

Modelos para la estimación del carbono en la biomasa de los sistemas forestales.

Influencia de la selvicultura en los stocks de carbono.



Universidad de Valladolid

**Instituto Universitario de Investigación y
Gestión Forestal Sostenible**

Tesis doctoral

Ricardo Ruíz-Peinado Gertrudix

Palencia, 2013





Universidad de Valladolid

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN Y
GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

MODELOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL
CARBONO EN LA BIOMASA DE LOS
SISTEMAS FORESTALES. INFLUENCIA
DE LA SELVICULTURA EN LOS STOCKS
DE CARBONO

TESIS DOCTORAL

RICARDO RUIZ-PEINADO GERTRUDIX

Palencia, 2013



Universidad de Valladolid

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN Y
GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

TESIS DOCTORAL

MODELOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL
CARBONO EN LA BIOMASA DE LOS
SISTEMAS FORESTALES. INFLUENCIA DE
LA SELVICULTURA EN LOS STOCKS DE
CARBONO

Presentada por RICARDO RUIZ-PEINADO GERTRUDIX
para optar al grado de Doctor por la Universidad de Valladolid

Dirigida por:

DR. GREGORIO MONTERO

DR. MIREN DEL RÍO

PALENCIA, 2013

TESIS DOCTORAL

Ricardo Ruiz-Peinado Gertrudix

Palencia, 2013

AGRADECIMIENTOS

No se puede ni se debe concluir un documento de estas características sin incluir un apartado donde agradezca públicamente el apoyo prestado por un gran número de personas. No sólo los apoyos que se pueden contabilizar en horas de campo, despacho o laboratorio, sino también el soporte aportado por medio de ideas que se han podido desarrollar aquí y aquellas otras que no han fraguado (por el momento). Muy importantes aquellos que formularon pertinentes consejos, o aquellos otros con los cuales se han realizado discusiones en el sentido amplio de la palabra, o charlas y risas de café. Sin todos esos aportes, con seguridad que la tesis no sólo no sería como es, sino también el proceso hubiera resultado muchísimo más tedioso.

Y dispuesto a pasar revista de aquellas personas que han ayudado, con el riesgo que supone olvidarme de alguien que haya participado directa o indirectamente, se agradece:

En primer lugar, a mis directores de Tesis, Miren y Gregorio, por todo su apoyo, disposición, tiempo, cariño y comprensión, que no sólo han hecho que esto llegue a buen puerto, sino que también han conseguido que nuestro grupo de trabajo sea una “pequeña gran familia”. Desde aquí, para ellos, mi gratitud pública.

A toda la gente que ha participado en el trabajo de campo aportando horas y horas de esfuerzo, toneladas de paciencia en la lidia con motoserristas, picadores, agentes forestales, técnicos y otros actores que hemos ido encontrando por los bosques españoles. La lista sí que sería enorme, pero quiero realizar una mención especial para Marta Muñoz que empezó con este arduo trabajo de campo para la obtención de datos, Alberto Alonso, Quique y los hermanos Urchaga. También para todos los técnicos que nos facilitaron los trabajos de campo (permisos, contactos...).

A aquellos compañeros del grupo de Selvicultura, cuya colaboración ha sumado para este fin, impidiendo que este trabajo se hubiera dilatado en el tiempo (Estrella, Mar, Patricia, Sven, Guille, M. Mario, Ángel B.) y especialmente a Raquel, Álvaro, Andrés y Edu (eres miembro de hecho y derecho de este grupo). En general a todas las personas del grupo de selvicultura por su día a día. También es reseñable el trabajo desarrollado por el personal del laboratorio de suelos, especialmente el de Puri y Salvaman.

Es de agradecer particularmente la valiosa aportación tanto en forma de ideas y soluciones de Rafa Calama (este año 2013 ha sido buen año de carreras: Sevilla y TP60k, espero acercarme a tus marcas ☺), así como en el empujón final la fabulosa colaboración de Rafa Alonso. Gratitud.

A Sonia (UPM) por darme la oportunidad de conocer los sistemas agroforestales en detalle. Gracias por contar conmigo en estos proyectos, por tu ilusión y positivismo.

A las facilidades dadas por Gerardo Moreno (UNEX) en lo concerniente tanto al trabajo de campo como en la realización del capítulo correspondiente a la estimación de biomasa en matorrales de la dehesa. Gracias por todo el esfuerzo y entusiasmo.

Agradecer a Roberto Vallejo y su empeño en el desarrollo y la utilización de herramientas para la estimación del carbono. El esfuerzo ha merecido la pena, seguro.

A la “pandillita” (de nuevo Andrés y Edu, *tanto monta monta tanto*), por las discusiones dentro y fuera de esta tesis, trabajos de campo en uno u otro proyecto, anécdotas, risas, comida eterna, cafés, etc., compartiendo horas y horas de nuestra vida laboral y extra-laboral. El trabajo así es menos trabajo. Gracias.

A Noelia Pérez por la realización de la portada, ya que los estilos, colores, diseños y yo tenemos poco en común.

Finalmente, a mi familia, padres y hermanos, porque esta Tesis supone un punto y seguido en esta parte académica de mi vida (por fin!!!) y sin su esfuerzo poco se habría conseguido. También a mi otra familia (la política), por todo su apoyo y confianza, con ellos todo es más sencillo.

A Helga, podría ponerme a escribir, pero... gracias por tu paciencia (que yo no tengo), tu esfuerzo y tu confianza que me ha permitido ser lo que soy hoy. Gracias por la compenetración y comprensión, por los miles y miles de malabarismos con los viajes de campo, los niños, la familia, los amigos, mis aficiones,... ¿Tendremos que ir al Caribe? ☺

Y a mis dos soletes, Candela y Juan, por su fuerza e ímpetu, amor y tesón en todo lo que hacen. ¡¡Espero que algún día vosotros también consigáis todos vuestros objetivos!!

“Sé breve en tus razonamientos, que ninguno hay gustoso si es largo”.

Miguel de Cervantes (Don Quijote de la Mancha)

“Ninguna ciencia, en cuanto a ciencia, engaña; el engaño está en quien no sabe”

Miguel de Cervantes (Los trabajos de Persiles y Segismunda)

ÍNDICE

Índice general.....	7
Índice de tablas.....	11
Índice de figuras.....	13
0. RESUMEN.....	15
1. ANTECEDENTES.....	21
1.1. Bosques, calentamiento global y emisiones de gases de efecto invernadero.....	23
1.2. Metodologías para la estimación del carbono en bosques.....	27
1.2.1. Biomasa forestal.....	27
1.2.2. Madera muerta.....	29
1.2.3. Suelos forestales.....	30
1.3. Estimaciones de carbono en sistemas forestales.....	31
1.3.1. Estimaciones totales de carbono en sistemas forestales.....	31
1.3.2. Escala regional.....	33
1.3.3. Escala nacional.....	34
1.4. Efectos de la gestión forestal en el carbono almacenado en los bosques.....	35
1.5. Referencias bibliográficas.....	39
2. JUSTIFICACIÓN.....	47
2.1. Justificación general.....	49
2.2. Referencias bibliográficas.....	55
3. OBJETIVOS.....	57
3.1. Objetivos principales y específicos.....	59
3.2. Organización del documento.....	62
4. NUEVOS MODELOS PARA ESTIMAR LA CAPACIDAD DE FIJACIÓN DE CARBONO DE LAS CONÍFERAS ESPAÑOLAS.....	63
4.0. Resumen.....	67
4.1. Introducción.....	68
4.2. Material y métodos.....	70
4.2.1. Área de estudio.....	70
4.2.2. Datos.....	71
4.2.3. Ecuaciones de biomasa.....	74
4.2.4. Ratios parte radical:parte aérea.....	76

4.3. Resultados.....	77
4.4. Discusión.....	87
4.5. Conclusiones.....	89
4.6. Referencias bibliográficas.....	90
5. ECUACIONES DE BIOMASA PARA ESTIMAR EL CARBONO ACUMULADO POR LAS ESPECIES DE FRONDOSAS.....	97
5.0. Resumen.....	101
5.1. Introducción.....	102
5.2. Material y métodos.....	103
5.2.1. Área de estudio.....	103
5.2.2. Toma de datos.....	104
5.2.3. Análisis estadístico.....	106
5.3. Resultados.....	107
5.4. Discusión.....	118
5.5. Conclusiones.....	121
5.6. Referencias bibliográficas.....	122
6. LA CONTRIBUCIÓN DE DOS ESPECIES DE MATORRAL TÍPICAS DE LAS DEHESAS IBÉRICAS A LA FIJACIÓN DE CARBONO AÉREO Y RADICAL.....	127
6.0. Resumen.....	131
6.1. Introducción.....	132
6.2. Material y métodos.....	135
6.2.1. Área de estudio.....	135
6.2.2. Diseño del muestreo y obtención de datos.....	136
6.2.2.1. Datos de biomasa aérea individual.....	136
6.2.2.2. Datos de biomasa por comunidades.....	137
6.2.2.3. Datos de biomasa radical.....	138
6.2.2.4. Datos de contenido de carbono.....	139
6.2.3. Ajuste de modelos.....	139
6.3. Resultados.....	140
6.3.1. Modelos de estimación de biomasa individual.....	142
6.3.2. Modelos de estimación de biomasa para comunidades.....	142
6.3.3. Ratios parte radical:parte aérea.....	142
6.3.4. Contenido de carbono del matorral y potencial de fijación de carbono.....	144
6.4. Discusión.....	145

6.5. Conclusiones.....	150
6.6. Referencias bibliográficas.....	151
7. ¿AFECTAN LAS CLARAS A LA BIOMASA Y AL CONTENIDO DE CARBONO EDÁFICO DE LOS PINARES MEDITERRÁNEOS DE <i>Pinus</i> <i>pinaster</i> Ait.?	157
7.0. Resumen.....	161
7.1. Introducción.....	162
7.2. Material y métodos.....	164
7.2.1. Descripción del área de estudio.....	164
7.2.2. Método de muestreo y estimación de carbono.....	166
7.2.2.1. Muestreo edáfico.....	166
7.2.2.2. Biomasa arbórea.....	167
7.2.2.3. Madera muerta.....	167
7.2.3. Análisis de laboratorio.....	168
7.2.4. Análisis estadístico.....	169
7.3. Resultados.....	170
7.3.1. Propiedades edáficas.....	170
7.3.2. Almacén de carbono edáfico.....	171
7.3.3. Almacén de carbono en la biomasa y la madera muerta.....	173
7.3.4. Almacén total de carbono del bosque.....	173
7.4. Discusión.....	174
7.4.1. Carbono edáfico.....	174
7.4.2. Carbono en la biomasa y la madera muerta.....	176
7.4.3. Distribución del carbono en el bosque.....	177
7.5. Conclusiones.....	179
7.6. Referencias bibliográficas.....	180
8. ¿CÓMO AFECTAN LAS CLARAS A LAS CANTIDADES DE CARBONO EN UNA REPOBLACIÓN DE <i>Pinus sylvestris</i> L.?	187
8.0. Resumen.....	191
8.1. Introducción.....	192
8.2. Material y métodos.....	193
8.2.1. Área de estudio.....	193
8.2.2. Recogida de datos.....	194
8.2.3. Análisis de datos.....	196
8.3. Resultados.....	196
8.4. Discusión.....	199

8.5. Conclusiones.....	203
8.6. Referencias bibliográficas.....	204
9. SÍNTESIS FINAL.....	207
9.1. Estimación y reparto de biomasa y carbono en sistemas forestales.....	207
9.2. Estimación de biomasa en matorrales.....	211
9.3. Influencia de la silvicultura en los stocks de carbono.....	214
9.4. Referencias bibliográficas.....	219
10. CONCLUSIONES.....	225

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Estimaciones de carbono (Pg C) en los bosques en los reservorios de biomasa, suelos y productos forestales para distintas zonas geográficas.

Tabla 1.2. Cantidades de carbono acumulado en suelos (Pg C).

Tabla 2.1. Proyectos y convenios realizados por el grupo de Selvicultura del INIA-CIFOR, en la línea de investigación de fijación de carbono en bosques.

Tabla 4.1. Valores mínimos, máximos y medios para el diámetro, la altura y el peso seco de la biomasa de los árboles muestreados de cada especie.

Tabla 4.2. Modelos de biomasa evaluados para las distintas fracciones.

Tabla 4.3. Modelos ajustados por mínimos cuadrados generalizados conjuntos (SUR) y estadísticos para las especies de coníferas estudiadas.

Tabla 4.4. Ratios de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la eficiencia del modelo (EF) para comparar los modelos del presente trabajo con los de Montero et al. (2005) (ajustados para cada fracción por separado y con datos transformados logarítmicamente).

Tabla 4.5. Ratios parte radical:parte aérea para las especies estudiadas, error estándar y comparaciones múltiples.

Tabla 5.1. Valores mínimos, máximos y medios para el diámetro, altura y peso seco de la biomasa para los árboles muestreados de cada especie estudiada.

Tabla 5.2. Ecuaciones de biomasa seleccionadas mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos (SUR) y estadísticos del ajuste para las especies estudiadas.

Tabla 5.3. Cociente de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y de la eficiencia (EF) de los modelos del presente trabajo (ajustados mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos -SUR-) y los de Montero et al. (2005) (ajustados para cada fracción por separado y empleando transformación logarítmica de los datos).

Tabla 5.4. Ratios parte radical:parte aérea para las especies estudiadas, error estándar y comparaciones múltiples.

Tabla 6.1. Valores medios (rango entre paréntesis) del diámetro de copa, la altura, el índice volumétrico y la biomasa aérea y radical (raíces finas y gruesas) para las plantas individuales de las dos especies estudiadas.

Tabla 6.2. Valores medios (rango entre paréntesis) de las comunidades muestreadas (valores de los transectos).

Tabla 6.3. Modelos de biomasa individual e índices de bondad de ajuste para las especies estudiadas.

Tabla 6.4. Modelos de biomasa para comunidades e índices de bondad de ajuste.

Tabla 7.1. Características selvícolas medias y error estándar de las parcelas experimentales de claras de *Pinus pinaster* Ait. en el último inventario (año 2010).

Tabla 7.2. Propiedades edáficas (media \pm error estándar) de la capa mineral del suelo (profundidad de 0-30 cm) de las masas estudiadas, por tratamientos.

Tabla 7.3. Stocks de carbono medios y error estándar (Mg C ha⁻¹) almacenados en la biomasa viva, la madera muerta y el suelo para los distintos compartimentos y tratamientos.

Tabla 8.1. Principales características selvícolas (media \pm error estándar) para cada intensidad de clara ensayada.

Tabla 8.2. Principales parámetros fisico-químicos de la tierra fina del suelo (media \pm error estándar).

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Cronología y temática de los proyectos llevados a cabo en el grupo de Selvicultura del INIA-CIFOR, dentro de la línea de investigación de fijación de carbono por los bosques españoles.

Figura 4.1. Distribución de las zonas de muestreo en España para las especies estudiadas.

Figura 4.2. Valores observados y predichos para la biomasa aérea de las especies estudiadas.

Figura 4.3. Reparto de biomasa, por especies, para un árbol medio de 35 cm de diámetro normal.

Figura 5.1. Localización de las zonas de muestreo en España para las especies estudiadas.

Figura 5.2. Valores observados y predichos de biomasa aérea (kg) para las frondosas estudiadas.

Figura 5.3. Reparto de biomasa para las especies de frondosas en un árbol medio de 35 cm de diámetro normal.

Figura 6.1. Valores observados y modelos de biomasa individual seleccionados para *Cistus ladanifer* (A) y *Retama sphaerocarpa* (B).

Figura 6.2. Reservorio de carbono medio (Mg C ha^{-1}) para las dos comunidades estudiadas: dehesas de *Quercus ilex* con matorral de *Cistus ladanifer* (Cl) y dehesas de *Q. ilex* con matorral de *Retama sphaerocarpa* (Rs).

Figura 7.1. Variación de la biomasa aérea ($\text{Mg de materia seca ha}^{-1}$) para los diferentes tratamientos aplicados (T: Testigo, M: clara moderada, F: clara fuerte).

Figura 7.2. Valores medios de contenido de carbono (Mg C ha^{-1}) por tratamiento, para los diferentes estratos considerados de la capa orgánica del suelo (A) y profundidades en la capa mineral del suelo (B).

Figura 7.3. Contenidos de carbono (Mg C ha^{-1}) en el bosque para los diferentes compartimentos y tratamientos considerados (T: sin aclarar, M: clara moderada, F: clara fuerte).

Figura 8.1. Variación de la biomasa aérea ($\text{Mg materia seca ha}^{-1}$) para los tres tipos de intensidad de clara aplicados.

Figura 8.2. Carbono acumulado en los distintos compartimentos según el tratamiento aplicado (T: tratamiento testigo; M: clara baja moderada; F: clara baja fuerte).



