI en la mortalidad de PIPR 3 (Tabla 27). De la misma manera, el proceso de meteorización origina suelos arcillo-limosos con contenidos arcillosos que generalmente aumentan con la profundidad (Durn, 2003), lo que se ha

correlacionado positivamente con la mortalidad (Figura 37). Estos hechos explicarían las diferencias específicas en las propiedades del suelo presentes en esta repoblación y sugerirían una mayor marginalidad del hábitat para PIPR.

Otros aspectos técnicos correlacionados negativamente con la mortalidad (especialmente en el pino carrasco) han sido la ausencia de tubo protector y la presencia de castillete alrededor de la plántula (Figura 37). La última variable (muestreada solo en un número limitado de parcelas) está relacionada con la humedad del suelo, cuyas implicaciones ya se han discutido anteriormente. El tubo protector, sin embargo, tiene un aspecto ecológico distinto, ya que el tubo intercepta la radiación teniendo un impacto negativo en el crecimiento de las raíces en especies heliófilas, como el pino carrasco (Puértolas et al., 2010; Padilla et al., 2011). Las diferentes tasas de supervivencia entre la parcela experimental (plantada sin tubos) (véase capítulos 2 y 3) y la repoblación general después de los 10 años, (Figura 37) nos han llevado a dudar sobre esta variable. Sin embargo, los análisis de BRT han subestimado este predictor, aunque rehaciéndolos solo para la evaluación de 10 años (en lugar del lapso de 2008-2018, es decir, eliminando el componente temporal), la RI del tubo se eleva al 29% como predictor (no mostrado). En este sentido, aunque los factores técnicos han mostrado un mayor impacto en el corto que en el medio plazo, nuestros resultados sugieren que eventos ambientales como la sequía extrema registrada en el 2014 pueden activar el impacto de medidas técnicas inapropiadas, que de otra manera quedarían ocultas.

La justificación anterior demuestra la importancia de adaptar adecuadamente los medios técnicos a los factores y limitaciones ecológicas que suelen presentar una gran variabilidad espacial y temporal. Esta variabilidad tiene una importancia primordial en la reforestación de tierras secas (Vallejo et al., 2012). En este trabajo, los índices de vegetación de detección remota (SVI) y la cobertura han proporcionado interesantes indicadores del establecimiento de la plantación con una importancia creciente (RI) con el tiempo, destacando su potencial para capturar dicha variación espacio-temporal.

Estos índices han desvelado interacciones planta-planta entre la vegetación preexistente y el brinzal plantado, destacando un efecto de competencia en la mortalidad 4 (2009, período húmedo), y luego un efecto de facilitación en la evaluación final, después de la sequía severa de 2013-2015 (Tabla 27, Figuras 37, 41 y 42). Las áreas menos cubiertas han mostrado menos mortalidad en 2009 y los SVI más relacionados con el suelo desnudo (BSI y MSI) ganaron importancia, mientras que los índices de tipo NDVI

(principalmente NBRI, ARVI, EVI2) han mostrado mayor importancia en los modelos de mortalidad 5. Al observar la interacción planta-planta (es decir, plántulas-matorrales preexistentes), las áreas abiertas han presentado mejores supervivencias en comparación con aquellas con una cubierta de arbustos más densa (la eliminación de matorrales para realizar los hoyos y plantar afecta aproximadamente 1 m²). Sin embargo, en condiciones de sequía, las áreas abiertas revelan condiciones más duras del sitio y la facilitación podría gobernar la respuesta de la plantación.

Se ha demostrado que la competencia es más importante en condiciones menos áridas (en nuestro estudio los dos primeros años) mientras que la facilitación lo es en condiciones de alta aridez (Berdugo et al., 2019) y se han realizado afirmaciones similares para el caso específico de reforestaciones (Gómez-Aparicio et al., 2009). La importancia creciente con el tiempo de los SVI en los modelos 2008-2018 radica en su capacidad para captar este comportamiento dinámico de las interacciones (competencia vs facilitación) de manera más eficiente que el índice de sequía (SPI), que no ha mostrado influencia en la mortalidad de 2018 a pesar de la severa sequía ocurrida.

5 CONCLUSIONES

Toda la información y elementos utilizados en este trabajo para engranar los diferentes elementos de la reforestación (la calidad de planta, las medidas previstas en el proyecto, las diferentes especies, la calidad de ejecución, condiciones variables del sitio y plantación, la climatología variable, etc.) pueden proporcionar un camino sólido para mejorar el establecimiento de las plantaciones.

En un primer análisis sobre la afección de la calidad de planta o stock en la consecución de la repoblación (supervivencia), hemos visto como la respuesta de campo inicial (crecimientos) de los distintos lotes no puede considerarse un indicador de confianza del establecimiento a medio plazo, siempre que ocurra una sequía extrema en la misma. Los dos lotes examinados para el quejigo, el pino marítimo y el madroño, no han tenido un buen establecimiento a medio plazo cuando sí lo tuvieron inicialmente. Por otro lado, los dos lotes de sabina y pino carrasco han presentado a lo largo del tiempo tasas de establecimiento aceptables teniendo en cuenta el evento de sequía.

En estas últimas especies, los atributos individuales de la planta relacionados con la respuesta inicial en campo han seguido prevaleciendo en la respuesta a medio plazo (incluso después de la sequía), mientras que, en las especies sensibles a la sequía, los atributos involucrados en un buen establecimiento inicial tienen nulo efecto, o incluso un efecto negativo, en la respuesta a medio plazo. Esta respuesta diferencial, como hemos visto en el capítulo 3, viene determinada por atributos funcionales de la especie, distintos en cada una de ellas, que comentaremos más adelante.

A su vez, el uso de los atributos obtenidos de estándares de calidad del *stock*, en base a los datos medios (y desviaciones estándar) en lugar de atributos individuales de la planta, al no ser lo suficientemente específicos no garantizan una relación directa con el éxito de las repoblaciones a medio plazo, teniendo en cuenta los acontecimientos extremos. Así, hemos visto cómo, aunque haya distinciones entre lotes de planta, al encontrarnos dentro del standard establecido, los resultados en el establecimiento han diferido poco.

Pero, por otro lado, sí que se ha conseguido conocer a través de las técnicas de aprendizaje automático no lineales que existen umbrales (o rangos) de distintos

atributos individuales de planta que se relacionan con buen establecimiento en campo. El análisis sobre pino carrasco y encina ha permitido conocer que hay umbrales para el área foliar específica (SLA), la esbeltez y el índice de calidad de Dickson (QI) que han permitido que las plantas tengan un mejor establecimiento. Estos valores permitirían refinar el stock o la calidad de planta en general para algunas de las especies analizadas, pero no sería sencillo de evaluar, ya que estos umbrales se obtienen para plantas individuales en campo y deberían de ajustarse nuevamente a la producción de planta de vivero.

Siguiendo con los resultados del análisis de las especies en la parcela experimental, que ya relucía diferencias en establecimiento en el capítulo 2 (como se comenta anteriormente), hemos visto como en general la respuesta de algunas especies no ha sido satisfactoria tras 10 años (incluyendo la sequía severa). Las especies que mejor se han establecido han sido el pino carrasco y la sabina, mientras que la encina, el roble, el madroño, el fresno y el pino marítimo han presentado elevadas mortalidades. Algunas de estas especies como el pino marítimo y la encina se encuentran de forma natural en el entorno físico mismo de la repoblación, por lo que hace pensar en los límites que tenemos como repobladores dentro del contexto derivado del cambio global.