RESUMEN

0. RESUMEN

Es ampliamente conocido y reconocido que los bosques tienen un papel fundamental en la mitigación del cambio climático. Funcionan como almacenes de carbono fijando el carbono que captan de la atmósfera en sus estructuras, conformando biomasa viva. El carbono de esta biomasa, una vez que esta muere, puede pasar de nuevo a la atmósfera o puede seguir almacenado durante años formando parte de productos forestales (madera, corcho, etc.) o en el suelo tras la descomposición de la materia orgánica.

La gestión forestal sostenible ha incluido la fijación de carbono dentro de sus múltiples objetivos, y debe tratar de mantenerla y aumentarla de manera significativa para contribuir al objetivo mitigador.

Uno de los primeros pasos necesarios es conocer las cantidades de carbono existentes en los sistemas forestales y en qué fracciones se encuentran almacenadas. Para ello se han desarrollado ecuaciones de estimación para diferentes fracciones de biomasa aérea y para la fracción radical en 23 especies arbóreas que viven en nuestro país. Estos modelos cuentan con el diámetro normal y la altura total del árbol como variables independientes, posibilitando su aplicación a los datos de inventario forestal. También se ha estudiado como se realiza el reparto de biomasa, importante cuestión para la toma de decisiones en la planificación, puesto que la adopción de un tipo de claras o un método de aprovechamiento puede modificar los stocks de carbono y los nutrientes del suelo con un posible efecto en la productividad del sistema.

El estrato arbustivo también supone una parte a tener en cuenta dentro de los reservorios de carbono, mucho más en aquellos sistemas donde la vegetación arbórea es escasa o ha desaparecido. Cuantificar este reservorio también es necesario para conocer el poder mitigador del bosque. El enfoque de la cuantificación es diferente al arbóreo, puesto que los inventarios forestales aportan información detallada del estrato arbóreo, pero no del estrato arbustivo presentando en el mejor de los casos información general. En este caso se ha planteado su estudio desde dos aproximaciones: la primera de ellas mediante la estimación de biomasa en ejemplares a partir de datos individuales como es el biovolumen, para su utilización cuando se dispone de datos de inventario detallado en ese estrato; y la segunda mediante la estimación en formaciones o comunidades a partir de datos a ese nivel como son la cobertura y la altura media, para su utilización cuando solamente se dispone de datos generales del estrato.

Igualmente se ha abordado el estudio del reparto de biomasa en la parte aérea y radical, para identificar esa distribución en las distintas especies, cuestión trascendente a la hora de la gestión de la vegetación arbustiva.

Una vez que se dispone de herramientas para la estimación de la biomasa, tanto de la parte aérea como de la parte radical, y existen técnicas de muestreo para conocer los principales reservorios de carbono (madera muerta y suelo), se planteó responder a la pregunta sobre los posibles impactos que puede conllevar la aplicación de selvicultura, específicamente la aplicación de claras en una masa forestal. Los estudios se han centrado en la posible influencia que ha tenido la selvicultura aplicada en pinares procedentes de repoblación. Se eligieron este tipo de masas debido a que está documentado que las repoblaciones tienen una tasa de fijación de carbono relativamente alta, tanto en la biomasa viva como en el suelo tras el cambio de uso de suelo que se realiza (considerando el paso de tierra agrícola marginal a forestal), con la hipótesis de identificar los posibles impactos en los reservorios de carbono. Se estudiaron pinares de *Pinus pinaster* y *P. sylvestris*, sometidos a distintas intensidades de clara y diferentes sistemas de aprovechamiento en cada especie, estando en distintos momentos del turno propuesto para identificar diferentes situaciones.

Los resultados encontrados muestran que no existe una influencia significativa de la aplicación de claras en el carbono acumulado en el suelo en el corto-medio plazo (ni en conjunto, ni tras considerar por separado la capa mineral y la capa orgánica), tras la aplicación de tres claras por lo bajo con una rotación de entre 8 y 10 años (según casos de estudio). Las masas no aclaradas presentan una mayor cantidad de carbono acumulada in situ que las masas no aclaradas, fundamentalmente por la cantidad de biomasa aérea existente. Aunque si se considera también la cantidad de carbono extraída en las cortas, la situación difiere según la especie estudiada. En la masa de *P. pinaster* (al final del turno), las cantidades de carbono acumuladas son significativamente superiores en las masas aclaradas que en las no aclaradas. Sin embargo, en la masa de *P. sylvestris* (en la mitad del turno propuesto), las cantidades de carbono son estadísticamente mayores en la masa sin aclarar que en la masa donde se han realizado claras fuertes, no encontrándose diferencias significativas con la masa donde se aplicó la clara moderada. En este último caso, se ha detectado una ligera pérdida de producción en la clara fuerte, hecho que ya había contemplado en la bibliografía para esta especie.

Por tanto, promulgamos la utilización de las cantidades de carbono existentes en la biomasa aérea y las cantidades de carbono extraídas en claras de aprovechamiento como indicadores de la sostenibilidad de la gestión en términos de carbono acumulado, sin ser necesario un seguimiento continuo del carbono acumulado en el suelo, ya que informan de forma precisa de la situación de la masa y la selvicultura aplicada.

0. ABSTRACT

It is widely known and recognized that forests play a key role in climate change mitigation. They act as carbon sinks fixing the carbon from the atmosphere into their structures, forming living biomass. When such biomass dies, carbon can either go back to the atmosphere or kept stored for years as part of forest products (wood, cork , etc.), or even stay on the soil after the decomposition of the organic matter.

Sustainable forest management has included carbon sequestration within its multiple objectives and it should focus on sustaining and increasing its values in order to contribute significantly to the purpose of climate mitigation.

One of the first steps is to determine the amount of carbon stored in forest systems and how they are distributed in the different fractions. This has been done by developing equations for carbon estimations on different aboveground and belowground biomass fractions for 23 tree species present in Spain. These models use diameter and total tree height as independent variables, enabling its application with forest inventory data. We also studied how the allocation of biomass takes place, which is very important for decision-making in forest planning, as the adoption of different thinning types or harvesting methods can change carbon stocks and soil nutrients with a possible effect on the productivity of the system.

The shrub layer is also an important carbon stock in the forests, much more in systems where the tree layer is sparse or missing. We also need to quantify the carbon stocks in order to know the total mitigation potential of the forest. Nevertheless, the way to measure the stock is performed differently as forest inventories provide detailed information of the tree layer but not as much with regards to the shrub layer, most inventories just present general information in the best case. Due to these facts, in this situation, the study has been conducted from two perspectives: the first one by estimating biomass in samples from individual data as bio-volume, for its use when there is detailed inventory data in the shrub stratum; and the second one by estimating biomass in communities from data such as shrub canopy cover and mean height, for its use when there is only general data available from the stratum. The study of the biomass partitioning to identify how carbon is allocated in each species has also been done, a subject of critical importance for the management of shrubs.

Once there were tools available for estimating biomass, both from the above and belowground fractions, and there are sampling techniques for major carbon pools (dead wood and soil), there was a question to be answered regarding the potential impact that may derive from the application of silviculture, in particular the application of thinnings in a forest. Studies

have been focusing on the potential influence of silviculture practices applied on pinewoods coming from afforestation. We chose these stands because it is already documented that afforestations have a relatively high carbon sequestration rate, both in living biomass and soil, after the land use change is made (considering the change of marginal agricultural land to forest), with the hypothesis to recognize potential impacts on carbon stocks. We studied *Pinus pinaster* and *P. sylvestris* stands, with different thinning intensities and different harvesting systems for each species, at different times of the proposed rotation period to identify different situations.

The results showed that there was no significant impact on soil carbon stocks in the short-medium term due to the type of thinning applied (neither taking into account the whole soil nor considering separately the mineral soil or the forest floor), after applying three thinning from below with a rotation of between 8 and 10 years (as shown in the case studies). No thinned stands showed higher amounts of carbon accumulated on site, mainly due to the amount of living biomass. Although, if we consider the amounts of carbon extracted in thinnings, the situation differs depending on the species studied. In the *P. pinaster* trial (at the end of its rotation period), the accumulated carbon stocks were significantly higher in thinned stands than in those where no thinnings were conducted. However, in the *P. sylvestris* trial (at half the proposed rotation period), the amount of carbon stock was statistically higher in no thinning stands than in those where there has been applied heavy thinning and presented no significant differences with moderate thinning stand. In this case, we have detected a slight loss of production with heavy thinnings, a fact that was already reflected in the literature for this species.

Therefore, we encourage the use of existing carbon stocks in aboveground biomass and the carbon stocks harvested in thinning operations as the indicators for the sustainability of forest management in terms of carbon sequestration. As both indicators describe the stand situation and the silviculture applied in an accurate way, there is no requirement to monitor continuously the carbon stored in the soil.



ANTECEDENTES

1

1. ANTECEDENTES

1.1. Bosques, calentamiento global y emisiones de gases de efecto invernadero

Los sistemas forestales tienen un papel fundamental en el ciclo global del carbono, dado que captan el carbono atmosférico y lo almacenan en forma de biomasa. El carbono absorbido de la molécula de CO₂ y fijado en la fotosíntesis, en presencia de luz y agua, es almacenado en forma de hidratos de carbono que la planta necesita para subsistir. De aquí la importancia de este hecho, ya que los sistemas forestales realizan la función de almacén de carbono tanto en el estrato arbóreo como en el arbustivo y el herbáceo. Esta biomasa vegetal, una vez que deja de estar viva continúa dentro del ciclo del carbono, bien como materia orgánica muerta que puede incorporarse al suelo y permanecer almacenada durante largo tiempo conformando otro gran almacén en el bosque, o bien siendo oxidada y pasando de nuevo a la atmósfera.

Esta función almacén, en un contexto de cambio climático antropogénico, tiene una gran relevancia puesto que la acumulación de carbono en la biomasa y en el suelo puede contribuir a la mitigación del 30% de las emisiones anuales de CO₂ debidas al hombre (Canadell & Raupach, 2008). Este porcentaje podría ser aumentado de manera notable con una adecuada gestión de estos ecosistemas forestales. Así pues, el sector forestal contribuiría de manera muy importante a la mitigación del cambio climático.

Pero los bosques no sólo actúan como sumideros o almacenes de carbono, también pueden ser fuentes o emisores de carbono por causas bióticas o abióticas, por ejemplo en el caso de fuegos, plagas o enfermedades, deforestación, cambios de uso de la tierra, cortas de madera o leñas, etc. El hecho de que los sistemas forestales acumulen carbono no es una nueva función descubierta debido a la preocupación por el cambio climático, pero sí lo es que la atención y el interés por esta función han ido en aumento debido a la potencialidad que pueden tener como sumideros de carbono en el contexto de cambio climático. Además, si consideramos el uso de productos forestales de calidad (aquellos que tienen un ciclo de vida largo), o de aquellos que puedan sustituir a otros productos cuya producción sea muy costosa en términos de energía, y por ende en términos de emisiones de CO₂, el papel de los sistemas forestales es fundamental para la mitigación del cambio climático. Por ello, la gestión forestal debe incorporar este importante servicio ambiental que el bosque aporta como uno más dentro de todos los servicios que los montes prestan a la sociedad.

Desde finales de la década de los 70 y principios de los 80, la preocupación por el calentamiento global del planeta y su relación con las emisiones de gases contaminantes es cada vez mayor. Así, en 1988 se crea el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (*Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC*) para, desde un punto de vista científico, presentar a la sociedad el estado de conocimiento sobre el cambio climático y los potenciales efectos ambientales y socio-económicos. En este contexto, en 1992, se desarrolló la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de Río de Janeiro, donde fue aprobada la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (*United Nations Framework Convention on Climate Change - UNFCCC*) para la “*estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropógenas peligrosas en el sistema climático*”. En Río se llegó al compromiso de elaborar, actualizar periódicamente y facilitar a la Convención los Inventarios Nacionales de Emisiones de gases de efecto invernadero, identificando los sectores de emisión y la absorción por los sumideros, todo ello mediante la utilización de metodologías internacionalmente aceptadas para que estos datos pudieran ser comparables. Desde la Convención, también se hace referencia a la posibilidad de utilizar la vegetación y los suelos como sumideros de carbono, concretamente dentro de las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (*Land Use, Land Use Change and Forestry - LULUCF*) para reducir emisiones, estableciéndose guías y metodologías precisas para su contabilidad.

En 1997, dentro de la UNFCCC, se firmó el acuerdo internacional conocido como el Protocolo de Kyoto, con el compromiso de estabilización de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI). Se estableció una reducción global del 5,2% de las emisiones de GEI sobre los niveles del año 1990 para el periodo 2008-2012, aunque el objetivo para cada país fue diferente, *e.g.*, la Unión Europea en conjunto debía reducir un 8%, aunque España podía aumentar un 15% sus emisiones de GEI en ese periodo. Dentro del Protocolo, en los acuerdos de Bonn y Marrakech (2001), se aceptaron como sumideros de CO₂ ciertas actividades relacionadas con el sector LULUCF, que fueran directamente influidas por el hombre para la contabilidad de emisiones de GEI nacionales. De este modo, y de forma obligatoria, los países firmantes comienzan a contabilizar las emisiones y sumideros de aquellas actividades como forestación, reforestación y deforestación que hayan ocurrido desde el año 1990 (Artículo 3.3 del Protocolo de Kyoto). Además, se establecen unas actividades de declaración opcional por los países (no con carácter obligatorio, pero sí de necesario mantenimiento durante el periodo de compromiso si fueron elegidas) como la gestión forestal, gestión de tierras agrícolas y gestión de pastizales (Artículo 3.4 de Protocolo de Kyoto). En España se optó por informar sobre sumideros en gestión de bosques y gestión de tierras agrícolas. No obstante, dentro de estos acuerdos también se aceptó que no todo el carbono que es absorbido por estas actividades se

puede incluir en la contabilidad doméstica, acordándose que los sumideros en España podrían absorber un 2% de las emisiones del año base, considerándose este valor como potencial para la contabilidad. Así pues, dado que el fin principal de estos compromisos o mecanismos internacionales es reducir las emisiones de GEI, dentro de estas acciones el potencial de los bosques como sumideros de carbono quedó en un segundo plano. Pero, más allá de su inclusión parcial en los diferentes acuerdos internacionales para su consideración en las contabilidades, los bosques son una parte fundamental en la mitigación del calentamiento global y por ello hay que resaltar el papel esencial que juegan.

También existen, dentro del Protocolo de Kyoto, otros mecanismos en los cuales se podrían utilizar los sumideros de carbono en bosques para la reducción de emisiones: El Mecanismo de Desarrollo Limpio (*Clean Development Mechanism - CDM*), con el cual se permite la realización de proyectos (entre los cuales se incluyen las forestaciones y reforestaciones) en países sin objetivos de reducción de emisiones, y la Implementación Conjunta (*Joint Implementation - JI*), mediante el cual se pueden implementar proyectos en países con objetivos de reducción que aumenten las acciones sumideros, mediante actividades LULUCF.

Otro de los mecanismos que se habilitó en la UNFCCC para la lucha contra el cambio climático, aunque en esta ocasión fuera del Protocolo de Kyoto, son los mecanismos REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation in Developing countries, including the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks*) para la reducción de emisiones procedentes de la deforestación y degradación de bosques, y para el fomento de la conservación, gestión sostenible de bosques y aumento de las reservas de carbono en países en desarrollo.

Este importante servicio que proporcionan los bosques, aparte de haber sido reconocido por la UNFCCC y por el Protocolo de Kyoto, también está fuertemente reforzado a nivel Europeo. Tras la Tercera Conferencia Interministerial para la Protección de los Bosques celebrada en Lisboa (1998), se establecieron y adoptaron los Criterios e Indicadores Paneuropeos de Gestión Sostenible de los Bosques, donde se hace referencia de forma expresa y clara a la importancia de los sistemas forestales en los ciclos del carbono. Dentro de estos criterios se incluye la importancia de cuantificar los stocks de carbono del bosque, existiendo uno de ellos específicamente para este tema. Así, el criterio número 1 se llama “*Mantenimiento y mejora adecuada de los recursos forestales y su contribución al ciclo global del carbono*”, contando con un indicador (1.4) denominado “*Fijación de carbono*”. Además, en la Cuarta Conferencia celebrada en Viena (2003) se realza la importancia del concepto de gestión forestal sostenible en relación con la reducción global de gases de efecto invernadero.

El papel que juegan los bosques frente al cambio global como sumideros de carbono y la importancia de la gestión forestal sostenible como herramienta para conservar e incrementar esas funciones, también ha sido recogida y enfatizada dentro de la Estrategia Forestal Europea (*European Forest Strategy*) del año 1999. Y, también a nivel nacional se ha trasladado el interés y la importancia que tienen los bosques como sumideros de carbono, tanto en el Plan Forestal Español (2002) como en la Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia (2007), entre otros documentos estatales. También en España, visto el potencial que tienen los sistemas forestales en la mitigación del cambio global, el criterio de la fijación de carbono ya está siendo considerado, tanto dentro de la toma de decisiones en la planificación y la aplicación de silvicultura (*e.g.*, Díaz-Balteiro & Romero, 2003; Bravo *et al.*, 2008a), como dentro de las cuentas económicas del bosque (*e.g.*, Campos *et al.*, 2008; Caparrós *et al.*, 2011).