Los resultados han mostrado que, mientras inicialmente los atributos funcionales de planta han sido importantes en la respuesta de la plantación en condiciones normales (primeros 2 años), su importancia se ha reducido drásticamente en favor de los atributos funcionales de la especie después de la sequía (tras 10 años). Así, el enfoque orientado a los atributos funcionales para seleccionar especies puede representar una herramienta clave para lograr los objetivos de la restauración forestal en un contexto de cambio climático. Según los datos revisados y de nuestros resultados, la respuesta dinámica de las características relacionados con los estomas y el xilema conforman el conjunto de PFT que permite a las especies analizadas la capacidad de ajustar su morfología y fisiología en respuesta a factores ambientales variables y especialmente a la disponibilidad de agua.

Las especies de coníferas han diferido claramente de las frondosas. Nuestros datos experimentales revelan que las frondosas han presentado una menor adecuación a la parcela experimental que las coníferas y, de forma general, un bajo potencial de adaptación a la sequía extrema. El conjunto de factores que ha conducido a un bajo

establecimiento en los *Quercus* han sido el hábito de enraizamiento profundo, xilema vulnerable, gs (conductancia estomática bajo estrés hídrico) relativamente alta en condiciones de estrés y el nivel extremo de déficit hídrico. En contraste, las plántulas de coníferas conservan la funcionalidad hidráulica del xilema y no se ha producido una cavitación fuera de control, aunque el crecimiento ha sido muy diferente entre los géneros. Por tanto, bajo estas nuevas condiciones ambientales y en la zona donde se ubica la repoblación sería solamente aconsejable plantar pino carrasco y sabina, desaconsejando la plantación de las demás especies con los métodos de restauración actuales.

Saliendo de la parcela experimental y abriéndonos a la repoblación en conjunto, hemos podido evaluar las variables que son homogéneas dentro de la parcela como la calidad de ejecución, la fecha de plantación, decisiones tomadas en proyecto, la calidad de sitio o factores ambientales, etc.

La ejecución de las obras ha cobrado una importancia considerable en el resultado de este proyecto y también ha estado relacionada con otros factores meteorológicos y de diseño. Como hemos podido comprobar, una técnica de plantación adecuada y un mejor ajuste de las fechas de plantación a la meteorología, junto con su interacción, son factores clave que aumentan su importancia cuando prevalecen condiciones secas.

En el lado del proyecto (cómo se piensa la repoblación), las decisiones sobre la zonificación, la selección de especies y los tratamientos culturales post-plantación han sido bastante relevantes en esta repoblación. En este sentido se destaca la necesidad de comprender mejor los rasgos ecofisiológicos de las especies y la compatibilidad de estos con los tratamientos culturales como el tubo protector. Este último aspecto, que se ha evaluado dentro de las variables de proyecto, se ha trabajado a nivel de parcela (parcelas sin tubo solo los 3 bloques de la parcela experimental frente al total de parcelas de repoblación con tubo) por lo que la importancia asignada no ha sido elevada, pero si comparáramos 50 individuos plantados en la parcela en pino y sabina frente a 50 de la repoblación con tubo y cercanas a la parcela, veríamos que sería importante la diferencia tanto en supervivencia como en crecimiento.

Entrando en el medio físico propio de la repoblación, es decir las variables que poco podemos modificar, hemos visto como el conocimiento de la calidad de sitio y los factores ambientales (zonificación) debe estar alineado tanto con el diseño como con la

ejecución de los proyectos de repoblación. Se ha confirmado que las variables de sitio con impacto directo en el balance hídrico requieren especial atención, sobre todo: pendiente (orientación) y elevación, por su influencia en la evapotranspiración y profundidad del suelo, y por tanto en su influencia en el almacenamiento y disponibilidad de agua. El importante papel que estos factores ecológicos tienen en el éxito de las plantaciones debe ser mejor integrado en la parte técnica, identificando mejor los micrositios favorables, en lugar de concebir grandes ecotopos. Se ha demostrado que los SVI (índices por teledetección) sirven para este propósito y tecnologías como la teledetección y LIDAR pueden dar lugar a una zonificación precisa que sustente decisiones técnicas posteriores, como una mejor asignación de especies (y mezclas) y tratamientos culturales post-plantación, e incluso una ejecución adecuada. Por ejemplo, optimizar la fecha de plantación de acuerdo con la variación del microclima dentro del área y la estrategia ecofisiológica de la especie que se está plantando (ya que las plantas con comportamiento isohídrico pueden ser más resistentes en un suelo que se seca temporalmente que las especies anisohídricas).

Aparte de conocer que variables y en qué grado pueden influir en la consecución de una repoblación, el presente trabajo denota la importancia de una metodología de control holístico o integral. Una metodología que abarque el complejo proyecto-obra-sitio-tiempo es crucial para controlar todos los factores potenciales (primero) del establecimiento de la plantación e identificar (segundo) aquellos aspectos más relacionados con el éxito. Y por tanto poder incorporar todo el conocimiento y mejoras posibles para futuras repoblaciones

Además, el trabajo innova por un lado en la aplicación de ciertas herramientas novedosas como las herramientas analíticas (los modelos no lineales como los BRT) que permiten conocer las interacciones y los procesos ecológicos complejos y que, complementados con los métodos tradicionales, pueden ayudar a identificar las variables e interacciones relevantes, ajustando funciones no lineales que las relacionen con un éxito en el establecimiento. Y, por otro lado, el uso de las herramientas de teledetección que permite conocer concierto detalle características ecológicas de sitio (cobertura de arbustos, tipo de suelo, topografía, etc.) muy relacionadas con la consecución diferencial dentro de una repoblación.

Y en cuestiones prácticas de futuro, el hecho de la baja supervivencia general como resultado final de la repoblación da lugar una alta incertidumbre con respecto a la condición futura (ecológica y social) de los ecosistemas forestales a restaurar. Por lo tanto, actualmente las administraciones se encuentran que deben de tomar decisiones de manera eficiente basadas en información incompleta y en un contexto de gran incertidumbre. Así, unas preguntas importantes que abordar son: si los criterios ecológicos o fitosociológicos basados en condiciones climáticas pasadas siguen siendo válidos para seleccionar especies, si la zonificación de estas especies es la adecuada y si podemos llevar un control mejor de los programas de restauración.

6 BIBLIOGRAFIA

Artículos publicados tesis:

Del Campo, A.D., Segura, G., Bautista, I., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Hermoso, J. 2021. Assessing reforestation failure at the project scale: The margin for technical improvement under harsh conditions. A case study in a Mediterranean Dryland. *Science of The Total Environment*, Vol. 796. 10.1016/j.scitotenv.2021.148952.

Del Campo, A.D., Segura, G., Molina, A.J., González-Sanchis, María, Reyna, S., Hermoso, J., Ceacero, C.J. 2022. On the Need to Further Refine Stock Quality Specifications to Improve Reforestation under Climatic Extremes. *Forests*. 13. 168. 10.3390/f13020168.

Del Campo, A.D., Segura, G., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Reyna, S. Hermoso, J. 2020. Reforesting drylands under novel climates with extreme drought filters: The importance of trait-based species selection. *Forest Ecology and Management*. 467. 118156. 10.1016/j.foreco.2020.118156.