Específicamente, el sector forestal (en sentido amplio) puede contribuir a mitigar las emisiones de carbono a partir de cuatro acciones principales (Montero *et al.*, 2005; Nabuurs *et al.*, 2007; Bravo *et al.*, 2008b; Canadell & Raupach, 2008):

- Ampliando y manteniendo la superficie forestal, mediante programas de reforestación de zonas degradadas, protección de cuencas de embalses o plantaciones forestales para la obtención de materias primas (madera o biomasa).
- Aumentando la cantidad de carbono existente en los bosques, a partir de estrategias silvícolas para optimizar la fijación de carbono. Principalmente, estas estrategias se centran en cuestiones relativas a la modificación del turno e intensificación de regímenes de claras, gestión de la composición específica de la masa y protección de suelos.
- Fomentando el uso de productos forestales, tanto maderables como no maderables, con el objetivo principal de reducir el uso de otros productos que en su fabricación sean más costosos desde el punto de vista energético y, por tanto, de emisiones de CO₂, o promoviendo su uso como fuente de energía renovable.
- Reduciendo las emisiones debidas a deforestación y degradación de bosques, mediante aplicación de gestión forestal con acciones de conservación que eviten grandes incendios y otras catástrofes naturales o artificiales, además del fomento de acciones que favorezcan la regeneración natural de las masas forestales.

1.2. Metodologías para la estimación del carbono en bosques

La estimación del carbono almacenado en los bosques viene, fundamentalmente, demandada por los requerimientos del UNFCCC, además de para poner en funcionamiento los mecanismos del Protocolo de Kyoto. Dicha cuantificación debe ser realizada utilizando aproximaciones establecidas e internacionalmente aceptadas que permitan la comparación de los resultados, e incluyendo los principales reservorios de carbono del bosque: biomasa viva (aérea y radical), madera muerta y suelo, tanto en su capa mineral como en la orgánica.

1.2.1. Biomasa forestal

La estimación de biomasa forestal arbórea se realiza, habitualmente, de forma indirecta a partir de datos de inventario forestal, utilizando alguno de los dos métodos siguientes (*e.g.*, Brown, 2002; Somogyi *et al.*, 2007):

- Factores de expansión de biomasa, conocidos como BEF's por sus siglas en inglés (*Biomass Expansion Factors*). Estos factores son relaciones entre la biomasa total (fundamentalmente aérea, aunque en ocasiones se trata de biomasa subterránea y en otras la suma de biomasa aérea y radical) y el volumen maderable. Se requiere, por tanto, el conocimiento del volumen maderable para cada especie, puesto que el factor de expansión relaciona la cantidad de materia seca que presenta una unidad de volumen maderable de esa especie. Aunque generalmente se han utilizado valores constantes para los factores de expansión de biomasa, es conocido que éstos dependen fundamentalmente de la edad (*e.g.*, Lehtonen *et al.*, 2004; Tobin & Nieuwenhuis, 2007; Teobaldelli *et al.*, 2009), aunque también se han encontrado relaciones con las condiciones de crecimiento de la masa expresándose los factores de expansión en función del volumen de la masa o la cantidad de biomasa existente (Fang *et al.*, 1998; Fang & Wang, 2001).

- Ecuaciones de estimación de biomasa. Estos modelos estiman el peso de biomasa del árbol usando el diámetro normal como variable independiente o en conjunción con otra variable dendrométrica del árbol como la altura total. Esta conjunción es frecuente en estos modelos dado que aporta información indirecta sobre las condiciones de crecimiento (espesura y calidad de estación). En algunas ocasiones, para las fracciones de copa también se emplea la altura de copa.

Aparte de ecuaciones de biomasa para árboles individuales también existen ecuaciones de estimación de biomasa a nivel de masa, utilizando variables de masa (área basimétrica, altura dominante,...).

También existen otras técnicas que, a partir de la teledetección y el empleo de observaciones de satélites o aviones (radar, lidar,...), permiten la estimación de biomasa y carbono existente en las masas forestales (*e.g.*, Nelson *et al.*, 2004; Patenaude *et al.*, 2005). Estos son métodos que presentan un gran potencial para estimar cantidades de carbono en bosques, especialmente en la su fracción aérea. Aunque generalmente, estas estimaciones se apoyan en datos de campo en los que previamente se ha estimado la biomasa a través de los métodos anteriormente descritos.

Una vez determinado el peso de biomasa seca, para realizar el cálculo del peso de carbono fijado se debe utilizar la concentración de carbono existente en la madera de cada especie (si el dato está disponible) o se deben emplear valores medios por comparación, siendo el valor de 0,5 (kg carbono kg⁻¹ biomasa seca) el valor recomendado si no hay otro dato disponible (IPCC, 2003).

La biomasa arbustiva o de matorral, también puede ser estimada utilizando modelos que relacionen el peso de la biomasa con variables características como el diámetro de la base y la altura total, la superficie cubierta, la edad del individuo o el biovolumen del individuo (Murray & Jacobson, 1982). Estos modelos también necesitan de datos de inventario del estrato arbustivo, los cuales no siempre están disponibles, y además cuando existen datos de este estrato, la fiabilidad en cuanto a determinación de especies o el error existente en la medición de las variables necesarias puede no ser el deseado. También, en aquellos ecosistemas donde existe una gran diversidad de especies en el estrato arbustivo, el desarrollo de ecuaciones para estimar la biomasa a escala comunidad (*e.g.*, Nívar *et al.*, 2004; Navarro & Blanco, 2006) puede facilitar y mejorar las estimaciones, utilizando variables independientes que sean sencillas de estimar en el inventario como pueden ser la cobertura y/o la altura media (Flombaum & Sala, 2007).

La biomasa de plantas herbáceas es habitualmente estimada mediante la corta y pesaje de las plantas existentes en parcelas de tamaño determinado, dentro del bosque, para la estimación de peso por unidad de superficie en un momento dado. Además, para la estimación de tasas de secuestro de carbono, se suele utilizar la productividad potencial neta. Y, aunque la participación de éste reservorio en el ciclo global del carbono puede llegar a ser importante en aquellos terrenos desprovistos de arbolado, en la mayoría de los casos estas plantas suelen ser anuales y por tanto, aunque su producción primaria neta pueda ser muy alta, el carbono fijado lo está por un periodo de tiempo relativamente corto. Aunque estas plantas herbáceas sean aprovechadas como pastos, sólo una pequeña fracción de lo ingerido es acumulado en el cuerpo de los herbívoros o exportado como leche, siendo la gran mayoría respirado (Soussana *et al.*, 2004) siendo, por tanto, su ciclo de vida bastante pequeño.

1.2.2. *Madera muerta*

Existen diferentes componentes que se engloban en el grupo de materia muerta: *madera muerta gruesa* donde se incluyen tocones, árboles muertos en pie, troncos tumbados, restos de madera con diámetro en punta delgada mayor que 7 cm; y *madera muerta fina* dispuesta sobre el suelo, con diámetro en punta gruesa menor que 7 cm y diámetro en punta delgada mayor que 2 cm. El diámetro que separa la madera fina de la gruesa no está estandarizado, utilizándose diferentes valores según autores, aunque en España, al disponer de ecuaciones de biomasa que separan la leña gruesa de la delgada en dicho valor, se propone seguir esta clasificación para facilitar la estimación.

La madera muerta gruesa puede medirse inventariando los diámetros, longitudes y estados de descomposición en parcelas de muestreo (Harmon & Sexton, 1996) y realizando una cubicación a partir de esos datos. Para el paso a peso de biomasa seca desde los volúmenes calculados se emplea la densidad básica. Y, además, para una correcta determinación del peso seco se aplica un factor de reducción de biomasa en función del grado de descomposición de la madera (Waddell, 2002). En lugar de utilizar parcelas de muestreo para estimar las cantidades de madera muerta que está caída, también es habitual el empleo de transectos (Harmon & Sexton, 1996) o aplicar ambos métodos, como por ejemplo con la realización de un muestreo relascópico para la madera gruesa tumbada (Gove *et al.*, 1999) y transectos para el inventario de árboles muertos en pie y árboles huecos (Ducey *et al.*, 2002).

Para la cuantificación de la madera muerta fina se utilizan parcelas de muestreo más pequeñas, donde se pesan o calculan los volúmenes de las cantidades existentes.

1.2.3. Suelos forestales

Las cantidades de carbono existentes en suelos forestales requieren de mediciones directas para la obtención de estimaciones puntuales, como primer paso, para la posterior determinación de relaciones y desarrollo y calibrado de modelos, hacia la estimación de carbono en áreas de mayor extensión (Post *et al.*, 2001).

La diferenciación del suelo en capas, muestreando por una lado la capa orgánica (*forest floor*) y por otro la capa mineral (*mineral soil*) del suelo, permite realizar una mejor estimación de las cantidades de carbono existentes. Así, dentro de la capa orgánica se podrán identificar tres subcapas, siempre que existan: la hojarasca (*litter*) o capa *L*, compuesta por materia orgánica fresca; la capa fragmentada o capa *F*, donde la materia orgánica fresca se encuentra fragmentada y parcialmente descompuesta aunque las estructuras todavía son reconocibles; y el humus o capa *H*, donde la materia orgánica está descompuesta y las estructuras ya no son reconocibles. Dentro de la capa mineral, el muestreo se puede realizar en los horizontes pedogenéticos o en subcapas mediante el empleo de profundidades fijas. En la capa mineral en cualquier caso, se deben incluir mediciones sobre la densidad aparente del suelo, pedregosidad no muestreable y profundidad de medición. Además, en los análisis químicos de laboratorio se ha de identificar el carbono orgánico del suelo, considerando en aquellos suelos donde existan carbonatos las cantidades de carbono inorgánico.

1.3. Estimaciones de carbono en sistemas forestales

1.3.1. Estudios globales

Los estudios que han realizado cuantificaciones de carbono que están fijadas por los bosques tanto en la vegetación (viva y muerta) como en los suelos no son escasos (Tabla 1.1). Así, por ejemplo, Dixon *et al.* (1994) utilizando datos de cantidades medias de biomasa en bosques, flujos de carbono en suelos, estudios de asimilación y reparto de carbono en la vegetación, estudios de ciclos de carbono y estrés ambiental, tasas de cambio de uso del suelo, experiencias de gestión forestal y empleo de prácticas de conservación de carbono y apoyándose en una división geográfica de los bosques según bandas latitudinales, encontraron que el carbono almacenado en los bosques mundiales asciende a 1146 Pg C (carbono), estando 787 Pg C (algo más de dos tercios) en los suelos. En esta estimación se incluyó la biomasa aérea y subterránea arbórea, también aquella de la vegetación no arbórea, la materia orgánica del suelo hasta 1 m de profundidad, la madera muerta gruesa y la capa de hojarasca. No tuvieron en cuenta los productos forestales provenientes de la madera, entendiendo estos autores que era un componente que representaba un pequeño porcentaje, puesto que la mayor parte de estos productos tenía un ciclo de vida pequeño. Con esos cálculos, se estimó el potencial de fijación de carbono anual para los bosques en 0,9 Pg C año⁻¹.

Otros estudios realizan cuantificaciones del carbono almacenado en diversos biomas del mundo, como el estudio realizado dentro de uno de los Grupos de Trabajo del IPCC (Prentice *et al.*, 2001). En este caso, estimaron la cantidad de carbono en bosques (tropicales, templados y boreales) en 1240 Pg C (43% en plantas y 57% en suelos hasta 1 m de profundidad).

Más recientemente, Pan *et al.* (2011) efectuaron una nueva estimación de las cantidades de carbono almacenadas en los bosques mundiales, incluyendo todos los reservorios de carbono del bosque (biomasa viva, madera muerta, hojarasca y suelo). Consideraron la cantidad total de 861 Pg C en los bosques mundiales, con 383 Pg C en suelos (44%) hasta 1 m de profundidad, 363 Pg C en biomasa viva (42%) tanto aérea como subterránea, 73 Pg C en madera muerta y 43 Pg C en la hojarasca. Asimismo, realizaron una estimación del secuestro de carbono anual neto por los bosques del mundo de 1,1 Pg C año⁻¹, usando datos de inventarios forestales y estudios de flujos de carbono en sistemas forestales.

Tabla 1.1. Estimaciones de carbono (Pg C) en los bosques en los reservorios de biomasa, suelos y productos forestales para distintas zonas geográficas. Entre paréntesis figura el porcentaje del total.

Autores	Zona de estimación	Biomasa (Pg C)		Suelo (Pg C)		Productos forestales (Pg C)	TOTAL (Pg C)
		Viva	Muerta	Orgánico	Mineral		
Dixon <i>et al.</i> (1994)	Mundo	359 (31%)		787 (69%)		-	1146
Nabuurs <i>et al.</i> (1997)*	Europa*	7,9 (40%)	-	12,0 (60%)		-	19,9
Prentice <i>et al.</i> (2001)	Mundo	536 (43%)	-	704 (57%)		-	1240
Goodale <i>et al.</i> (2002)**	Hemisferio norte**	83 (21%)	14 (4%)	28 (7%)	260 (67%)	4 (1%)	390
Pan <i>et al.</i> (2011)	Mundo	363 (42%)	73 (9%)	43 (5%)	383 (44%)	-	861

* Europa ($149 \cdot 10^6$ ha), excepto Rusia

** Algunos países del hemisferio norte ($2 \cdot 10^9$ ha) (Canadá, USA, Europa, Rusia, China, Japón, Corea, Mongolia)

De igual manera, el carbono almacenado en el suelo también ha sido un reservorio sobre el cual los científicos han prestado mucho interés, existiendo bastantes ejemplos de cuantificaciones en la bibliografía (Tabla 1.2). Así, Batjes (1996) utilizando una base de datos de 4353 perfiles de suelo distribuidas por todo el mundo estimaron en el rango de 684-724 Pg C el reservorio de carbono orgánico del suelo en la capa mineral en los primeros 30 cm y entre 1462-1548 Pg C lo almacenado hasta 1 m de profundidad en el suelo mineral (excluyendo la capa orgánica del suelo y el carbón). Además, presentaron cantidades medias de carbono por unidad de superficie (kg m^{-2}) para varios tipos de suelos, incluidos los usos forestales. Jobbagy & Jackson (2000) también realizaron una estimación del carbono almacenado en el suelo en diferentes biomas del mundo, hallando una cantidad de 1502 Pg C en el suelo hasta un metro de profundidad, contabilizando 742 Pg C en bosques.

Tabla 1.2. Cantidades de carbono acumulado en suelos (Pg C).

AUTOR	ÁREA DE ESTUDIO	CARBONO EN EL SUELO	
		30 primeros cm	Hasta 1 m
Batjes (1996)	Mundial	684-724	1462-1548
Jobbagy & Jackson (2000)	Mundial	--	1502
Schils <i>et al.</i> (2008)	Europa	79,8*	75,3*

* Con distintas metodologías de cálculo

1.3.2. Escala regional

Sin embargo, los estudios que incluyen regiones geográficas más reducidas son bastante más habituales (Tabla 1.1), sobre todo a nivel nación o estado. Entre estos trabajos regionales destaca el realizado por Nabuurs *et al.* (1997) en el cual se estimó el carbono almacenado en los bosques de Europa (149×10^6 ha), exceptuando Rusia. Utilizaron datos procedentes de inventarios forestales y modelos de flujos de carbono según países, estimando en 19978 Tg C el total acumulado, distribuyéndose 7929 Tg C almacenados en la vegetación arbórea y 12049 Tg C como materia orgánica del suelo. La tasa de acumulación encontrada fue de $101,3 \text{ Tg C año}^{-1}$ en la vegetación arbórea y $29,2 \text{ Tg C año}^{-1}$ en productos forestales.

Goodale *et al.* (2002) identificaron las cantidades de carbono y su potencial anual de fijación de carbono en los bosques de Canadá, USA, Europa, Rusia, China y otros países del hemisferio norte como Japón, Corea, Mongolia (total 2×10^9 ha de bosques). A partir de datos de inventarios forestales, relaciones alométricas y utilizando modelos y otras bases de datos, estimaron en un total de 390 Pg C las cantidades de carbono en el sector forestal en el año 1990, con un reparto de 83 Pg C en la vegetación viva, 14 Pg C en la madera muerta, 28 Pg C en la capa orgánica del suelo, 260 Pg C en la capa mineral del suelo y 4 Pg C en productos forestales. El potencial anual ascendió a $0,6 \text{ Pg C año}^{-1}$, con un reparto de $0,21 \text{ Pg C año}^{-1}$ en la biomasa viva, $0,08 \text{ Pg C año}^{-1}$ en los productos forestales, $0,15 \text{ Pg C año}^{-1}$ en madera muerta y $0,13 \text{ Pg C año}^{-1}$ en la capa orgánica y mineral del suelo.