Bibliografía consultada:

[dataset] Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Sistema de información agroclimática para el regadío (SIAR). <http://eportal.mapa.gob.es/websiar/SeleccionParametrosMap.aspx?dst=1>

[dataset] Ministerio para la Transición Ecológica. Sistema automático de información hidrológica (SAIH). <http://saih.chj.es/chj/saih/glayer?t=p>.

Abrantes, J., Campelo, F., García-González, I., Nabais, C. 2013. Environmental control of vessel traits in *Quercus ilex* under Mediterranean climate: relating xylem anatomy to function. *Trees* 27, 655–662.

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Lim, J.H., Castro, J., Demidova, N., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.* 259, 660–684.

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.

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

Al-Qaddi, N., Vessella, F., Stephan, J., Al- Eisawi, D., Schirone, B. 2017. Current and future suitability areas of kermes oak (*Quercus coccifera* L.) in the Levant under climate change. *Reg Environ Change* 17, 143–156.

Alrababah, M.A., Bani-Hani, M.G., Alhamad, M.N., Bataineh, M.M. 2008. Boosting seedling survival and growth under semi-arid Mediterranean conditions: selecting appropriate species under rainfed and wastewater irrigation. *J. Arid Environ.* 72, 1606–1612.

Andivia, E., Zuccarini, P., Grau, B., de Herralde, F., Villar-Salvador, P., Savé, R. 2019. Rooting big and deep rapidly: the ecological roots of pine species distribution in southern Europe. *Trees* 33, 293–303.

Aparicio Navarro, A.I. 2010. Control de calidad integral en la repoblación de la Muela de Cortes. MEng. Thesis. Universidad Politécnica de Valencia.

Ashraf, M.I., Zhao, Z., Bourque, C.P.A., Maclean, D.A., Meng, F.R. 2013. Integrating biophysical controls in forest growth and yield predictions with artificial intelligence technology. *Can. J. For. Res.* 43, 1162–1171.

Aussenac, G., Valette, J.C. 1982. Comportement hydrique estival de *Cedrus atlantica* Manetti, *Quercus ilex* L. et *Quercus pubescens* Willd. et de divers pins dans le Mont Ventoux. *Ann. Sci. forest.* 39(1), 41-62.

Badía, D., Valero, R., Gracia, A., Martí, C., Molina, F. 2007. Ten-year growth of woody species planted in reclaimed mined banks with different slopes. *Arid Land Res. Manag.* 21(1), 67-79.

Baquedano, F.J., Castillo, F.J. 2006. Comparative ecophysiological effects of drought on seedlings of the Mediterranean water-saver *Pinus halepensis* and water spenders *Quercus coccifera* and *Quercus ilex*. *Trees* 20, 689–700.

Barajas-Guzmán, M.G., Campo, J., Barradas, V.L. 2006. Soil water, nutrient availability and sapling survival under organic and polyethylene mulch in a seasonally dry tropical forest. *Plant Soil* 287: 347–357.

Bautista, S, Alloza, J.A. 2009. Evaluation of reforestation projects. En: Bautista S, Aronson J, Vallejo R (eds.) *Land restoration to combat desertification. innovative approaches, quality control and project evaluation.* Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo – CEAM, pp: 47-72.

Berdugo, M., Maestre, F.T., Kéfi, S., Gross, N., Le Bagousse-Pinguet, Y., Soliveres, S., 2019. Aridity preferences alter the relative importance of abiotic and biotic drivers on plant species abundance in global drylands. *J. Ecol.* 107, 190-202.

- Bouche, P.S., Delzon, S., Choat, B., Badel, E., Brodribb, T.J., Burrett, R., Cochard, H., Charra-Vaskou, K., Lavigne, B., Li, S., Mayr, S., Morris, H., Torres-Ruiz, J.M., Zufferey, V., Jansen, S. 2015. Are needles of *Pinus pinaster* more vulnerable to xylem embolism than branches? New insights from X-ray computed tomography. *Plant Cell Environ.* 39(4), 860–870.
- Brodribb, T.J., McAdam, S.A.M., Jordan, G.J., Martins, S.C.V. 2014. Conifer species adapt to low-rainfall climates by following one of two divergent pathways. *PNAS* 111 (40), 14489–14493.
- Burdett, A.N. 1983 Quality control in the production of forest planting stock. *For Chron.* 59, 133–138.
- Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Can. J. For. Res.* 20, 415-427.
- Caon, L., Vallejo, V.R., Ritsema, C.J., Geissen, V. 2014. Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Sci. Rev.* 139, 47–58.
- Carrión, J.S., Fernández, S. 2009. The survival of the ‘natural potential vegetation’ concept (or the power of tradition). *J. Biogeogr.* 36, 2202–2203.
- Castell, C., Terradas, J., Tenhunen, J.D. 1994. Water relations, gas exchange, and growth of resprouts and mature plant shoots of *Arbutus unedo* L. and *Quercus ilex* L. *Oecologia* 98, 201–211.
- Castillo, J., Casal, A.R., Luque, C., Luque, T., Figueroa, M.E. 2002. Comparative Field Summer Stress of Three Tree Species Co-occurring in Mediterranean Coastal Dunes. *Photosynthetica* 40(1), 49-56.
- Ceacero, C.J., Díaz-Hernández, J.L., del Campo, A., Navarro-Cerrillo, R.M. 2012. Interactions between soil gravel content and neighboring vegetation control management in oak seedling establishment success in Mediterranean environments. *For. Ecol. Manage.* 271, 10-18.
- Ceacero JC, Navarro-Cerrillo R.M., Díaz-Hernández J.L., del Campo A.D. 2014. Is tree shelter protection an effective complement to weed competition management in improving the morpho-physiological response of holm oak planted seedlings? *iForest-Biogeosciences For* 7(1): 289-299.
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H.S., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., Kumar, C. 2017. A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. *Conservation Letters*, 10: 125-132. doi:10.1111/conl.12220.
- Chazdon, R., & Brancalion, P. 2019. Restoring forests as a means to many ends. *Science*, 365(6448), 24–25. doi:10.1126/science.aax9539.

Chazdon, R.L.; Herbohn, J.; Mukul, S.A.; Gregorio, N.; Ota, L.; Harrison, R.D.; Durst, P.B.; Chaves, R.B.; Pasa, A.; Hallett, J.G.; Neidel, J.D.; Watson, C.; Gutierrez, V. 2020. Declaration on Forest and Landscape Restoration: Making It Happen. *Forests*. 11, 685. <https://doi.org/10.3390/f11060685>.

Choat, B., Jansen, S., Brodribb, T.J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., Bucci, S.J., Field, T.S., Gleason, S.M., Hacke, U.G., et al. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491, 752-755.

Coello, J., Cortina, J., Valdecantos, A., Varela, E. 2015. Forest landscape restoration experiences in southern Europe: sustainable techniques for enhancing early tree performance. *Unasylva* 245 (66), 82-90.

Comas, L.H., Becker, S.R., Cruz, V.M.V., Byrne, P.F., Dierig, D.A. 2013. Root traits contributing to plant productivity under drought. *Front Plant Sci.* 4, 442.

Corcuera, L., Camarero J.J., Gil-Pelegrín, E. 2004. Effects of a severe drought on growth and wood anatomical properties of *Quercus faginea*. *IAWA J.* 25 (2), 185–204.

Crivellaro, A., Schweingruber, F.H. 2013. Atlas of wood, bark and pith anatomy of eastern Mediterranean trees and shrubs. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

David-Schwartz, R., Paudel, I., Mizrahi, M., Delzon, S., Cochard, H., Lukyanov, V., Badel, E., Capdeville, G., Shklar, G., Cohen, S. 2016. Indirect evidence for genetic differentiation in vulnerability to embolism in *Pinus halepensis*. *Front Plant Sci.* 7, 768.

Del Campo, A.D., Hermoso, J., Ibáñez, A.J., Navarro-Cerrillo, R.M. 2005a. Respuesta postrasplante y evolución del potencial hídrico en plantación de *Pinus pinaster* Ait. en varias localizaciones de Valencia. En IV Congreso Forestal Español, 214 Zaragoza, (8 pp).

Del Campo, A.D., Hermoso, J., Cabrera, A.M., Ibáñez, A., Navarro-Cerrillo, R.M. 2005b. Influencia de la variación local de la estación en la restauración forestal. Influence of local site variation in forest restoration. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 20, 79-85.

Del Campo, A.D., Aguilera, A., González, E., Navarro-Cerrillo, R.M. 2006. Effect of tree shelter design on water condensation and run-off and its potential benefit for reforestation establishment in semiarid climates. *For Ecol Manage* 235: 107-115.

Del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M., Hermoso, J., Ibáñez, A. 2007. Relationships between site and stock quality in *Pinus halepensis* Mill. reforestations on semiarid landscapes in eastern Spain. *Ann For Sci* 64-7: 719-731.

Del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M., Hermoso, J., Ibáñez, A.J. 2007a. Relationships between site and stock quality in *Pinus halepensis* Mill. reforestations on semiarid landscapes in eastern Spain. *Ann. For. Sci.* 64, 719 – 731.

- Del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M., Hermoso, J., Ibáñez, A.J. 2007b. Relationships between root growth potential and field performance in Aleppo pine. *Ann. For. Sci.* 64, 541 – 548.
- Del Campo, A.D., Molina, S., Albert, J.V., Tarraga, R., Hermoso, J., Roldan, M., García, R. 2008a. Control integral de la calidad de repoblaciones forestales: planteamiento y primeros resultados en la provincia de Valencia. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 119-124.
- Del Campo, A.D., Navarro-Cerillo R.M., Aguilera, A., Segura, J., Villaverde, F. 2008b. Influencia microclimática del diseño del tubo protector y respuesta de diez especies forestales al tubo ventilado. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 81-87.
- Del Campo, A.D., Guerra Alcázar, J.M., Navarro-Cerrillo, R.M. 2008c. Análisis retrospectivo de las reforestaciones en tierras agrarias en el municipio de Tembleque (Toledo). *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 145-150.
- Del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M., Ceacero, C.J. 2010. Seedling quality and field performance on commercial lots of holm oak (*Quercus ilex*) in mediterranean Spain: an approach for establishing a quality standard. *New For.* 39, 19-37.
- Del Campo A.D., Hermoso J, Flors J, Lidón A, Navarro R.M. 2011. Nursery location and potassium enrichment in Aleppo pine stock 2. Performance under real and hydrogel-mediated drought conditions. *Forestry* 84(3): 235-245.
- Del Campo, A.D., Verdú, M., del Campo, María A. Prada Sáez. 2012. *Fraxinus ornus* L., in: Pemán J., Navarro-Cerrillo R.M., Nicolás J.L., Prada M.A., Serrada R. (Coords.). Handbook of Forest Seed and Seedling production and management (vol I). In Spanish (Producción y Manejo de Semillas y Plantas Forestales. Tomo I). Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Serie Forestal, Madrid, pp. 558-570.
- Del Campo, A.D., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Garcia-Prats, A., Ceacero, C.J. and Bautista, I. 2019. Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. *For. Ecol. Manag.* 438, 163-175. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.02.020.
- Delzon, S., Douthe, C., Sala, A., Cochard, H. 2010. Mechanism of water-stress induced cavitation in conifers: bordered pit structure and function support the hypothesis of seal capillary-seeding. *Plant Cell Environ.* 33, 2101–2111.
- Dias, A.S., Tomé, J., Tavares, P., Nunes, J., Pereira, S. 1992. The effect of individual tree shelters in growth and morphology of cork oak seedlings. *Scientia gerundensis* 18: 91-98.
- Domínguez-Núñez, J.A., Selva Serrano, J., Rodríguez Barreal, J.A., Saiz de Omeñaca González, J.A. 2006. The influence of mycorrhization with *Tuber melanosporum* in the

afforestation of a Mediterranean site with *Quercus ilex* and *Quercus faginea*. For. Ecol. Manage. 231(1–3), 226-233.

Dougherty, P.M., Duryea, M.L. 1991. Regeneration: an overview of past trends and basic steps needed to ensure future success, in: Duryea, M.L., Dougherty, P.M. (Eds), Forest Regeneration Manual. Forestry Sciences, 36. Springer, Dordrecht.

Dupraz, C., Bergez, J-E. 1999. Carbon dioxide limitation of the photosynthesis of *Prunus avium* L. seedlings inside an unventilated treeshelter. Forest Ecology and Management. 119. 89-97

Durn G. 2003. Terra rossa in the Mediterranean region: Parent materials, composition and origin. Geologia Croatica, 56, 1: 83–100.

Edgren J.W. 1984. Nursery Storage to Planting Hole: A Seedling's Hazardous Journey. In: Duryea M.L., Landis T.D., Perry C.R. (eds) Forestry Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Forestry Sciences, vol 11. Springer, Dordrecht. Doi: 10.1007/978-94-009-6110-4_22.

Elena-Rosselló, R. 2004. Biogeoclimatic classifications: land models useful for ecological forest studies. Forest Systems 13, 63-74.

Elith, J., Leathwick, J. 2017. Boosted regression trees for ecological modelling. p. 22. <http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/brt.pdf> (accessed 10.05.2019).

Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. J. Anim. Ecol. 77 (4), 802–813.

FAO 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Main report. FAO Forestry paper 163, Rome.

Farris, E., Filibeck, G., Marignani, M., Rosati, L. 2010. The power of potential natural vegetation (and of spatial-temporal scale): a response to Carrión & Fernández (2009). J. Biogeogr. 37, 2211–2213.

Fei, S., Desprez, J.M., Potter, K.M., Jo, I., Knott, J.A., Oswald, C.M. 2017. Divergence of species responses to climate change. Sci. Adv. 3 (5), e1603055.

Fernandez, M., Gil, L., Pardos, J.A. 2000. Effects of water supply on gas exchange in *Pinus pinaster* Ait. provenances during their first growing season. Ann. For. Sci. 57, 9–16.

Fernandes, T.J.G., del Campo, A.D., García-Bartual, R., González-Sanchis, M. 2015. Coupling daily transpiration modelling with forest management in a semiarid pine plantation. *iForest* 9(1), 38-48. doi: 10.3832/ifor1290-008.

Folk, R., Grossnickle, S.C. 1997. Stock quality assessment: still an important component of operational re-forestation programs. *National Proceedings, Forest and*

Conservation Nursery Associations. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-419. Portland, OR: U.S.D.A. Forest Service, Pacific NW Research Station, pp. 109-119.