En relación con a la cuantificación del carbono almacenado en el suelo, en Europa Schils *et al.* (2008) para el informe final del proyecto “*ClimSoil*” de la Comisión Europea, estimaron entre 75 y 80 Pg C la cantidad de carbono fijado en los suelos europeos, dependiendo del método utilizado para la estimación. También para Europa, Baritz *et al.* (2010) usando datos de la Red de parcelas de Nivel I en los bosques europeos (5269 parcelas), realizaron una estimación de las cantidades de carbono promedio en los suelos de los bosques (incluyendo

datos de la capa orgánica y de la capa mineral del suelo). En este estudio se presenta un rango medio de valores para distintos tipos de suelo y áreas climáticas que varía entre 1,3 a 70,8 Mg C ha⁻¹ para la capa orgánica y entre 11,3 a 126,3 Mg C ha⁻¹ para la capa mineral.

1.3.3. España

A nivel estatal existen cuantificaciones de las cantidades de carbono totales almacenadas en los bosques españoles. Rodríguez-Murillo (1994) realizó una estimación utilizando varias fuentes de información, hallando unos valores de carbono almacenado en los bosques españoles de 911 Tg C (para un rango con una estimación superior de 1370 Tg C y un valor inferior 365 Tg C), con un reparto de 292 Tg C en la biomasa viva, 29 Tg C en la capa de hojarasca del suelo y 587 Tg C en el suelo mineral.

Como antes se ha comentado, los estudios que se centran en un reservorio (biomasa o suelo) son bastante más profusos. En 2005, Montero *et al.* utilizando datos procedentes del Segundo Inventario Forestal Nacional de España (IFN2) y aplicando modelos alométricos de estimación de biomasa desarrollados en el mismo trabajo, estimaron en 493 Tg C la cantidad fijada en la biomasa arbórea viva para el año 1990 (año de referencia del IFN2). Esta estimación fue actualizada por Ruiz-Peinado y Montero (2011) utilizando datos del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) y crecimientos calculados por comparación de inventarios para el año de referencia 2008 (año final del IFN3). A esa fecha se estimó que los bosques almacenaban la cantidad de 921 Tg C en la biomasa arbórea viva, tanto en su parte aérea (579 Tg C) como en la radical (342 Tg C). Asimismo, el crecimiento neto anual de la biomasa viva calculado por estos autores es de 25,6 Tg C año⁻¹ (16,3 Tg C año⁻¹ en la biomasa aérea y 9,3 Tg C año⁻¹ en la biomasa radical).

Vayreda *et al.* (2012a), también empleando datos del Tercer Inventario Forestal Nacional de España (IFN3) y modelos de estimación de biomasa ajustados en el CREAM (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals de Catalunya), calcularon la cantidad total de carbono (aérea y radical) en la biomasa viva arbórea y en el estrato arbustivo. La cifra alcanzada fue de 621 Tg C (547 Tg C en biomasa arbórea y 74 Tg C en biomasa arbustiva). En otro trabajo Vayreda *et al.* (2012b) estiman en 1,40 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ el potencial de acumulación anual de los bosques españoles en biomasa viva entre los ciclos de inventario forestal.

Fijándose esta vez en el suelo, Rodríguez-Murillo (2001) realizó una cuantificación del carbono orgánico en los suelos de la España peninsular, según diferentes usos de la tierra, usando datos de 1030 perfiles de suelo. El total acumulado ascendió a 3,70 Pg C, repartidos en bosques de coníferas 473 Tg C, bosques de frondosas 225 Tg C, bosques mixtos 229 Tg C,

matorrales 890 Tg C, cultivos de secano 618 Tg C, matorral arbolado 336 Tg C y varios usos (pastizales, viñedo, olivar y otros) 926 Tg C.

Chiti *et al.* (2012) estimaron el contenido de carbono de los suelos forestales de España, utilizando 1974 perfiles de suelo pertenecientes a la base de datos FOREDAF (Departamento de Selvicultura y Pascicultura de la Universidad Politécnica de Madrid). Los suelos de bosques de coníferas cuentan con 675 Tg C, los suelos de bosques de frondosas caducifolias alcanzan 305 Tg C y los suelos de bosques de frondosas perennifolias almacenan 239 Tg C, hasta 1 m de profundidad. Así, el total de carbono almacenado en suelos de los bosques españoles según estos autores alcanza los 1219 Tg C. También, en este estudio se estudia como se distribuye el carbono según la profundidad, estimando que en los primeros 30 cm del suelo de bosques de coníferas almacenan 364 Tg C, los suelos de frondosas caducifolias 148 Tg C y los suelos de bosques de frondosas perennifolias 132 Tg C.

Otros estudios de estimación de cantidades de carbono en suelos forestales se han realizado para identificar tendencias en masas con distinta composición específica (Díaz-Pinés *et al.*, 2011); para estudiar el efecto de la roca madre y la precipitación en el stock de carbono (Turrión *et al.*, 2009); o en diferentes sistemas forestales como los adhesados (Howlett *et al.*, 2011a) o los silvopastorales y pastizales del norte de España (Howlett *et al.*, 2011b); o en masas de *Quercus ilex* (González *et al.*, 2012).

1.4. Efectos de la gestión forestal en el carbono almacenado en los bosques

Si fundamental es el conocimiento de las cantidades de carbono que mantienen los bosques para conservarlas y aumentarlas, si es posible, por medio de la gestión forestal, también es muy importante entender y conocer cómo las actividades ligadas a la gestión forestal pueden afectar a cada compartimento de carbono. Los potenciales efectos que pueden llegar a tener las actividades selvícolas respecto al carbono almacenado en el bosque serán muy diferentes dependiendo, fundamentalmente, de la intervención que se lleve a cabo. Dado que los objetivos perseguidos no son los mismos, no afectan de la misma manera un desbroce que una clara o ésta que una corta de regeneración, puesto que la afección a la vegetación se realiza de manera muy distinta.

Los efectos de la gestión forestal son, en general, bien conocidos desde el punto de vista de la producción de biomasa arbórea, siendo expresados habitualmente en metros cúbicos de madera, aunque también se pueden transformar a cantidades de carbono. Para las especies

forestales más importantes, al menos desde el punto de vista del interés productivo, existen modelos de crecimiento con los que se obtiene información de las producciones, para distintas calidades de estación. Sin embargo, los efectos que los tratamientos selvícolas y las cortas de regeneración tienen en el carbono acumulado en el suelo, tanto en su capa orgánica como en su capa mineral, son menos conocidos. La variabilidad espacial existente, la combinación de especie, clima y tipo de suelo dificulta la obtención de resultados sobre los que poder generalizar.

Aún así, el efecto de la gestión forestal sobre el carbono en el suelo ha sido un tema de relevancia y objeto de interés e investigación en los últimos años. Así, se han realizado algunos trabajos como el meta-análisis presentado por Johnson & Curtis (2001) sobre diferentes efectos de la gestión forestal (cortas, incendios y fertilización) en el almacenamiento de carbono en el suelo, o revisiones como la realizada por Jandl *et al.* (2007) sobre la influencia de la gestión en el secuestro de carbono en suelos forestales, incluyendo aquellas acciones que presentan una gran influencia en las cantidades acumuladas como son las repoblaciones de tierras agrícolas, la composición específica de las masas, las perturbaciones (fuego, plagas, enfermedades,...) y la selvicultura, entre otros.

En relación con la selvicultura, los tratamientos de regeneración son los que presentan una mayor influencia en el carbono fijado en el suelo, puesto que suponen una sustancial modificación debido a la importante extracción de biomasa y a la alteración que se realiza en el suelo, no sólo física sino también por la modificación del microclima (aumento de radiación solar sobre el suelo y disminución de la humedad). Johnson & Curtis (2001) encontraron que las cortas de regeneración en general no tienen un efecto significativo en el carbono acumulado en el suelo, aunque sí lo encontraron en función del sistema de aprovechamiento utilizado, suponiendo la extracción del árbol completo una ligera disminución del carbono en el suelo y la extracción del fuste entero un importante aumento de éste en el suelo. Sin embargo, en una revisión realizada por Nave *et al.* (2010) encuentran una pequeña aunque significativa reducción (8%) en los stocks de carbono debido a las cortas de regeneración, con diferencias entre la capa orgánica del suelo y la mineral, mostrándose la primera mucho más sensible a las cortas. Aunque más sensible, también es de destacar la notable función para actuar como regulador y protector contra las pérdidas de carbono del suelo mineral y como fuente de carbono para la capa mineral tras la realización de estas cortas (Mund & Schulze, 2005).

La aplicación de tratamientos intermedios y su influencia en los stocks de carbono también han sido objeto de estudio, principalmente la realización de claras. Así, la aplicación de claras en las masas forestales mediante la corta de parte de los pies de la masa principal, resulta en una reducción de la competencia para procurar la estabilidad biológica de la masa y el

mantenimiento de su composición específica, obteniendo producción a edades tempranas, mejorando las dimensiones y el valor de los productos finales (Río, 1999; Serrada, 2011). Pero además, en los sistemas forestales dentro del medio mediterráneo, estas intervenciones selvícolas son fundamentales para reducir el riesgo de incendio forestal mediante la disminución de cantidades de biomasa. Ésta acción de mejora en la masa, tiene también importantes repercusiones en la fijación de carbono.

Así, se han realizado estudios de la influencia de la aplicación de claras sobre el carbono acumulado en el bosque en función de la especie forestal existente, como por ejemplo, Skovsgaard *et al.* (2006) estudiaron masas aclaradas de *Picea abies* en Dinamarca encontrando una disminución en la capa orgánica del suelo con el aumento de la intensidad de las claras, sin embargo el carbono en el suelo mineral aumentó con las claras; Powers *et al.* (2011) en masas de *Pinus resinosa* en Minnesota y masas mixtas de frondosas (dominadas por *Acer saccharum*) en Wisconsin (Estados Unidos) no encontraron variación tanto en las cantidades de carbono acumuladas en la capa orgánica como en la capa mineral para las diferentes intensidades de claras aplicadas.

Sin embargo, sobre clima mediterráneo, el efecto de la realización de claras en las cantidades de carbono almacenadas por la masa forestal es poco conocido. Bajo las condiciones del clima mediterráneo tanto las producciones como las tasas de descomposición se ven condicionadas de manera fuerte por las características de la estación (clima, suelo y fisiografía), estando, por tanto, la fijación de carbono restringida por estos factores. Los clareos han sido uno de los tratamientos más estudiados, así, por ejemplo, Madrigal *et al.* (2008) estudiaron la distribución de carbono en la biomasa (aérea y radical) en *P. pinaster* en una masa en Guadalajara (España) tras la realización de clareos mecanizados. Los resultados obtenidos en este trabajo propugnan la realización de clareos muy intensos, desde el punto de vista de fijación de carbono, por el desarrollo y vigor conseguido en los árboles tras cuatro años después del clareo puesto que con estos tratamientos se consiguen los valores más altos de biomasa por árbol tanto en su parte aérea y radical. También encontraron que en la masa testigo había una acumulación mayor de carbono por unidad de superficie, pero, sin embargo el ratio por árbol fue bastante menor, además de resaltar en sus resultados la importante reducción del riesgo de incendios forestales que se ha realizado con estos clareos intensos. Conclusiones similares son encontradas por Jiménez *et al.* (2011) en masas de *P. pinaster* en Pontevedra (clima atlántico), donde las mayores cantidades de carbono son encontradas en las parcelas sin clareo, aunque las cantidades por árbol individual son mayores y estadísticamente diferentes en el tratamiento más intenso, donde se ha conseguido una importante reducción del riesgo de incendio. También Heras *et al.* (2013) obtienen resultados análogos al realizar claras tempranas en *P. halepensis*, con mayores cantidades de carbono en masas no aclaradas, aunque con mayores pies y

productividades en parcelas aclaradas. Balboa-Murias *et al.* (2006) analizaron el efecto que tiene la selvicultura en el tiempo en los stocks de carbono en pinares del norte de España (*P. pinaster* y *P. radiata*). Estos autores encontraron que altas densidades de plantación y claras débiles podrían ser una buena estrategia para la fijación de carbono en estas masas. También se han realizado diferentes modelizaciones de los efectos de aplicar distintas formas de gestión (turnos, claras, formas principales de masa,..) en las cantidades de carbono en la biomasa, tanto en pinos mediterráneos (Río *et al.*, 2008) como en robles mediterráneos (Cañellas *et al.*, 2008). Sin embargo, en todos estos estudios comentados no se ha abordado la estimación de las cantidades de carbono existentes en el suelo.

El desarrollo de modelos a nivel bosque para conocer como se realiza el reparto de carbono en los principales almacenes ha sido una línea sustancial de algunos grupos de investigación. La necesidad de datos en algunos de estos modelos es muy variada, puesto que los hay que tienen una base ecofisiológica con grandes necesidades de datos y parámetros, mientras que existen otros que presentan necesidades menores para su funcionamiento. Los más utilizados son el CO2FIX (Nabuurs & Mohren, 1993), GORCAM (Schlamadinger & Marland, 1996), CBM-CFS (Kurz *et al.*, 1993) o el modelo CAMFor (Richards & Evans, 2000). En ellos se pueden simular las fijaciones de carbono en los distintos reservorios variando la gestión forestal que se realiza o el destino final de los productos de madera, entre otras variables que pueden ser modificadas.

1.5. Referencias bibliográficas

- BALBOA-MURIAS MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, MERINO A, ALVAREZ-GONZALEZ JG, 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237, 29-38.
- BARITZ R, SEUFERT G, MONTANARELLA L, VAN RANST E, 2010. Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management* 260, 262-277.
- BATJES NH, 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.
- BRAVO F, BRAVO-OVIEDO A, DÍAZ-BALTEIRO L, 2008a. Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forest under two management alternatives: a modeling approach. *European Journal of Forest Research* 127, 225-234.
- BRAVO F, RÍO M, BRAVO-OVIEDO A, PESO C, MONTERO G, 2008b. Forest management strategies and carbon sequestration. In: BRAVO F, JANDL R, LEMAY V, GADOW K (Eds.) *Managing forest ecosystems: the challenge of climate change*. Springer Netherlands, pp 179-194.
- BROWN S, 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* 116, 363-372.
- CAMPOS P, CAPARRÓS A, OVIEDO JL, OVANDO P, 2008. La renta ambiental de los bosques. *Arbor* 184, 57-69.
- CANADELL JG, RAUPACH MR, 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science* 320, 1456-1457.
- CAÑELLAS I, SÁNCHEZ-GONZÁLEZ M, BOGINO SM, ADAME P, HERRERO C, ROIG S, TOMÉ M, PAULO JA, BRAVO F, 2008. Silviculture and carbon sequestration in Mediterranean oak forests. In: BRAVO F, LEMAY V, JANDL R, GADOW KV (Eds.). *Managing forest ecosystems: the challenge of climate change*. Springer, Netherlands, pp 317-338.

- CAPARRÓS A, OVANDO P, OVIEDO JL, CAMPOS P, 2011. Accounting for carbon in avoided degradation and reforestation programs in Mediterranean forests. *Environment and Development Economics* 16, 405-428.
- CHITI T, DÍAZ-PINÉS E, RUBIO A, 2012. Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biology and Fertility of Soils* 48, 817-826.
- DÍAZ-BALTEIRO L, ROMERO C, 2003. Forest management optimization models when carbon captured is considered: a goal programming approach. *Forest Ecology and Management* 174, 447-457.
- DÍAZ-PINÉS E, RUBIO A, VAN MIEGROET H, MONTES F, BENITO M, 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management* 262, 1895-1904.
- DIXON RK, BROWN S, HOUGHTON RA, SOLOMON AM, TREXLER MC, WISNIEWSKI J, 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystem. *Science* 263, 185-190.
- DUCEY MJ, JORDAN GJ, GOVE JH, VALENTINE HT, 2002. A practical modification of horizontal line sampling for snag and cavity tree inventory. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 1217-1224.
- FANG JY, WANG ZM, 2001. Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. *Ecological Research* 16, 587-592.
- FANG JY, WANG GG, LIU GH, XU SL, 1998. Forest biomass of China: An estimate based on the biomass-volume relationship. *Ecological Applications* 8, 1084-1091.
- FLOMBAUM P, SALA OE, 2007. A non-destructive and rapid method to estimate biomass and aboveground net primary production in arid environments. *Journal of Arid Environments* 69, 352-358.
- GONZÁLEZ GONZÁLEZ I, GRAU CORBÍ J, FERNÁNDEZ CANCIO A, JIMÉNEZ BALLESTA R, GONZÁLEZ CASCÓN M, 2012. Soil carbon stocks and soil solution chemistry in *Quercus ilex* stands in Mainland Spain. *European Journal of Forest Research* 131, 1653-1667.
- GOODALE CL, APPS MJ, BIRDSEY RA, FIELD CB, HEATH LS, HOUGHTON RA, JENKINS JC, KOHLMAIER GH, KURZ W, LIU SR, NABUURS GJ, NILSSON S, SHVIDENKO AZ, 2002. Forest carbon sinks in the Northern Hemisphere. *Ecological Applications* 12, 891-899.