Froux, F., Huc, R., Ducrey, M., Dreyer, E. 2002. Xylem hydraulic efficiency versus vulnerability in seedlings of four contrasting Mediterranean tree species (*Cedrus atlantica*, *Cupressus sempervirens*, *Pinus halepensis* and *Pinus nigra*). *Ann. For. Sci.*, 59, 409-418. DOI: 10.1051/forest:2002015.

Fusaro, L., Salvatori, E., Manes, F. 2017. Effects of nitrogen deposition, drought and their interaction, on functional and structural traits of *Fraxinus ornus* L. and *Quercus ilex* L. *Plant Biosyst. Int. J. Deal. Asp. Plant Biol.* 151, 174–189.

Gandullo, J.M., Sánchez-Palomares, O. 1994. Estaciones ecológicas de los pinares españoles. MAPA-ICONA, Colección Técnica, Madrid.

Gao, BC. 1996. NDWI - A Normalized Difference Water Index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens. Environ.* 58:257-266.

García de la Serrana, R., Vilagrossa, A., Alloza, J.A. 2015. Pine mortality in southeast Spain after an extreme dry and warm year: interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees* 29, 1791–1804.

García-Forner, N., Biel, C., Savé, R., Martínez-Vilalta, J. 2017. Isohydric species are not necessarily more carbon limited than anisohydric species during drought. *Tree Physiol.* 37(4), 441–455.

Gil-Pelegrín, E., Saz, M.A., Cuadrat, J.M., Peguero-Pina, J.J., Sancho-Knapik, D. 2017. Oaks Under Mediterranean-Type Climates: Functional Response to Summer Aridity, in:

Gitelson, A.A., Kaufman, Y.J., Merzlyak, M.N. 1996. Use of green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing Environ.*, 58: 289–98.

Gitelson, A.A., Gritz, Y., Merzlyak, M.N. 2003. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *J. Plant Physiol.*, 160(3): 271–282.

Gómez Sanz V., Elena Roselló R. 1997. Investigación de las marras causadas por factores ecológicos de naturaleza meteorológica. *Cuad Soc Esp Cienc For* 4: 13-25.

González-Rodríguez, V., Villar, R., Casado, R., Suárez-Bonet, E., Quero, J.L., Navarro-Cerrillo, R.M. 2011. Spatio-temporal heterogeneity effects on seedling growth and establishment in four *Quercus* species. *Ann. For. Sci.* 68, 1217-1232.

Gortan, E., Nardini, A., Gasco, A., Salleo, S. 2009. The hydraulic conductance of *Fraxinus ornus* leaves is constrained by soil water availability and coordinated with gas exchange rates. *Tree Physiol.* 29, 529–539.

Gray, A.N., Spies, T.A. 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78, 2458–2473.

Gregory, P.J., Hinsinger, P. 1999. New approaches to studying chemical and physical changes in the rhizosphere: an overview. *Plant Soil* 211, 1–9.

Grossnickle, S.C. 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New For.* 43,711–738.

Grossnickle, S.C.; MacDonald, J.E. 2018a. Why Seedlings Grow: Influence of Plant Attributes. *New For.* 49, 1-34.

Grossnickle, S.C.; MacDonald, J.E. 2018b. Seedling Quality: History, Application, and Plant Attributes. *Forests* 9, 283; doi:10.3390/f9050283.

Hajna, N.Z. 2003. Chemical Weathering of Limestones and Dolomites in A Cave Environment. *Speleogenesis and Evolution of Karst Aquifers*, 1(3), 6p.

Hällfors, M.H., Aikio, S., Schulman, L.E. 2017. Quantifying the need and potential of assisted migration. *Biol. Conserv.* 205, 34–41.

Haywood, J.D. 1999. Durability of selected mulches, their ability to control weeds, and influence growth of loblolly pine seedlings. *New Forests* 18: 263-277.

Hermoso, J. 2017. Calidad de planta de *Pinus halepensis* Mill. en repoblaciones forestales en la provincia de Valencia. Definición y contraste de los estándares de calidad de planta. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba, Córdoba.

Hobbs S.D. 1984. The influence of species and stocktype selection on stand establishment: an ecophysiological perspective. In *Seedling physiology and reforestation success*. M.L., Duryea and G.N. Brown (eds.), Nijhoff/Junk Pub., Dordrecht, pp. 177-224.

Hof, A.R., Dymond, C.C., Mladenoff, D.J. 2017. Climate change mitigation through adaptation: the effectiveness of forest diversification by novel tree planting regimes. *Ecosphere* 8(11): e01981. 10.1002/ecs2.1981.

Holl, K.D. 2017. Restoring tropical forests from the bottom up. *Science* 355, (6324), 455-456. doi: 10.1126/science.aam5432.

Huete, A. R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295–309.

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

IGME 2003. Mapa Geológico de España a escala 1:50.000 (MAGNA 50). <http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx>.

- Jacobs, D.F., Oliet, J.A., Aronson, J., Bolte, A., Bullock, J.M., Donoso, P.J., Landhäusser, S.M., Madsen, P., Peng, S., Rey-Benayas, J.M., Weber, J.C. 2015. Restoring forests: what constitutes success in the twenty-first century? *New For.* 46, 601–614.
- Jandl, R., Spathelf, P., Bolte, A., Prescott, C.E. 2019. Forest adaptation to climate change. Is non-management an option? *Ann. For. Sci.* 76(2), 48.
- Jiang, Z., Huete, A., Didan, K., Miura, T. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3833-3845, 10.1016/j.rse.2008.06.006.
- Johnson, D.M., McCulloh, K.A., Woodruff, D.R., Meinzer, F.C. 2012. Hydraulic safety margins and embolism reversal in stems and leaves: why are conifers and angiosperms so different? *Plant Sci.* 195, 48-53.
- Johnston, J. 1915. The solubility-product constant of calcium and magnesium carbonates. *Journal of the American Chemical Society*, 37 (9), pp. 2001-2020. DOI: 10.1021/ja02174a006.
- Jørgensen, D. 2015. Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. *Ecol. Soc.* 20(4), 43 <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08149-200443>.
- Kankaanhuhta, V. 2014. Quality management of forest regeneration activities. *Dissertationes Forestales* 174. 93 p. Available at: <http://dx.doi.org/10.14214/df.174>
- Kankaanhuhta, V., Saksa, T., Smolander, H. 2010. The effect of quality management on forest regeneration activities in privately-owned forests in southern Finland. *Silva Fennica* 44(2): 341–361. DOI: 10.14214/sf.157.
- Kattge, J., Bonisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., et al. 2019. TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Glob. Chang. Biol.* 26, 119– 188.
- Kaufman, Y.J., Tanre, D. 1992. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-Modis. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2), 261-270.
- Key, C. H., Benson, N. C. 1999. Measuring and remote sensing of burn severity. In L. F. Neuenschwander, & K. C. Ryan (Eds.), *Proceedings Joint Fire Science Conference and Workshop*, vol. II (p. 284). Moscow, ID: University of Idaho and International Association of Wildland Fire.
- Kjelgren, R., Montague, T., & Rupp, L. 1997. Establishment in Treeshelters II: Effect of Shelter Color on Gas Exchange and Hardiness. *HortScience: a publication of the American Society for Horticultural Science.* 32.
- Klijn, F., De Haes, H.A.U. 1994. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology*, 9:89-104.