- GOVE JH, RINGVALL A, STAHL G, DUCEY MJ, 1999. Point relascope sampling of downed coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 1718-1726.
- HARMON ME, SEXTON J, 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. USLTER Network Publication No 20. Univ. Washington, Seattle, WA, USA, 39 p.
- HERAS J, MOYA D, LÓPEZ-SERRANO FR, RUBIO E, 2013. Carbon sequestration of naturally regenerated Aleppo pine stands in response to early thinning. *New Forests* 44, 457-470.
- HOWLETT DS, MORENO G, MOSQUERA LOSADA MR, NAIR PKR, NAIR VD, 2011a. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 1897-1904.
- HOWLETT DS, MOSQUERA-LOSADA MR, NAIR PKR, NAIR VD, RIGUEIRO-RODRÍGUEZ A, 2011b. Soil carbon storage in silvopastoral systems and a treeless pasture in Northwestern Spain. *Journal of Environmental Quality* 40, 825-832.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. PENMAN J, GYTARSKY M, HIRAISHI T, KRUGER D, PIPATTI R, BUENDIA L, MIWA K, NGARA T, TANABE K, WAGNER F (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- JANDL R, LINDNER M, VESTERDAL L, BAUWENS B, BARITZ R, HAGEDORN F, JOHNSON DW, MINKKINEN K, BYRNE KA, 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253-268.
- JIMÉNEZ E, VEGA JA, FERNÁNDEZ C, FONTURBEL T, 2011. Is pre-commercial thinning compatible with carbon sequestration? A case study in a maritime pine stand in northwestern Spain. *Forestry* 84, 149-157.
- KURZ WA, WEBB TM, MCNAMEE PJ, APPS MJ, 1993. The carbon budget of the Canadian forest sector: Phase I. *Simulation* 61, 139-144.
- JOBAGY EG, JACKSON RB, 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10, 423-436.
- JOHNSON DW, CURTIS PS, 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.

- LEHTONEN A, MÄKIPÄÄ R, HEIKKINEN J, SIEVÄNEN R, LISKI J, 2004. Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188, 211-224.
- MADRIGAL J, HERNANDO C, GUIJARRO M, DÍEZ C, JIMÉNEZ E, 2008. Distribución de biomasa y fijación de carbono tras claros mecanizados intensos en regenerado post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. (Monte "Fraguas", Guadalajara, España). *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15, 231-242.
- MONTERO G, RUIZ-PEINADO R, MUÑOZ M, 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, 270 p.
- MUND M, SCHULZE E-D, 2005. Silviculture and its interactions with biodiversity and the carbon balance of forest soils. In: SCHERER-LORENZEN M, KÖRNER C, SCHULZE E-D (Eds.) *Forest diversity and function*. Ecological Studies 176. Springer, Heidelberg, Germany, pp 185-208.
- MURRAY RB, JACOBSON MQ, 1982. An evaluation of dimension analysis for predicting shrub biomass. *Journal of Range Management* 35, 451-454.
- NABUURS G, MOHREN G, 1993. Carbon fixation through forestation activities: a study of the carbon sequestering potential of selected forest types. IBN Research Report 93/4. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, Netherlands, 205 p.
- NABUURS GJ, MASERA O, ANDRASKO K, BENÍTEZ-PONCE P, BOER R, DUTSCHKE M, ELSIDDIG E, FORD-ROBERTSON J, FRUMHOFF P, KARJALAINEN T, KRANKINA ON, KURZ WA, MATSUMOTO M, OYHANTCABAL W, RAVINDRANATH NH, SÁNZ SÁNCHEZ MJ, ZHANG X (2007) Forestry. In: METZ B, DAVIDSON OR, BOSCH PR, DAVE R, MEYER LA (Eds.) *Climate Change 2007: mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 541-584.
- NABUURS GJ, PÄIVINEN R, SIKKEMA R, MOHREN GMJ, 1997. The role of European forests in the global carbon cycle - A review. *Biomass and Bioenergy* 13, 345-358.
- NÁVAR J, MENDEZ E, NÁJERA A, GRACIANO J, DALE V, PARRESOL B, 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59, 657-674.

- NAVARRO RM, BLANCO P, 2006. Estimation of aboveground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15, 197-207.
- NAVE LE, VANCE ED, SWANSTON CW, CURTIS PS, 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259, 857-866.
- NELSON R, SHORT A, VALENTI M, 2004. Measuring biomass and carbon in Delaware using an airborne profiling LIDAR. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 500-511.
- PATENAUDE G, MILNE R, DAWSON TP, 2005. Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: reporting to the Kyoto Protocol. *Environmental Science & Policy* 8, 161-178.
- PAN Y, BIRDSEY RA, FANG J, HOUGHTON R, KAUPPI PE, KURZ WA, PHILLIPS OL, SHVIDENKO A, LEWIS SL, CANADELL JG, CIAIS P, JACKSON RB, PACALA SW, MCGUIRE AD, PIAO S, RAUTIAINEN A, SITCH S, HAYES D, 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988-993.
- POST WM, IZAURRALDE RC, MANN LK, BLISS N, 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climatic Change* 51, 73-99.
- POWERS M, KOLKA R, PALIK B, MCDONALD R, JURGENSEN M, 2011. Long-term management impacts on carbon storage in Lake States forests. *Forest Ecology and Management* 262, 424-431.
- PRENTICE IC, FARQUHAR GD, FASHAM MJR, GOULDEN ML, HEIMANN M, KHESHI HS, QUERE LC, SCHOLE RJ, WALLACE DWR, ARCHER D, ASHMORE MR, AUMONT O, BAKER D, BATTLE M, BENDER M, BOPP LP, BOUSQUET P, CALDEIRA K, CIAIS P, CRAMER W, DENTENER F, ENTING IG, FIELD CB, HOLLAND EA, HOUGHTON RA, HOUSE JI, ISHIDA A, JAIN AK, JANSSENS I, JOOS F, KAMINSKI T, KEELING CD, KICKLIGHTER DW, KOHFELD KE, KNORR W, LAW R, LENTON T, LINDSAY K, MAIER-REIMER E, MANNING A, MATEAR RJ, MCGUIRE AD, MELILLO JM, MEYER R, MUND M, ORR JC, PIPER S, PLATTNER K, RAYNER PJ, SITCH S, SLATER R, TAGUCHI S, TANS PP, TIAN HQ, WEIRIG MF, WHORF T, YOOL A, 2001. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In: HOUGHTON, J.T. (Ed.), *Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 183-237.

- RICHARDS GP, EVANS DW, 2000. CAMFor User Manual v 3.35. National Carbon Accounting System Technical Report no. 26. Australian Greenhouse Office, Canberra, 47 p.
- RÍO M, 1999. Régimen de claras y modelos de producción para *Pinus sylvestris* L. en los sistemas Central e Ibérico. Tesis doctoral, INIA, 257 p.
- RÍO M, BARBEITO I, BRAVO-OVIEDO A, CALAMA R, CAÑELLAS I, BRAVO F, 2008. Carbon sequestration in Mediterranean pine forest. In: BRAVO F, LEMAY V, JANDL R, GADOW KV (Eds.). *Managing forest ecosystems: the challenge of climate change*. Springer, Netherlands, pp 221-245.
- RODRÍGUEZ-MURILLO JC, 1994. The carbon budget of the Spanish forests. *Biogeochemistry* 25, 197-217.
- RODRÍGUEZ-MURILLO JC, 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33, 53-61.
- RUIZ-PEINADO R, MONTERO G, 2011. Los bosques y su efecto sumidero de carbono. Universidad Internacional Menéndez Pelayo, Santander. Seminario Situación actual de los bosques: retos y oportunidades. Disponible en la URL: [<http://www.secforestales.org/web/images/Santander/ruizpeinado.pdf>]
- SCHILS R, KUIKMAN P, LISKI J, VAN OIJEN M, SMITH P, WEBB J, ALM J, SOMOGYI Z, VAN DEN AKKER J, BILLET M, 2008. Review of existing information on the interrelations between soil and climate change.(ClimSoil). Final report. European Commission, 208 p.
- SCHLAMADINGER B, MARLAND G, 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10, 275-300.
- SERRADA R, 2011. Apuntes de Selvicultura. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid, 502 p.
- SKOVSGAARD JP, STUPAK I, VESTERDAL L, 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470-488.

- SOMOGYI Z, CIENCIALA E, MÄKIPÄÄ R, MUUKKONEN P, LEHTONEN A, WEISS P, 2007. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research* 126, 197-207.
- SOUSSANA J, LOISEAU P, VUICHARD N, CESCHIA E, BALESSENT J, CHEVALLIER T, ARROUAYS D, 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219-230.
- TEOBALDELLI M, SOMOGYI Z, MIGLIAVACCA M, USOLTSEV VA, 2009. Generalized functions of biomass expansion factors for conifers and broadleaved by stand age, growing stock and site index. *Forest Ecology and Management* 257, 1004-1013.
- TOBIN B, NIEUWENHUIS M, 2007. Biomass expansion factors for Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) in Ireland. *European Journal of Forest Research* 126, 189-196.
- TURRIÓN MB, SCHNEIDER K, GALLARDO JF, 2009. Carbon accumulation in Umbrisols under *Quercus pyrenaica* forests: Effects of bedrock and annual precipitation. *Catena* 79, 1-8.
- VAYREDA J, GRACIA M, CANADELL J, RETANA J, 2012a. Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in Western Mediterranean. *Ecosystems* 15, 1258-1270.
- VAYREDA J, MARTINEZ-VILALTA J, GRACIA M, RETANA J, 2012b. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18, 1028-1041.
- WADDELL KL, 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological Indicators* 1, 139-153.



JUSTIFICACIÓN

2

2. JUSTIFICACIÓN

2.1. Justificación general

El compromiso adquirido por los países para presentar los Inventarios de GEI tanto a la Convención (UNFCCC) como dentro del Protocolo de Kyoto, tiene que incluir las emisiones de CO₂ por sectores y las fijaciones debidas a sumideros. Dicho compromiso hizo necesario el desarrollo de metodologías internacionalmente aceptadas para que la estimación de CO₂ se realice de una manera determinada y precisa en todos los países, para que, de ésta forma, pudieran realizarse comparaciones entre las cifras presentadas. Para ello se establecieron diferentes metodologías, en función del conocimiento existente de los bosques de cada país y los datos disponibles, para calcular las cantidades de carbono fijadas y tasas de secuestro. Así, la utilización de valores medios o valores por comparación con otras especies similares permiten la realización de un cálculo básico. Este método, aunque presenta el inconveniente de tener un menor grado de precisión, permite disponer de estimaciones generales para la contabilidad en aquellos países que dispongan de poca información (IPCC, 1997; 2003; 2006). También existen metodologías de cuantificación más complejas que requieren de herramientas específicas y valores detallados de inventario, presentando la ventaja de realizar las estimaciones con un mayor grado de precisión, aunque éstas son sólo utilizadas por aquellos países que cuentan con información detallada y conocimiento suficiente de sus bosques, por el mayor requerimiento de información. Así, para reducir la incertidumbre de las estimaciones y realizarlas con mayor precisión, se requieren herramientas específicas para cuantificar las cantidades de carbono fijadas por los bosques.

Y dado que la mitigación del cambio climático pasó a ser uno de los temas prioritarios de la investigación forestal a nivel internacional, el desarrollo de esas herramientas para la estimación del carbono fijado por los bosques y la investigación sobre las técnicas selvícolas adecuadas para su conservación y su aumento en la vegetación y en los suelos, han sido y son una de las temáticas más recurrentes en los proyectos de investigación forestal.

En España, la necesidad de conocer y de desarrollar instrumentos que ayuden a tener una mayor comprensión de la mitigación del cambio climático por los sistemas forestales hicieron que los sumideros de carbono en sistemas forestales fuera incluidos en varios programas de I+D+i, siendo uno de los puntos fuertes de investigación Científica y Tecnológica en España. Así, varios son los grupos de investigación que, en España, desde hace décadas, se

han interesado y están trabajando en esta temática, existiendo desde entonces un importante aumento de conocimiento y realizándose una imprescindible labor de transferencia tanto a los gestores forestales como a la sociedad en general.

En este contexto, el grupo de Selvicultura del Centro de Investigación Forestal (CIFOR) del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) comenzó, a principios de este siglo, una línea de investigación centrada en la estimación de biomasa y cantidades de carbono en los bosques españoles. Esta línea ha sido llevada a cabo en colaboración con otras instituciones tanto estatales como autonómicas, a fin de dotarla de mayor fuerza para la consecución de los objetivos propuestos. Once han sido los proyectos o convenios principales directamente relacionados con ésta temática, llevados a cabo dentro de este grupo de investigación (Tabla 2.1) hasta la fecha actual. Éstos han ido variando su punto focal, aunque siempre considerando la fijación de carbono como uno de los principales, según se ha ido generando más conocimiento y aumentando el nivel de complejidad de los estudios (Figura 2.1).

Los primeros estudios realizados dentro de este grupo se centraron en el desarrollo de modelos para la estimación de biomasa y CO₂ para las especies arbóreas, tanto en su parte aérea como en su parte radical (Figura 2.1). A continuación, y sin dejar de lado estos estudios fundamentales, se iniciaron trabajos para la cuantificación de la biomasa en sistemas arbustivos o de matorral. Posteriormente, se han realizado trabajos para contabilizar el carbono en el suelo y en la madera muerta en sistemas forestales gestionados. Finalmente, se comenzó a estudiar el efecto de la gestión forestal en el ciclo del carbono, considerando conjuntamente todos los compartimentos del bosque: biomasa arbórea y matorral, madera muerta y suelo. Actualmente, el grupo continúa trabajando en esta última temática.

La necesidad de aumentar el conocimiento en este tema para dotar de datos y estudios objetivos a los responsables de la gestión forestal y de la planificación territorial, y la consideración de la fijación de carbono como uno más dentro de los múltiples bienes y servicios que ofrecen los bosques, ha ofrecido un perfecto encuadre para realizar esta Tesis Doctoral dentro de la línea de investigación llevada a cabo en el grupo, en relación con la mitigación de los efectos del cambio climático.

Además, es necesario hacer referencia a la disponibilidad de los datos de los Sitios de Ensayo de Gestión Forestal Sostenible (SEGForS) del INIA-CIFOR. Estas experiencias están constituidas, fundamentalmente, por dos tipos de ensayos: ensayos de producción y ensayos de claras. Los ensayos de producción actuales fueron establecidos en la década de los años 60 del pasado siglo; los de claras durante las décadas de los 70 y 80 también del siglo pasado (Montero *et al.*, 2004), y han sido mantenidos hasta la actualidad con el esfuerzo de un gran número de

personas y la financiación de varios proyectos (durante la década de los 80 y 90 del pasado siglo procedentes de las convocatorias de Recursos y Tecnologías Agrarias – RTA – y Agricultura –AGL-, siendo financiados por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria desde principios de este siglo). Sin su financiación y el esfuerzo del personal que los ha mantenido, no habría sido posible la obtención de datos de un importantísimo valor para la realización de un gran número de trabajos, entre ellos varios capítulos de esta Tesis.

Tabla 2.1. Proyectos y convenios realizados por el grupo de Selvicultura del INIA-CIFOR, en la línea de investigación de fijación de carbono en bosques.

TIPO	TITULO	INSTITUCIONES	PERIODO	COORDINADOR
Convenio/ Contrato	Cuantificación del CO ₂ fijado por las principales especies forestales arbóreas en Andalucía	INIA / DGCONA-MMA / Junta de Andalucía	2002-2004	G. Montero
Convenio/ Contrato	Investigación de árboles tipo de especies forestales para la evaluación de los bosques como sumideros de carbono	INIA / DGCONA-MMA	2003-2004	G. Montero
Convenio/ Contrato	Revisión y confección de nuevas ecuaciones para el cálculo de las existencias y crecimientos en volumen y biomasa en el Inventario Forestal Nacional de España	INIA / DGB-MMA	2007-2008	I. Cañellas
Proyecto	El sistema agroforestal dehesa como sumidero de carbono: hacia un modelo conjunto de la vegetación y el suelo	INIA / Universidad Politécnica de Madrid	2006-2010	S. Roig
Convenio/ Contrato	Indicadores para el análisis de la situación actual en la utilización de la biomasa forestal	INIA / FECOMA-CCOO	2008-2009	R. Ruiz-Peinado
Convenio/ Contrato	Inventariación de los recursos naturales y la evaluación económica del patrimonio natural de Andalucía (RECAMAN): Modelos de selvicultura a turno completo	CSIC / INIA / Junta de Andalucía	2008-2013	P. Campos / G. Montero
Convenio/ Contrato	Establecimiento de alternativas de gestión forestal para diferentes usos de la madera	INIA / FECOMA-CCOO	2009-2010	R. Ruiz-Peinado
Proyecto	Adaptación de los pinares mediterráneos de la península Ibérica al cambio climático: el manejo de la densidad	INIA / Universidad de Valladolid	2009-2011	M. del Río
Convenio/ Contrato	Determinación de la biomasa forestal potencialmente disponible en la provincia de Segovia (Castilla y León)	INIA / FECOMA-CCOO	2010-2011	R. Ruiz-Peinado
Proyecto	Dehesas y Tallares de Encina en la España mediterránea: propuestas de gestión para la sostenibilidad de dos sistemas forestales paradigmáticos	INIA / Universidad Politécnica de Madrid	2009-2013	S. Mutke / S. Roig
Proyecto	Estrategias selvícolas para la adaptación y mitigación del cambio climático en repoblaciones de pinares	INIA / Universidad de Valladolid	2012-2014	M. del Río

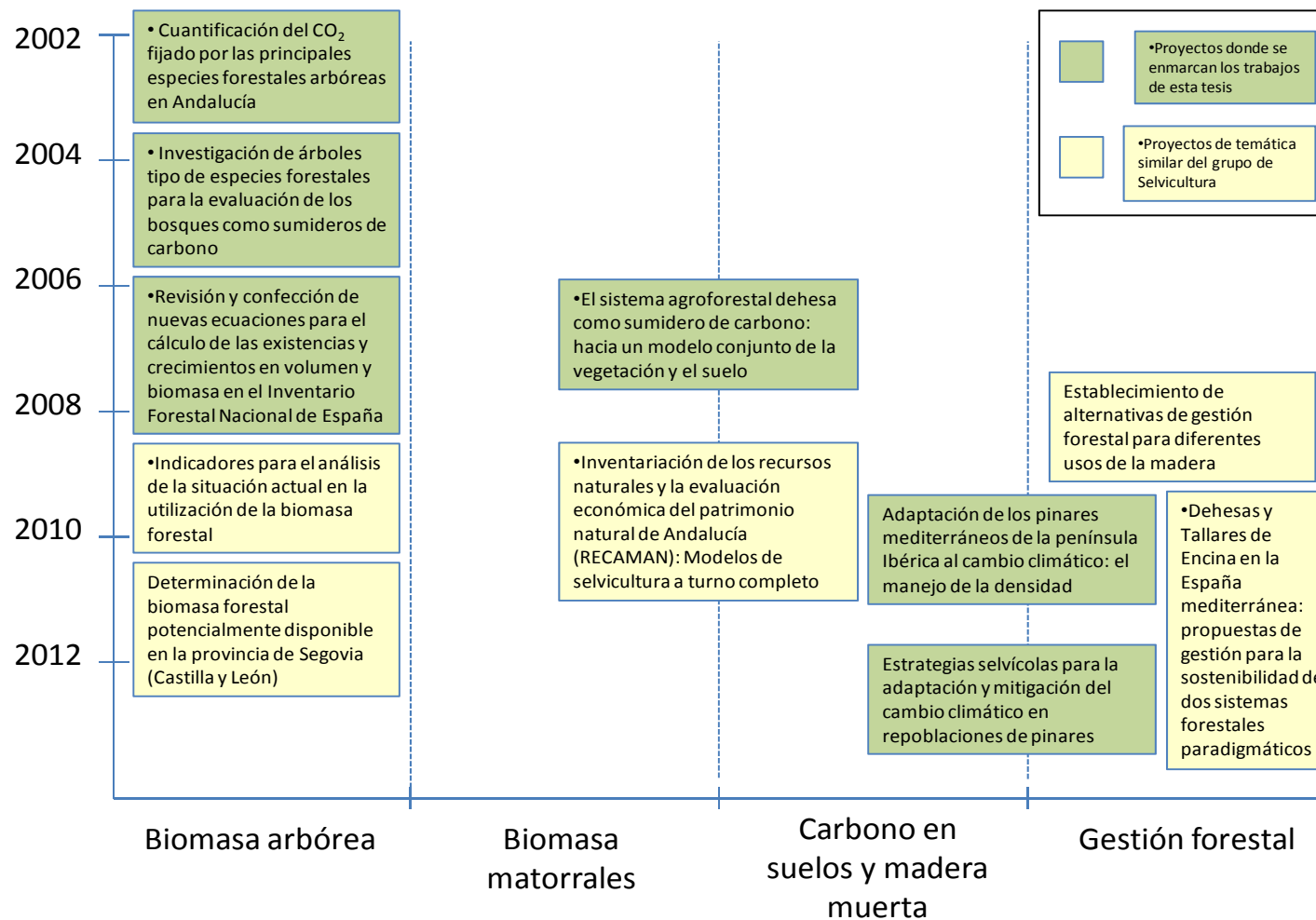


Figura 2.1. Cronología y temática de los proyectos llevados a cabo en el grupo de Selvicultura del INIA-CIFOR, dentro de la línea de investigación de fijación de carbono por los bosques españoles.

Esta tesis recoge aquellos trabajos, dentro de esta línea de investigación, en los que mi participación ha sido más intensa, cubriendo todas las temáticas abordadas hasta hoy por el grupo de Selvicultura del CIFOR-INIA (Figura 2.1). Así, los capítulos 4 (*“Nuevos modelos para estimar la capacidad de fijación de carbono de las coníferas españolas”*) y 5 (*“Ecuaciones de biomasa para estimar el carbono acumulado por las especies de frondosas”*) de esta tesis se han desarrollado dentro de los proyectos o convenios *“Cuantificación del CO₂ fijado por las principales especies forestales arbóreas en Andalucía”*, *“Investigación de árboles tipo de especies forestales para la evaluación de los bosques como sumideros de carbono”* y *“Revisión y confección de nuevas ecuaciones para el cálculo de las existencias y crecimientos en volumen y biomasa en el Inventario Forestal Nacional de España”*. El capítulo 6 (*“La contribución de dos especies de matorral típicas de las dehesas Ibéricas a la fijación de carbono aéreo y radical”*) se engloba dentro del proyecto *“El sistema agroforestal dehesa como sumidero de carbono: hacia un modelo conjunto de la vegetación y el suelo”*. Finalmente, los capítulos 7 (*“¿Afectan las claras a la biomasa y al contenido de carbono edáfico de los pinares mediterráneos de Pinus pinaster Ait.?”*) y 8 (*“Cómo afectan las claras a las cantidades de carbono en una repoblación de Pinus sylvestris L.?”*) se han realizado en el marco de los proyectos *“Adaptación de los pinares mediterráneos de la península Ibérica al cambio climático: el manejo de la densidad”* y *“Estrategias selvícolas para la adaptación y mitigación del cambio climático en repoblaciones de pinares”*.

2.2. Referencias bibliográficas

- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volumes 1, 2 and 3. HOUGHTON JT, MEIRA FILHO LG, LIM B, TREANTON K, MAMATY I, BONDUKI Y, GRIGGS DJ, CALLANDER BA (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. PENMAN J, GYTARSKY M, HIRAISHI T, KRUGER D, PIPATTI R, BUENDIA L, MIWA K, NGARA T, TANABE K, WAGNER F (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON HS, BUENDIA L, MIWA K, NGARA T, TANABE K (Eds.), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- MONTERO G, MADRIGAL G, RUIZ-PEINADO R, BACHILLER A, 2004. Red de parcelas experimentales del CIFOR-INIA. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 18, 229-236.



OBJETIVOS

3

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivos centrales y específicos

La estimación completa de las cantidades de carbono fijadas por los sistemas forestales, a fin de contabilizar el stock total del sistema debe incluir aquellas cantidades de carbono acumuladas tanto en la biomasa del estrato arbóreo, en el arbustivo o matorral, en el herbáceo, en la capa orgánica y capa mineral del suelo, así como las existentes en la madera muerta. Asimismo, en aquellas masas donde se está aplicando una selvicultura reglada, hay que incluir aquellas cantidades de carbono que han sido extraídas en tratamientos intermedios (clareos y/o claras), y que deben ser consideradas junto con el carbono existente para registrar el carbono total acumulado del bosque.

Con toda esta información se es capaz de comparar diferentes sistemas de gestión forestal y conocer cuáles pueden ser los más propicios en términos de fijación de carbono, además de comprobar si la selvicultura aplicada está disminuyendo o aumentando las cantidades de carbono totales de los sistemas forestales.

En este contexto, dos son los objetivos centrales que se han perseguido en la realización de esta Tesis:

- A. Dotar de herramientas de estimación de biomasa y carbono que permitan cuantificar las cantidades existentes en los bosques españoles.

Disponer de herramientas de estimación adecuadas para realizar la cuantificación de la biomasa y el carbono en los bosques es fundamental, tanto para conocer el efecto sumidero de los sistemas forestales en relación con la mitigación del cambio climático como para dotar de instrumentos a los gestores forestales que tendrán un mayor conocimiento a la hora de realizar planificaciones (selvicultura a aplicar, turnos, cantidades de biomasa disponible para bioenergía,...). En este sentido, es imprescindible la cuantificación de la biomasa vegetal viva tanto del estrato arbóreo como del arbustivo, utilizando como fuente de información los datos procedentes de inventarios forestales.

B. Conocer cuáles son los efectos que la aplicación de claras tiene sobre el carbono acumulado en el bosque.

Una vez que se han estimado las cantidades de carbono existentes en el bosque, es necesario disponer de información sobre cuál es la influencia que tiene la selvicultura en los grandes compartimentos de carbono (biomasa, madera muerta, capa orgánica y capa mineral del suelo). La aplicación de selvicultura en la masa supone una variación importante de las cantidades de biomasa aérea y también un cambio en las condiciones en que se encuentran los demás almacenes de carbono del bosque, lo que puede llevar a una modificación de las cantidades fijadas.

Para cumplir estos dos objetivos principales se han propuesto unos objetivos específicos que se describen a continuación:

I. *Desarrollo de modelos de estimación de biomasa arbórea para las principales especies forestales arbóreas españolas.*

La biomasa arbórea, tanto en su parte aérea como radical, supone uno de los principales almacenes de carbono en el bosque. El conocimiento, tanto de las cantidades existentes como sus potencialidades de fijación, requiere del desarrollo de modelos que permitan estimar la biomasa de una manera precisa a partir de datos de inventario forestal.

II. *Estudio del reparto de biomasa en las principales especies forestales arbóreas españolas.*

El reparto de biomasa, tanto en las distintas fracciones de biomasa aérea como entre la parte aérea y la radical es interesante para conocer cómo es la asignación de recursos en una especie y conocer en que fracciones está fijado el carbono dentro del bosque.

III. Desarrollo de modelos de estimación de biomasa arbustiva en sistemas adhesados.

Al igual que la estimación de biomasa en las especies arbóreas, los sistemas arbustivos presentan una potencialidad para contribuir a la mitigación del cambio global mediante la fijación de carbono. Es necesario disponer de herramientas para realizar estimaciones utilizando datos de inventario.

IV. Examen del reparto de biomasa en dos especies de matorral representativas de dos tipos funcionales.

De igual manera que el objetivo específico II, el estudio de la asignación de recursos es trascendente para conocer como está el carbono fijado y cuáles son las diferentes estrategias de los matorrales, a la hora de realizar una correcta gestión de la vegetación.

V. Evaluación de la influencia de la aplicación de claras en las cantidades de carbono fijadas en pinares mediterráneos procedentes de repoblación.

La aplicación de claras supone una perturbación más o menos intensa de la masa forestal y es necesario el conocimiento de sus efectos en los stocks de carbono, aún más cuando estas masas forestales proceden de repoblación de terrenos desarbolados debido a sus particularidades. Los principales efectos de las claras son, en relación con el potencial impacto en los almacenes de carbono, la extracción fuerte de biomasa y la posible modificación de los stocks de carbono del suelo debido a su alteración por la retirada de vegetación, tanto por la disminución del desfronde como por la variación de las condiciones micro-climáticas a nivel del suelo o por la mezcla física del suelo mineral y la capa orgánica del mismo. Conocer estos posibles impactos es vital para la toma de decisiones en la planificación.

3.2. Organización del documento

Esta Tesis está estructurada en diez capítulos precedidos por un resumen inicial. Los tres primeros capítulos centran esta tesis en el contexto de la importancia de los sistemas forestales como sumideros de carbono, incluyendo los *Antecedentes* (Capítulo 1), *Justificación* (Capítulo 2) y *Objetivos* (Capítulo 3). En los Capítulos 4 (*Nuevos modelos para estimar la capacidad de fijación de carbono de las coníferas españolas*) y 5 (*Ecuaciones de biomasa para estimar el carbono acumulado por las especies de frondosas*) se abordan los objetivos específicos I y II. En el Capítulo 6 (*La contribución de dos especies de matorral típicas de las dehesas Ibéricas a la fijación de carbono aéreo y radical*) se contemplan los objetivos III y IV, mientras que el objetivo V se considera en los capítulos 7 (*¿Afectan las claras a la biomasa y al contenido de carbono edáfico de los pinares mediterráneos de *Pinus pinaster* Ait.?*) y 8 (*¿Cómo afectan las claras a las cantidades de carbono en una repoblación de *Pinus sylvestris* L.?*). Estos capítulos centrales de la tesis cuentan con una breve introducción, una sección de material y métodos y una presentación y discusión de los resultados obtenidos. Para finalizar se ha incluido un Capítulo 9 a modo de *Síntesis final* y el Capítulo 10 que contiene las *Conclusiones*. Cada capítulo contiene su propio apartado de literatura citada para facilitar la identificación de bibliografía.



ESTIMACIÓN DE BIOMASA EN CONÍFERAS

4

4. NUEVOS MODELOS PARA ESTIMAR LA CAPACIDAD DE FIJACIÓN DE CARBONO DE LAS CONIFERAS ESPAÑOLAS

Este capítulo es una versión modificada del trabajo “*New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species*” de Ruiz-Peinado R, Río M, Montero G (2011) publicado en *Forest Systems* 20(1), 176-188.

Objetivos específicos

- I. *Desarrollo de modelos de estimación de biomasa arbórea para las principales especies forestales arbóreas españolas.*
- II. *Estudio del reparto de biomasa en las principales especies forestales arbóreas españolas.*

Datos

- Base de datos de 789 árboles apeados en las principales áreas de distribución para 10 especies de coníferas españolas. Este conjunto cuenta con datos de peso seco de biomasa por fracciones, presentando 97 árboles datos de biomasa radical.

Metodología

- Variables explicadas. Peso seco de las distintas fracciones de biomasa del árbol.
- Variables independientes. Diámetro normal y altura total del árbol.
- Análisis estadístico. Ajuste de sistemas de ecuaciones mediante mínimos cuadrados generalizados conjuntos, incluyendo la corrección de la heterocedasticidad mediante regresión ponderada.

Principales resultados obtenidos

- Se han desarrollado modelos de estimación de biomasa para 10 especies de coníferas españolas para diferentes fracciones de biomasa, contemplando la propiedad aditiva, y dependiendo del diámetro normal y la altura total del árbol.
- Los *root:shoot ratios* se ordenan en las especies de *Pinus* peninsulares estudiadas según un gradiente de mediterraneidad.
- El reparto de biomasa fue muy variable: el fuste supuso entre un 66% del total en *Abies alba* y un 40% en *Pinus halepensis*; la copa entre un 39% en *P. halepensis* y un 11% en *P. uncinata*; la raíz entre un 29% en *P. uncinata* y un 16% en *A. alba*.

4. NUEVOS MODELOS PARA ESTIMAR LA CAPACIDAD DE FIJACIÓN DE CARBONO DE LAS CONIFERAS ESPAÑOLAS

4.0. Resumen

Conocer el balance de carbono en los bosques es uno de los principales retos dentro de la gestión forestal. Habitualmente, la estimación de carbono en los bosques se realiza de manera indirecta, mediante la aplicación de modelos de diferentes fracciones de biomasa a los datos de inventario forestal. Para ello, en este estudio se han desarrollado sistemas de ecuaciones para estimar la biomasa forestal de las principales coníferas de los bosques de España: *Abies alba* Mill., *A. pinsapo* Boiss., *Juniperus thurifera* L., *Pinus canariensis* Sweet ex Spreng., *P. halepensis* Mill., *P. nigra* Arn., *P. pinaster* Ait., *P. pinea* L., *P. sylvestris* L. y *P. uncinata* Mill. Se ha usado la metodología de mínimos cuadrados generalizados conjuntos para el cumplimiento de la aditividad entre componentes. Como variables independientes se utilizaron el diámetro normal y la altura total del árbol. El diámetro aparece en todas las ecuaciones como variable significativa, mientras que la altura aparece también en todos los modelos para la biomasa de fuste y en algunos modelos para las ramas. Los modelos ajustados fueron comparados con otras ecuaciones publicadas para comprobar la precisión, presentando mejores estadísticos en todos los casos.

Además, se han desarrollado relaciones específicas entre la parte radical y parte aérea (*root:shoot ratios*) para conocer como se realiza el reparto de biomasa. Se han encontrado diferencias entre especies, alcanzándose un mínimo de 0,183 para *A. alba* y un máximo de 0,385 para *P. uncinata*, siendo el valor medio para estas especies de coníferas estudiadas de 0,265.

Como el Inventario Forestal Nacional identifica, para todas las especies medidas, el diámetro normal y la altura total de todos los árboles inventariados, estos modelos y relaciones ajustadas pueden ser aplicados con precisión en la estimación de cantidades de carbono a partir de aquellos datos.