- Kooistra, C. and Brazier, D. 1999. Seedling standards and need for them. In *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations*. T.D. Landis and J.P. Barnett (Tech. Coords.) Gen. Tech. Rep. SRS-25. Asheville, NC. USDA, Forest Service. Southern Research Station. Pp.111-115.
- Lamont, B.B., Witkowski, E.T.F., Enright, N.J. 1993. Post-fire litter microsites: safe for seeds, unsafe for seedlings. *Ecology* 74, 501–512.
- Lawson, S.S., Michler, C.H. 2014. Afforestation, restoration and regeneration - Not all trees are created equal. *Journal of Forestry Research*, 25(1): 3–20 DOI 10.1007/s11676-014-0426-5 .
- Lazos-Chavero, E., Zinda, J., Bennett-Curry, A., Balvanera, P., Bloomfield, G., Lindell, C. and Negra, C. 2016. Stakeholders and tropical reforestation: challenges, trade-offs, and strategies in dynamic environments. *Biotropica*, 48: 900-914. <https://doi.org/10.1111/btp.12391>.
- Le, H.D., Smith. C., Herbohn, J., Harrison, S. 2012. More than just trees: assessing reforestation success in tropical developing countries. *J. Rural Stud.* 28, 5– 19.
- Lindner, M., Fitzgerald, J.B., Zimmermann, N.E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhaas, M.J., Lasch, P., Eggers, J., van der Maaten-Theunissen, M., Suckow, F., Psomas, A., Poulter, B., Hanewinkel, M. 2014. Climate change and European forests: what do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J. Environ. Manage.* 146, 69–83.
- Llansola, J., Ruiz, A., Escrig del Valle, A. 2015. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales Evolución histórica de las repoblaciones forestales en la Comunitat Valenciana y su relación con los incendios forestales. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. 41. 153-164.
- Löf, M., Dey, D.C., Navarro-Cerrillo, R.M., Jacobs, D.F. 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New For.* 43, 825–848.
- Löf, M., Madsen, P., Metslaid, M., Witzell, J., Jacobs, D.F. 2019. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. *New For.* 50, 139–151.
- Maier, H.R., Dandy, G.C. 2000. Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: a review of modelling issues and applications. *Environ. Modell. Softw.* 15, 101–124.
- Margolis, H.A., Brand, D.G. 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Can. J. For. Res.* 20, 375-390.
- Martínez de Azagra, A. 1996. Diseños de sistemas de recolección de agua para repoblación forestal. Editorial Mundi Prensa, Madrid.

- Martínez-Ferri, E., Balaguer, L., Valladares, F., Chico, J.M., Manrique, E. 2000. Energy dissipation in drought-avoiding and drought-tolerant tree species at midday during the Mediterranean summer. *Tree Physiol.* 20, 131–138.
- Martínez-Vilalta, J., Mangiron, M., Ogaya, R., Sauret, M., Serrano, L., Penuelas, J., Pinol, J. 2003. Sap flow of three co-occurring Mediterranean woody species under varying atmospheric and soil water conditions. *Tree Physiol.* 23(11), 747–758.
- Martin-St. Paul, N.K., Longepierre, D., Huc, R., Delzon, S., Burlett, R., Joffre, R., Rambal, S., Cochard, H. 2014. How reliable are methods to assess xylem vulnerability to cavitation? The issue of ‘open vessel’ artifact in oaks. *Tree Physiol.* 34, 894–905.
- Matney, T.G. Hodges, J. 1991. Evaluating regeneration success. En: *Forest Regeneration Manual*. Ed Duryea, M.L. & Dougherty, P.M. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. pp321-331.
- Mattsson, A. 1997. Predicting field performance using seedling quality assessment. *New For.* 13, 227-252.
- Mc Creary, D. D., Tecklin, J. 1997. Effects of seedling protectors and weed control on blue oak growth and survival. *Proceedings of the Symposium on Oak Woodlands: Ecology, Management and Urban Interface Issues*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-160. 243-250.
- McFeeters, S. K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7): 1425-1432. doi:10.1080/01431169608948714.
- McKay, H.M. 1997. A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. *New Forests* 13: 363-393.
- Mediavilla, S., Escudero, A. 2004. Stomatal responses to drought of mature trees and seedlings of two co-occurring Mediterranean oaks. *For. Ecol. Manage.* 187, 281–294.
- Meli, P., Martínez-Ramos, M., Rey-Benayas, J. M., & Carabias, J. 2014. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 17(4), 744–753. doi:10.1111/avsc.12096
- Melo, F.P.L., Pinto, S.R.R., Brancalion, P.H.S., Castro, P.S., Rodrigues, R.R., Aronson, J., Tabarelli, M. 2013. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact, *Environmental Science & Policy*, 33: 395-404, doi: 10.1016/j.envsci.2013.07.013.
- Melzack, R. N., Bravdo, B., Riov, J. 1985. The effect of water stress on photosynthesis and related parameters in *Pinus halepensis*. *Physiol. Plant*, 64(3), 295–300.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación-MAPA 2019. Anuario de Estadística Forestal 2008. (accessed 26 June 2019).

Mohareb, A.S.O., Aggag, S.A., El-Settawy, A.A., Tashani, A.F., Yacout, M. 2016. Genetic Diversity of *Pinus halepensis* and *Juniperus phoenicea* Trees Grown at Mediterranean Forests in East of Libya. Alex. J. Agric. Sci. 61(3), 185-191.

Mullin, R.E. 1974. Some planting effects still significant after 20 years. The Forestry Chronicle, 50(5):191-193. Doi:10.5558/tfc50191-5.

Murillo, O., Camacho, P. (1997) Metodología para la evaluación de la calidad de plantaciones forestales recién establecidas. Agronomía Costarricense 21(2): 189-206.

Muzzi, E., Fabbri, T. 2007. Revegetation of mineral clay soils: shrub and tree species compared. Land Degrad. Dev. 18, 441-451.

Navarro Garnica, M. (Coord.) 1977. Técnicas de forestación 1975. Monografías 9, 2nd ed. Ministerio de Agricultura, ICONA, Madrid.

Navarro-Cerrillo, R. M., Palacios, G. 2004. Efecto de la calidad de planta, el procedimiento de preparación y la fecha de plantación en la supervivencia de una repoblación de "Pinus pinea" L. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, N° 17.

Navarro-Cerrillo, R.M., Fragero, B., Ceacero, C., del Campo, A.D., De Prado R. 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. *subsp. ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in Southern Spain. Ecol Eng 25: 232-342.

Navarro-Cerrillo, R.M., Villar-Salvador, P., del Campo, A.D. 2006. Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Cap. Morfología y establecimiento de plantone. Ministerio de Medio Ambiente, pp 67-88.

Navarro-Cerrillo, R.M., Ariza, D., González, L., del Campo, A.D., Arjona, M., Ceacero, C. 2009. Legume living mulch for afforestation in agricultural land in Southern Spain. Soil Till. Res. 102, 38–44.

Navarro-Cerrillo, R.M., Plaza, L., Sánchez, A., Arroyo, M., Marchal, F., Lara, M.A. 2012. *Arbutus unedo* L. In. *Handbook of Forest Seed and Seedling production and managment (vol I)*. In Spanish (Producción y Manejo de Semillas y Plantas Forestales. Tomo I). J. Pemán, R.M. Navarro-Cerrillo, J.L. Nicolás, M.A. Prada, R. Serrada. (Coords.) Organismo Autónomo Parques Nacionales, Serie Forestal, Madrid, pp. 189-210.

Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo, A.D., Ceacero, C.J., Quero, J.L. and de Mena, J.H. 2014. On the importance of topography, site quality, stock quality and planting date in a semiarid plantation: Feasibility of using low-density LiDAR. Ecol. Eng. 67, 25–38.

Navarro-Cerrillo, R.M., Sánchez-Salguero, R., Rodríguez, C., Duque Lazo, J., Moreno-Rojas, J.M., Palacios-Rodríguez, G., Camarero, J.J. 2019. Is thinning an alternative

when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. Sylvestris* stands in southern Spain. *For. Ecol. Manag.* 433, 313–324.

Oliet, J.A.; Artero Caballero, F. 1993. Estudio del desarrollo y supervivencia en zonas áridas del repoblado protegido mediante tubos protectores. I Congreso Forestal Español. Lourizan (Pontevedra). Tomo II; pp. 415-420.

Oliet, J.A., Planelles, R., Artero, F., Jacobs, D.F. 2005. Nursery fertilization and tree shelters affect long-term field response of *Acacia salicina* Lindl. planted in Mediterranean semiarid conditions. *For. Ecol. Manag.* 215, 339-351.

Oliet, J.A. Planelles, R., Artero, F., Valverde, R., Jacobs, D.F., Segura, M.L. 2009. Field performance of *Pinus halepensis* planted in Mediterranean arid conditions: relative influence of seedling morphology and mineral nutrition. *New For.* 37, 313–331.

Oliveras, I., Martínez-Vilalta, J., Jiménez-Ortiz, T., Lledó, M.J., Escarré, A., Piñol, J. 2003. Hydraulic properties of *Pinus halepensis*, *Pinus pinea* and *Tetraclinis articulata* in a dune ecosystem of Eastern Spain. *Plant. Ecol.* 169, 131–141.

Ou, Q., Lei, X., Shen, C. 2019. Individual Tree Diameter Growth Models of Larch–Spruce–Fir Mixed Forests Based on Machine Learning Algorithms. *Forests* 10(2), 187.

Padilla, F.M., Ortega, R., Sánchez J., Pugnaire, F.I., 2009. Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. *Basic Appl. Ecol.* 10, 640–647.

Padilla, F.M., Miranda, J.D., Ortega, R., Hervás, M., Sánchez J., Pugnaire, F.I. 2011. Does shelter enhance early seedling survival in dry environments? A test with eight Mediterranean species. *Appl. Veg. Sci.* 14, 31–39.

Palacios, G., Navarro-Cerrillo, R.M., del Campo, A., Toral, M. 2009. Site preparation, stock quality and planting date effect on early establishment of Holm oak (*Quercus ilex* L.) seedlings. *Ecol. Eng.* 35, 38–46.

Pausas, J.G., Blade, C., Valdecantos, A., Seva, J.P., Fuentes, D., Alloza, J.A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J., Vallejo, R. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecol.* 171, 209–220.

Peguero-Pina, J.J., Sancho-Knapik, D., Barrón, E., Camarero, J.J., Vilagrosa, A., Gil-Pelegrín, E. 2014. Morphological and physiological divergences within *Quercus ilex* support the existence of different ecotypes depending on climatic dryness. *Ann. Bot.*, 114, 301–313, DOI: 10.1093/aob/mcu108.

Pemán, J., Navarro-Cerillo, R.M. 1998. Repoblaciones Forestales. Universidad de Lleida-Universidad de Córdoba

Pemán, J., Navarro-Cerrillo, R.M., Serrada-Hierro, R. 2006. Species selection guidelines in reforestation. Ruiz de la Torre's contributions. *For. Syst.* 15 (S1), 87–102.

Petruzzellis, F., Nardini, A., Savi, T., Tonet, V., Castello, M., Bacaro, G. 2019. Less safety for more efficiency: water relations and hydraulics of the invasive tree *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle compared with native *Fraxinus ornus* L. *Tree Physiol.* 39(1), 76–87.

Picon, C., Guehl, J.M., Ferhi, A. 1996. Leaf gas exchange and carbon isotope composition responses to drought in a drought-avoiding (*Pinus pinaster*) and a drought-tolerant (*Quercus petraea*) species under present and elevated atmospheric CO₂ concentrations. *Plant Cell Environ.* 19(2), 182–190.

Pinto, J.R., Dumroese, K., Davis, A.S., Landis, T.D. 2011. Conducting seedling stocktype trials: a new approach to an old *question*. *J. For.* 109(5), 293-299.

Pittermann, J., Choat, B., Jansen, S., Stuart, S.A., Lynn, L., Dawson, T.E. 2010. The relationships between xylem safety and hydraulic efficiency in the Cupressaceae: the evolution of pit membrane form and function. *Plant Physiol.* 153, 1919–1931.

Potter, M. J. 1991. Treeshelters. Forestry Commission. Handbook N°7. HMSO, London 48 pp.

Pratt, R.B., Percolla, M.I., Jacobsen, A.L. 2015. Integrative xylem analysis of chaparral shrubs, in: Hacke, U., (ed.), *Functional and ecological xylem anatomy*, Springer International Publishing, Switzerland, pp. 189-207.

Puértolas J, Oliet J.A., Jacobs D.F., Benito L.F., Peñuelas J.L. 2010. Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates?. *For Ecol Manage* 260: 610–617.

Querejeta J, Roldán A, Albaladejo J, Castillo V. 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *For Ecol Manage* 149: 115-128.

R Core Team, 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (consultado el 10.05.2019).

Rengel, Z., 2011. Soil pH, Soil Health and Climate Change, in: Singh, B.P., Cowie A.L., Chan K.Y. (Eds.), *Soil Health and Climate Change*, Vol. 29. Soil Biology, Springer, Germany, pp. 69-85.

Ridgeway, G. 2017. Generalized Boosted Regression Models. <https://cran.r-project.org/web/packages/gbm/gbm.pdf> (consultado el 10.05.2019).

Rikimaru, A., Roy, P.S., Miyatake, S. 2002. Tropical forest cover density mapping. *Trop. Ecol.*, 43, 39–47.

- Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de Series de Vegetación de España. I.C.O.N.A. Serie Técnica. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Robert, E.M.R., Mencuccini, M., Martínez-Vilalta, J. 2017. The anatomy and functioning of the xylem in oaks, in: Gil-Pelegrín E., Peguero-Pina J., Sancho-Knapik D. (Eds.), Oaks Physiological Ecology. Exploring the Functional Diversity of Genus *Quercus* L. Tree Physiology 7, Springer, Cham. 2017.
- Rock, B.N., Vogelmann, J.E., Williams, D.L., Vogelmann, A.F., Hoshizaki, T. 1986. Remote detection of forest damage. Bioscience, 36, 439–445.
- Rose, R., Carlson, W.C., Morgan, P. 1990. The target seedling concept. In *Target seedling symposium: proceedings: combined meeting of the Western forest nursery associations*. R., Rose, S.J., Campbell, T.D., Landis, (eds) RM-GTR-200. USDA Forest Service, Roseburg, pp 1–8.
- Ruiz de la Torre, J. 2006. Flora Mayor. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Ryser, P. 1996. The importance of tissue density for growth and life span of leaves and roots: a comparison of five ecologically contrasting grasses. *Funct Ecol.* 10(6), 717.
- Sánchez-Palomares, O., Jovellar, L.C., Sarmiento, L.A., Rubio, A., Gandullo, J.M. 2007. Las estaciones ecológicas de los alcornocales españoles. Monografías INIA, Madrid, Serie Forestal 14, 232 pp.
- Sansilvestri, R., Frascaria-Lacoste, N., Fernández-Manjarrés, J.F. 2015. Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. *Environ. Sci. Policy* 51, 192–201.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M. et al. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Clim Change* 7, 395–402.
- Serrada, R. 2000. Apuntes de Repoblaciones Forestales. Fundación Conde Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid.
- Serrada, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Pemán, J. 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la silvicultura y la ecofisiología. *Invest Agrar: Sist Recur For* 14(3): 462-481.
- Serrasolses, I., Alloza, J.A., 2004. Condicionantes edáficos en la restauración forestal, in: Vallejo, V.R., Alloza, J.A., (eds.), Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo, Fundación CEAM, Valencia, pp. 133- 160.
- Simpson, D.G., Ritchie, G.A. 1997. Does RGP predict field performance? A debate, *New For.* 13, 253-277.