Palabras clave: biomasa aérea / biomasa radical / fijación de carbono / root:shoot ratios / coníferas

4.1. Introducción

Los bosques del sur de Europa presentan un conjunto de rasgos distintivos. Así, albergan elevados grados de diversidad biológica (tanto animal como vegetal) como consecuencia de haber funcionado como refugios para muchas especies durante los periodos glaciares. Además, soportan unas condiciones climáticas severas e impredecibles, escenarios socioeconómicos difíciles y han sufrido una larga historia de sobreexplotación y transformación del territorio desde tiempos remotos. En estos bosques, los bienes y servicios indirectos son habitualmente más valiosos que los productos directos, como suele ser la producción de madera (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000). La protección del suelo y el ciclo hidrológico, la biodiversidad, la belleza del paisaje y, cada vez más, el uso recreativo, son las principales funciones que desempeñan estas masas, a las cuales se ha unido recientemente la capacidad de fijación de carbono, conforme a los acuerdos internacionales sobre mitigación del cambio climático (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Protocolo de Kyoto, Estrategia Forestal Europea, Conferencia Ministerial sobre la protección de bosques en Europa, ...).

Por ello, en el contexto de la importancia que tienen los bosques en la mitigación de los efectos del cambio climático, resulta importante estimar la cantidad de biomasa existente en ellos con el fin de entender cómo se acumula y se distribuye por las diferentes partes del árbol. Esta información proporcionará, además, la base a partir de la cual desarrollar estudios sobre nutrientes y facilitará la investigación sobre producción de bioenergía (Schlamadinger & Marland, 1996; Clark *et al.*, 2001). La utilización de la información procedente de los inventarios forestales permite estimar la cantidad de carbono fijada en la vegetación viva. Sin embargo, dependiendo de la calidad y la cantidad de dicha información, la precisión de la estimación puede variar. Los Inventarios Forestales Nacionales han proporcionado la base para diversos balances de carbono a escala regional y nacional (Dixon *et al.*, 1994; Goodale *et al.*, 2002).

Habitualmente, la cuantificación del carbono acumulado en los bosques se realiza a partir de datos de inventarios forestales mediante métodos indirectos, tales como los factores de expansión de biomasa (*BEF*) o las ecuaciones de estimación de biomasa (Brown, 2002). Los *BEF* convierten directamente el volumen del fuste o de la masa en peso seco de biomasa, aunque estos valores pueden variar en función de las condiciones de crecimiento y del desarrollo de la masa, en particular de su edad (Lehtonen *et al.*, 2004; Lehtonen *et al.*, 2007), del volumen de madera en pie (Fang & Wang, 2001) o de la altura del árbol (Levy *et al.*, 2004). Por consiguiente, las ecuaciones de biomasa, más complejas, pueden proporcionar estimaciones

más precisas que los *BEF*, por lo que son utilizadas con más frecuencia para estimar la biomasa de los bosques (IPCC, 2003). Estos modelos de estimación de biomasa se construyen mediante muestreos destructivos, con un elevado coste, y consisten en relaciones entre el peso seco de la biomasa con alguna característica dendrométrica, en la mayoría de los casos, el diámetro normal y/o la altura total del árbol (Crow & Laidly, 1980; Pardé, 1980).

Las coníferas desempeñan un papel crucial en los bosques Mediterráneos, fruto de su amplia distribución y su valor ecológico y socioeconómico. Las especies de coníferas más importantes de España incluyen a: *Abies alba* Mill., *A. pinsapo* Boiss., *Juniperus thurifera* L., *Pinus canariensis* Sweet ex Spreng., *P. halepensis* Mill., *P. nigra* Arn., *P. pinaster* Ait., *P. pinea* L., *P. sylvestris* L. y *P. uncinata* Mill. Estas especies ocupan más de 9,9 millones de ha en España, de las cuales 6,4 millones son masas puras de estas especies (MARM, 2008).

La información disponible para estimar la biomasa forestal varía de unas especies a otras. Existe un buen número de trabajos que han versado sobre la estimación de la biomasa a nivel de árbol para *P. sylvestris* y *P. pinaster*, aunque en el caso del primero la mayoría de las veces tratan sobre masas del norte de Europa (Marklund, 1988; Lehtonen *et al.*, 2004; Muukkonen, 2007), aunque también en España (*e.g.*, Santa Regina *et al.*, 1997; Montero *et al.*, 2004), y en el segundo el estudio ha sido más prolífico sobre la subespecie atlántica (*e.g.*, Lemoine *et al.*, 1986; Porte *et al.*, 2002; Balboa-Murias *et al.*, 2006) y mucho menos en la mediterránea (Montero *et al.*, 1999). También *P. radiata* ha sido bastante estudiado en el norte peninsular (*e.g.*, Merino *et al.*, 2003; Balboa-Murias *et al.*, 2006). Por el contrario, la investigación relativa a *P. nigra* (Neirynek *et al.*, 1998; Fattorini *et al.*, 2004), *P. pinea* (Cabannes & Rapp, 1978; Correia *et al.*, 2010) o *P. halepensis* (Grunzweig *et al.*, 2007) es mucho más escasa. La estimación de biomasa de *J. thurifera* se estudió en Marruecos mediante métodos no destructivos (Montès *et al.*, 2000; Montès *et al.*, 2002) dada su importancia ecológica. En lo que concierne a otras coníferas (*A. alba*, *A. pinsapo*, *P. canariensis* y *P. uncinata*), el desarrollo de modelos de estimación de biomasa no ha sido estudiada en profundidad dada su reducida distribución, por lo que no se dispone de información al respecto. También Montero *et al.* (2005) ajustaron un conjunto de ecuaciones de biomasa para las principales especies españolas (incluyendo las previamente mencionadas) que permiten cuantificar la biomasa y la fijación de carbono en los ecosistemas forestales españoles. Se trata de ecuaciones alométricas que relacionan las diferentes fracciones de biomasa del árbol (fuste, ramas de distintos tamaños, follaje, biomasa aérea total, biomasa radical) con el diámetro normal del árbol. En este trabajo no se tuvo en cuenta la aditividad entre las ecuaciones de las diferentes fracciones, ya que se ajustó cada una de forma independiente.

Los trabajos para desarrollar modelos de estimación de biomasa a nivel de masa o rodal en masas de coníferas son más recientes en España (*e.g.*, Barrio-Anta *et al.*, 2006 para *P. pinaster*; Castedo-Dorado *et al.*, 2009 para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*).

Aunque las ecuaciones alométricas basadas en el diámetro normal son una de las formas más sencillas y precisas de estimar la biomasa radical a partir de datos dendrométricos (Drexhage & Colin, 2001; Le Goff & Ottorini, 2001), también puede resultar interesante determinar el ratio entre el peso de la biomasa radical y el peso de la biomasa aérea (*root:shoot ratio*) para su utilización en el marco de estudios ecológicos. Estos ratios se pueden aplicar a árboles individuales o a masas a escala local, regional o de paisaje (Mokany *et al.*, 2006). Además, los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero utilizan generalmente dichos ratios para estimar la biomasa radical, y no existen a menudo valores individualizados por especies.

Con el objetivo de mejorar las actuales estimaciones de biomasa y de ofrecer información más precisa sobre el carbono acumulado en los bosques españoles, en este trabajo se desarrollan unas nuevas ecuaciones para las especies de coníferas. El empleo de técnicas que garantizan la propiedad aditiva entre las distintas fracciones de biomasa arbórea permite alcanzar resultados consistentes entre las estimaciones de biomasa total y la suma de sus distintas fracciones, asegurando una mayor eficiencia estadística (Parresol, 1999, 2001). Además, la inclusión de la altura total del árbol como variable predictora adicional puede mejorar la precisión de las estimaciones (Ketterings *et al.*, 2001). Así pues, los objetivos de este estudio fueron: i) determinar hasta qué punto el uso de métodos aditivos y la inclusión de la altura como variable independiente mejoran la estimación de la biomasa en las especies estudiadas, y ii) analizar el reparto de la biomasa entre la parte aérea y radical en las principales coníferas españolas.

4.2. Material y métodos

4.2.1. Área de estudio

El muestreo de árboles para la estimación de biomasa se realizó en aquellas regiones españolas representativas del área natural de distribución de cada especie. Los datos de *Abies alba* se tomaron en los Pirineos; los de *A. pinsapo* en la Sierra de Grazalema y la Sierra de las Nieves; los de *Juniperus thurifera* en Guadalajara; *Pinus canariensis* fue muestreado en la isla de Tenerife; *P. halepensis* en la Sierra de Segura; *P. nigra* en el Sistema Ibérico; *P. pinaster* en el Sistema Central (Guadalajara) y en Sierra Morena (Ciudad Real); *P. pinea* en la Meseta Norte

y en el suroeste de la península (Huelva); *P. sylvestris* en el Sistema Central (Madrid y Segovia) y *P. uncinata* en los Pirineos (Figura 4.1).

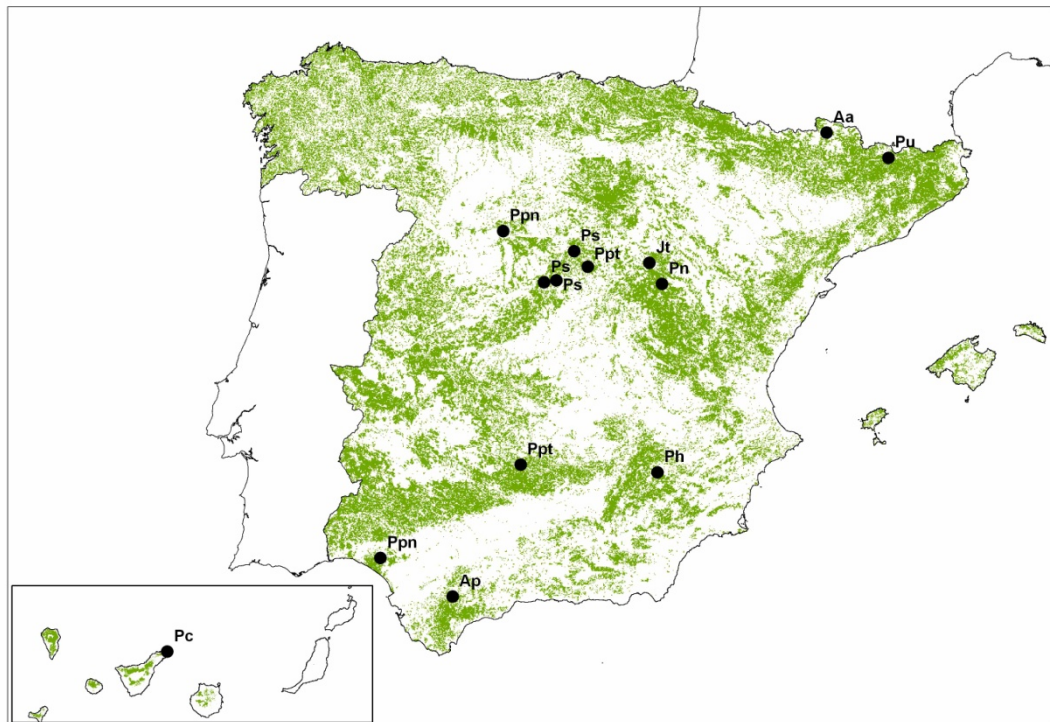


Figura 4.1. Distribución de las zonas de muestreo en España para las especies estudiadas. Aa: *Abies alba*; Ap: *A. pinsapo*; Jt: *Juniperus thurifera*; Pc: *Pinus canariensis*; Ph: *P. halepensis*; Pn: *P. nigra*; Ppt: *P. pinaster*; Ppn: *P. pinea*; Ps: *P. sylvestris*; Pu: *P. uncinata*.

4.2.2. Datos

Para cada especie, se seleccionaron árboles en masas de calidad de estación media, distribuidas por clases de edad, siendo la muestra destructiva seleccionada entre los árboles de características y condiciones de crecimiento medios. Además de los datos recogidos con este fin, también se utilizó la base de datos de la red de Sitios de Ensayo de Gestión Forestal Sostenible (SEGeForS) del INIA-CIFOR, que contiene un importante número de árboles donde se ha obtenido el peso de biomasa por fracciones para ciertas especies, concretamente para *Pinus pinaster* y *P. sylvestris*. En el caso de *A. pinsapo*, que presenta una protección específica, los pies escogidos no fueron tan representativos como en las demás especies y no se pudieron tomar muestras de la parte radical.

Tabla 4.1. Valores mínimos, máximos y medios para el diámetro, la altura y el peso seco de la biomasa de los árboles muestreados de cada especie.

Especies	diámetro (cm)			altura (m)			Biomasa aérea (kg)				Biomasa radical (kg)			
	Min	Max	Med	Min	Max	Med	n	Min	Max	Med	n	Min	Max	Med
<i>Abies alba</i>	9,0	57,5	30,4	8,0	29,0	18,5	29	27	2503	661	10	8	394	132
<i>Abies pinsapo</i>	7,0	51,0	27,3	4,0	21,5	11,3	29	7	624	200	-	-	-	-
<i>Juniperus thurifera</i>	9,5	49,8	25,7	3,5	8,9	5,8	21	23	539	205	8	12	130	69
<i>Pinus canariensis</i>	10,0	53,0	29,8	9,0	27,6	18,0	27	22	2292	595	13	7	428	177
<i>Pinus halepensis</i>	8,0	44,0	23,2	4,6	12,5	9,1	54	13	703	171	9	3	190	64
<i>Pinus nigra</i>	10,0	77,3	35,4	5,2	22,6	12,9	50	23	3274	791	13	8	811	234
<i>Pinus pinaster</i>	7,0	64,0	19,7	6,1	20,7	11,6	199	5	1521	116	10	6	325	115
<i>Pinus pinea</i>	9,0	63,0	29,2	4,3	21,2	10,3	54	16	2225	426	13	6	777	235
<i>Pinus sylvestris</i>	6,2	76,0	18,1	4,6	27,7	10,9	305	8	3368	175	14	4	1193	125
<i>Pinus uncinata</i>	8,0	41,0	25,6	7,3	20,1	15,6	21	16	868	346	7	3	401	146

Min: mínimo; *Max*: máximo; *Med*: media; *n*: número de muestras.

La muestra de árboles se repartió en clases diamétricas de 5 cm de amplitud, desde 7,5 cm hasta el máximo diámetro encontrado en la zona que pudiera ser muestreado. El tamaño de la muestra osciló entre los 21 individuos para *J. thurifera* y *P. uncinata* hasta un máximo de 305 para *P. sylvestris*, con un total de 789 árboles. Se midió el diámetro normal (d), la altura total (h) y la altura de copa viva (hc) de cada árbol apeado. El pie más pequeño muestreado fue de 6,2 cm de diámetro en *P. sylvestris* y 10,0 cm en *P. canariensis* y *P. nigra*. Los diámetros máximos oscilaron entre los 41,0 cm en *P. uncinata* y los 77,3 en *P. nigra* (Tabla 4.1).

Los árboles apeados se dividieron en las distintas fracciones de biomasa en el propio campo. Dicha fracciones fueron: fuste con corteza (volumen comercial, con diámetro en punta delgada de 7 cm), ramas gruesas (diámetro mayor de 7 cm), ramas medias (diámetro comprendido entre 2 y 7 cm), ramillas (diámetro menor de 2 cm) y acículas siguiendo lo expuesto en Montero *et al.* (1999). La estimación de la biomasa radical se llevó a cabo únicamente en algunos pies por especie y clase diamétrica, dada la complejidad y el coste que implica (Tabla 4.1). La extracción del sistema radical se llevó a cabo con retroexcavadora, practicando una zanja alrededor del tocón y extrayendo todas las raíces contenidas en el hoyo. Con este sistema se extrae la mayoría del sistema radical, con excepción de las raíces finas.

Se pesó cada fracción en el campo (peso fresco) y se tomó una muestra representativa (± 10 kg) de cada una de ellas para estimar en laboratorio el contenido de humedad (secado en estufa a 102°C hasta peso constante) y de ahí calcular el peso seco. En aquellos casos en los que el fuste no pudo ser pesado en campo, se midió el diámetro a intervalos de un metro para poder calcular su volumen mediante la fórmula de Smalian. El peso seco se computó aplicando la densidad básica de la madera de cada especie (Gutiérrez Oliva y Plaza Pulgar, 1967). Las acículas se pesaron en su totalidad si los árboles eran pequeños, mientras que en el caso de individuos más grandes se recogió una muestra de ramillas con acículas para estimar el peso de estas últimas.

La biomasa aérea máxima y mínima para las coníferas estudiadas osciló entre los 5 kg para *P. pinaster* y los 3368 kg para *P. sylvestris*, mientras que la biomasa radical varió desde los 3 kg (*P. halepensis* y *P. uncinata*) a los 1193 kg (*P. sylvestris*).

Tabla 4.2. Modelos de biomasa evaluados para las distintas fracciones.