Slovik, S., Daeter, W., Hartung, W. 1995. Review Article: Compartmental redistribution and long-distance transport of abscisic acid (ABA) in plants as influenced by environmental changes in the rhizosphere —a biomathematical model. *J. Exp. Bot.* 46(8), 881–894.

Smanis, A., Fuentes, D., Fuente, P., Valdecantos, A. 2021. How far surface water fluxes determine restoration success in Mediterranean degraded areas? Implications for dryland precision restoration, *Journal of Arid Environments*, 187, 104445, Doi: 10.1016/j.jaridenv.2021.104445.

South, D.B. Rose, R.W., Mcnabb, K.L. 2001. Nursery and site preparation interaction research in the United States. *New Forests* 22: 43-58.

Stahl, U., Reu, B., Wirth, C. 2014. Predicting species' range limits from functional traits for the tree flora of North America. *PNAS* 111 (38), 13739-13744.

Stanturf, J.A., Palik, B.J., Dumroese, R.K. 2014. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *For Ecol Manag.* 331, 292–323.

Stjernberg E.I. 1997. Mechanical shock during transportation: effects on seedling performance. *New Forests* 13: 401-420.

Suárez, A., Williams-Linera, G., Trejo, C., Valdez-Hernández, J. I., Cetina-Alcalá, V. M., & Vibrans, H. 2011. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 85(1), 35–55. doi:10.1007/s10457-011-9437-9

Suding, K.N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 42:465. Doi: 10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115.

Tabbush, P. 1987. Effect of Desiccation on Water Status and Forest Performance of Bare-rooted Sitka Spruce and Douglas Fir Transplants. *Forestry*. 60. 31-43. 10.1093/forestry/60.1.31.

Tavşanoğlu, Ç., Pausas, J.A. 2018. Functional trait database for Mediterranean Basin plants. *Sci Data* 5, 180135.

Torres J.M., Magaña O.S. 2001. Evaluación de plantaciones forestales. Limusa, Mexico, 472 pp.

Trewin A R.D. 2001. Nursery and plantation establishment and management: Quality assurance procedures. In: FAO. Proceedings of the International Conference on Timber Plantation Development. Available at: <http://www.fao.org/DOCREP/005/AC781E/AC781E00.HTM>. [Cited 25 Jan 2021].

Trifilò, P., Nardini, A., Lo Gullo, M.A., Barbera, P.M., Savi, T., Raimondo, F. 2015. Diurnal changes in embolism rate in nine dry forest trees: relationships with species-

specific xylem vulnerability, hydraulic strategy and wood traits. *Tree Physiol.* 35(7), 694–705.

Tuley, G. 1985. The growth of young oak trees in shelters. *Forestry* 58: 181–195.

Turnbull, L.A., Paul-Victor, C., Schmid, B., Purves, D.W. 2008. Growth rates, seed size, and physiology: do small-seeded species really grow faster? *Ecology*, 89(5), 1352–1363.

UNECE 2010. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, UNECE, ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.

UNEP, 2016a. Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity. XIII/5. Ecosystem restoration: short-term action plan. www.cbd.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-05-en.pdf (consultado el 7/02/2020).

UNEP, 2016b. Objetivo 15: Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras, detener la pérdida de biodiversidad. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/biodiversity/> (consultado el 7/02/2020).

Vadell, E., de-Miguel, S., Pemán, J. 2016. Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. *Land Use Policy* 55, 37–48.

Valiente, J.A., Estrela, M.J., Corell, D., Fuentes, D., Valdecantos, A., Baeza, M.J. 2011. Fog water collection and reforestation at a mountain location in a western Mediterranean basin region: Air-mass origins and synoptic analysis. *Erdkunde* 65(3), 277–290.

Vallejo, R., Smanis, A., Chirino, E., Fuentes, D., Valdecantos, A., Vilagrosa, A. 2012. Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation. *New For.* 43(5), 561–579.

Van den Driessche, R. 1992. Absolute and relative growth of Douglas-fir seedlings of different sizes. *Tree Physiol.* 10(2), 141–152.

Vieira, G.C., de Mendonça, A.R., da Silva, G.F., Zanetti, S.S., da Silva, M.M., Dos Santos, A.R. 2018. Prognoses of diameter and height of trees of eucalyptus using artificial intelligence. *Sci. Total Environ.* 619–620: 1473–1481.

Vieira, J., Rossi, S., Campelo, F., Freitas, H., Nabais, C. 2014. Xylogenesis of *Pinus pinaster* under a Mediterranean climate. *Ann. For. Sci.*, 71, 71–80.

Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Cuesta, B., Peñuelas, J.L., Uscola, M., Heredia-Guerrero, N., Rey- Benayas, J.M. 2012. Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. *New For.* 43, 755-770.

Villar-Salvador, P., Peñuelas, J.L., Nicolás-Peragón, J.L., Benito, L.F., Domínguez-Lerena, S. 2013. Is nitrogen fertilization in the nursery a suitable tool for enhancing the performance of Mediterranean oak plantations? *New For.* 44(5), 733–751.

Villar-Salvador, P. 2016 Restoration of Spanish pine plantations: A main challenge for the 21st century. *Reforesta* 1, 53-66.

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5), 882–892.

Vizcaíno-Palomar, N., Revuelta-Eugercios, B., Zavala, M.A., Alía, R., González-Martínez, S.C. 2014. The Role of Population Origin and Microenvironment in Seedling Emergence and Early Survival in Mediterranean Maritime Pine (*Pinus pinaster* Aiton). *PloS one* 9(10): e109132.

Williams, M.I., Dumroese, R.K. 2013. Preparing for climate change: forestry and assisted migration. *J. For.* 111(4), 287-297.

Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428, 821–827.

Xu, H. 2005. A study on information extraction of water body with the modified normalized difference water index (MNDWI). *Journal of Remote Sensing.* 9: 589-595.

Zegada-Lizarazu W., Berliner P.R. 2011. The effects of the degree of soil cover with an impervious sheet on the establishment of tree seedlings in an arid environment. *New Forests* 42:1-17.

Zhang, W., Zwiazek, J.J. 2016. Effects of root medium pH on root water transport and apoplastic pH in red-osier dogwood (*Cornus sericea*) and paper birch (*Betula papyrifera*) seedlings. *Plant Biol.* 18, 1001–1007.