MODELO ENSAYADO
$B = \alpha + \beta \cdot d$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2$
$B = \alpha + \beta \cdot d \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2 \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d + \lambda \cdot d^2$
$B = \alpha + \beta \cdot d + \lambda \cdot d^2 + \theta \cdot d^2 \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d + \lambda \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2 + \lambda \cdot d^2 \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2 + \lambda \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2 + \lambda \cdot h + \theta \cdot d^2 \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2 + \lambda \cdot d \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^2 \cdot h + \lambda \cdot d \cdot h$
$B = \alpha + \beta \cdot d^\lambda \cdot h^\theta$
$B = \alpha + \beta \cdot d^\lambda$
$B = \alpha + \beta \cdot (d^2 \cdot h)^\lambda$

B: Peso de biomasa (kg); *d*: diámetro normal (cm); *h*: altura del árbol (m);
 α , β , λ , θ : parámetros.

4.2.3. Ecuaciones de biomasa

Se examinaron diferentes ecuaciones, lineales y no lineales, encontradas en la bibliografía (Tabla 4.2), para relacionar el peso de las distintas fracciones de la biomasa (variable dependiente) con el diámetro normal (*d*) y la altura total (*h*) (variables independientes). En una primera etapa, se escogió el mejor modelo para cada fracción en función del análisis gráfico de los residuos y estadísticos de bondad del ajuste (sesgo y precisión) tales como el residuo medio (*MRES*), la raíz del error cuadrático medio (*RMSE*), la eficiencia del modelo (*EF*) (ecuaciones 1-3) (Gadow *et al.*, 2001) y el criterio de información de Akaike (*AIC*) (Akaike, 1974). El comportamiento biológico de cada modelo fue también evaluado a la hora de escoger la ecuación más favorable.

$$MRES = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{n} \quad [1]$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-p}} \quad [2]$$

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad [3]$$

donde y_i es el valor observado, \hat{y}_i es el valor estimado, \bar{y}_i es la media de los valores observados, n es el número de observaciones y p es el número de parámetros del modelo.

En una segunda etapa, los mejores modelos seleccionados en la fase anterior se ajustaron simultáneamente mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos (*Seemingly Unrelated Regressions, SUR*) (Zellner, 1962), con el fin de realizar estimaciones consistentes de las distintas fracciones con sistemas lineales y también no lineales (*NSUR*) (Parresol, 2001; Bi *et al.*, 2004) (sistema de ecuaciones 4). Este método tiene en cuenta la correlación existente entre los errores de cada ecuación para conseguir que la suma de las distintas fracciones de biomasa aérea coincida con la estimación del total de la biomasa aérea (propiedad aditiva).

$$\begin{aligned} B_1 &= f_1(\alpha_1, \beta_1) + \varepsilon_1 \\ B_2 &= f_2(\alpha_2, \beta_2) + \varepsilon_2 \\ &\dots\dots\dots \\ B_k &= f_k(\alpha_k, \beta_k) + \varepsilon_k \\ B_{total} &= f_{total}(\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_k, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k) + \varepsilon_{total} \end{aligned} \quad [4]$$

donde B_k es la el peso de biomasa de la fracción k considerada, α y β son parámetros de la ecuación y ε es el término de error del modelo.

Para evitar la heterocedasticidad, frecuentemente presente en los datos de biomasa, se empleó la regresión ponderada. Así, cada observación se pondera por la inversa de su varianza de tal manera que se homogeneiza la varianza de los residuos. El factor de ponderación se estimó mediante una función potencial de la variable independiente tal y como se detalla en Parresol (2001) y Balboa-Murias *et al.* (2006).

La posible presencia de multicolinealidad se verificó mediante el número condicional (*condition number*) (Myers, 1990). El ajuste se realizó con el procedimiento MODEL de SAS/ETS (SAS Institute Inc., 2004).

Con el propósito de valorar la capacidad predictiva del sistema de ecuaciones, se las comparó con las formuladas por Montero *et al.* (2005) para estas mismas especies y ajustadas con los mismos datos. En ese caso el ajuste se llevó a cabo de forma individual para cada fracción de biomasa, utilizando mínimos cuadrados ordinarios y con datos transformados logarítmicamente. Los ratios de *RMSE* y *EF* (ecuaciones 5 y 6) fueron los empleados para la comparación (Bi *et al.*, 2004).

$$RMSE_{ratio} = \frac{RMSE(\text{este estudio})}{RMSE(\text{Montero et al.,2005})} \quad [5]$$

$$EF_{ratio} = \frac{EF(\text{este estudio})}{EF(\text{Montero et al.,2005})} \quad [6]$$

4.2.4. Ratios parte radical:parte aérea

La relación entre la parte radical y la parte aérea se calculó como el cociente entre el peso seco de la biomasa radical y el de la biomasa aérea de cada árbol. Con el fin de detectar diferencias entre especies se empleó el test *HSD* de Tukey (*Honestly Significant Difference*), adecuado para realizar comparaciones múltiples entre datos medios.

4.3. Resultados

Los mejores modelos derivados del ajuste independiente para cada fracción y especie fueron a continuación incluidos en el ajuste *SUR*, para obtener los modelos finales (Tabla 4.3). El diámetro normal fue la variable que manifestó la más alta correlación con el peso de la biomasa, para todas las fracciones. La altura también se incluyó en todos los modelos de fuste, pero no siempre apareció en los modelos de las demás fracciones. Es más, la mayoría de las ecuaciones de biomasa de fuste presentó la forma alométrica estándar:

$$B_s = a \cdot d^b \cdot h^c \quad [7]$$

donde B_s es el peso de la biomasa de fuste, d es el diámetro normal, h es la altura total, a , b y c son parámetros del modelo.

En todas las especies los modelos de biomasa radical presentaron exclusivamente como variable independiente significativa el diámetro normal.

Los parámetros de los modelos procedentes del ajuste *SUR* resultaron significativos al 95% de nivel de confianza, mostrándose junto con los estadísticos de bondad del ajuste (*MRES*, *RMSE* y *EF*) en la tabla 4.3. No se observa sesgo en los modelos, tal y como puede comprobarse en los gráficos de valores predichos frente a los observados (Figura. 4.2). Los problemas de multicolinealidad hicieron que no fuese posible ajustar el modelo para la fracción de acículas en ninguna especie, con lo que dicho componente se incluyó en el de las ramillas.

Los modelos de biomasa de fuste presentaron altos valores de *EF*, siempre por encima de 0,87 para todas las especies. Los modelos de estimación de biomasa para las ramas mostraron mayor variabilidad, contando con valores de *EF* más bajos como en los casos de *A. alba*, *A. pinsapo* y *P. uncinata*. Los modelos de ramas gruesas de *P. canariensis* y *P. nigra* también produjeron un elevado sesgo (*MRES*). Por lo que respecta a la biomasa radical, el valor de *EF* superó siempre el valor de 0,85 salvo en el caso de *J. thurifera* y *P. uncinata*. El sesgo de dicha fracción en *P. uncinata* fue también superior al del resto de taxones.

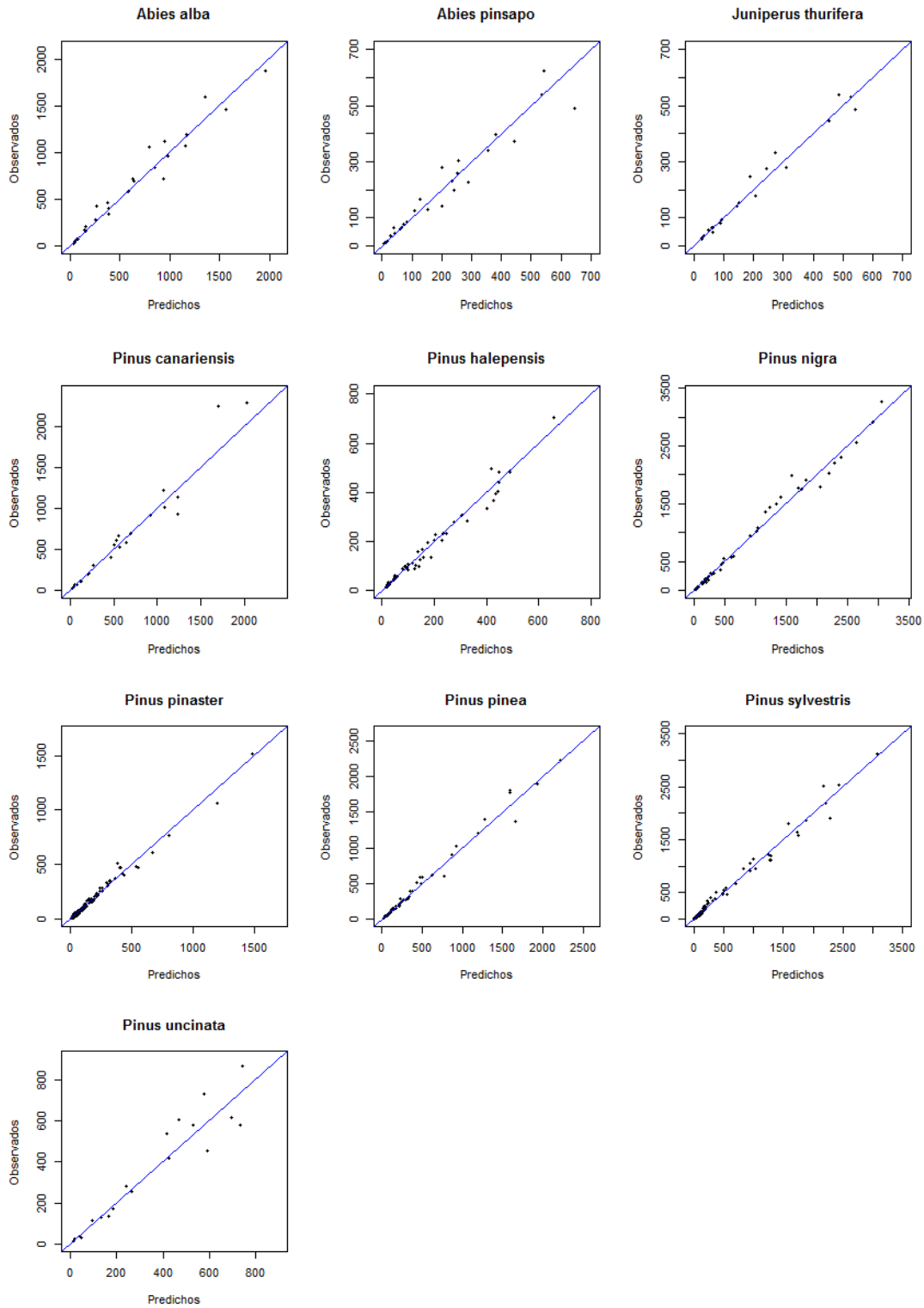


Figura 4.2. Valores observados y predichos para la biomasa aérea de las especies estudiadas. La línea diagonal muestra la recta 1:1.

Tabla 4.3. Modelos ajustados por mínimos cuadrados generalizados conjuntos (*SUR*) y estadísticos para las especies de coníferas.

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Abies alba</i> Mill.				
Fuste	$B_f = 0,0189 \cdot d^2 \cdot h$	19,24	73,27	0,97
Ramas gruesas + medias	$B_{r7} + B_{r27} = 0,0584 \cdot d^2$	2,62	37,42	0,75
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,0371 \cdot d^2 + 0,968 \cdot h$	3,12	21,64	0,77
Raíces	$B_s = 0,101 \cdot d^2$	1,98	121,79	0,89
<i>Abies pinsapo</i> Boiss.				
Fuste	$B_f = 0,00960 \cdot d^2 \cdot h$	-10,09	36,82	0,85
Ramas gruesas	Si $d \leq 32,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 32,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [1,637 \cdot (d-32,5)^2 - 0,0719 \cdot (d-32,5)^2 \cdot h] \cdot Z$	6,23	15,32	0,69
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,00344 \cdot d^2 \cdot h$	2,25	23,84	0,70
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,131 \cdot d \cdot h$	-0,17	25,30	0,47
<i>Juniperus thurifera</i> L.				
Fuste	$B_f = 0,0132 \cdot d^2 \cdot h + 0,217 \cdot d \cdot h$	-1,96	14,34	0,98
Ramas gruesas	Si $d \leq 22,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 22,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,107 \cdot (d-22,5)^2] \cdot Z$	2,37	8,87	0,82
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,00792 \cdot d^2 \cdot h$	0,41	11,90	0,92
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,273 \cdot d \cdot h$	3,03	16,59	0,79
Raíces	$B_s = 0,0767 \cdot d^2$	-0,82	24,97	0,69

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Pinus canariensis</i> Sweet ex Spreng.				
Fuste	$B_f = 0,0249 \cdot (d^2 \cdot h)^{0,975}$	2,39	51,84	0,98
Ramas gruesas	Si $d \leq 32,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 32,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,634 \cdot (d-32,5)^2] \cdot Z$	16,85	30,09	0,79
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,00162 \cdot d^2 \cdot h$	2,44	20,93	0,71
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,0844 \cdot d^2 - 0,0731 \cdot h^2$	2,12	28,02	0,77
Raíces	$B_s = 0,155 \cdot d^2$	-2,02	54,27	0,89
<i>Pinus halepensis</i> Mill.				
Fuste	$B_f = 0,0139 \cdot d^2 \cdot h$	-4,13	21,43	0,93
Ramas gruesas	Si $d \leq 27,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 27,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [3,926 \cdot (d-27,5)] \cdot Z$	1,54	14,75	0,61
Ramas medias	$B_{r2-7} = 4,257 + 0,00506 \cdot d^2 \cdot h - 0,0722 \cdot d \cdot h$	-0,19	7,54	0,91
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 6,197 + 0,00932 \cdot d^2 \cdot h - 0,0686 \cdot d \cdot h$	-1,14	13,79	0,93
Raíces	$B_s = 0,0785 \cdot d^2$	0,40	23,46	0,87
<i>Pinus nigra</i> Arn.				
Fuste	$B_f = 0,0403 \cdot d^{1,838} \cdot h^{0,945}$	-2,73	71,13	0,99
Ramas gruesas	Si $d \leq 32,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 32,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,228 \cdot (d-32,5)^2] \cdot Z$	18,89	25,33	0,85
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,0521 \cdot d^2$	-1,31	31,48	0,89
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,0720 \cdot d^2$	-1,44	26,86	0,95
Raíces	$B_s = 0,0189 \cdot d^{2,445}$	0,80	30,14	0,98

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Pinus pinaster</i> Ait.				
Fuste	$B_f = 0,0278 \cdot d^{2,115} \cdot h^{0,618}$	-0,42	14,47	0,99
Ramas gruesas + medias	$B_{r7} + B_{r27} = 0,000381 \cdot d^{3,141}$	0,21	7,04	0,89
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,0129 \cdot d^{2,320}$	-0,03	7,67	0,89
Raíces	$B_s = 0,00444 \cdot d^{2,804}$	-6,65	20,29	0,99
<i>Pinus pinea</i> L.				
Fuste	$B_s = 0,0224 \cdot d^{1,923} \cdot h^{1,0193}$	-6,70	36,76	0,99
Ramas gruesas	Si $d \leq 22,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 22,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{b7} = [0,247 \cdot (d-22,5)^2] \cdot Z$	8,76	46,17	0,86
Ramas medias	$B_{b2.7} = 0,0525 \cdot d^2$	2,88	29,46	0,80
Ramillas + acículas	$B_{b2+n} = 21,927 + 0,0707 \cdot d^2 - 2,827 \cdot h$	1,95	19,65	0,90
Raíces	$B_r = 0,117 \cdot d^2$	1,38	14,86	0,98
<i>Pinus sylvestris</i> L.				
Fuste	$B_f = 0,0154 \cdot d^2 \cdot h$	2,23	34,01	0,99
Ramas gruesas	Si $d \leq 37,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 37,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,540 \cdot (d-37,5)^2 - 0,0119 \cdot (d-37,5)^2 \cdot h] \cdot Z$	0,14	12,63	0,86
Ramas medias	$B_{r2.7} = 0,0295 \cdot d^{2,742} \cdot h^{-0,899}$	-0,24	10,83	0,87
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 0,530 \cdot d^{2,199} \cdot h^{-1,153}$	0,73	11,41	0,87
Raíces	$B_s = 0,130 \cdot d^2$	1,55	110,17	0,98

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Pinus uncinata</i> Mill.				
Fuste	$B_f = 0,0203 \cdot d^2 \cdot h$	7,56	70,81	0,90
Ramas gruesas + medias	$B_{r7} + B_{r27} = 0,0379 \cdot d^2$	1,41	15,86	0,64
Ramillas + acículas	$B_{r2+a} = 2,740 \cdot d - 2,641 \cdot h$	1,27	14,86	0,66
Raíces	$B_s = 0,193 \cdot d^2$	8,17	81,86	0,68

B_s : peso de la biomasa de fuste (kg); B_{r7} : peso de la biomasa de las ramas gruesas (diámetro mayor de 7 cm) (kg); B_{r2-7} : peso de la biomasa de las ramas medias (diámetro entre 2 y 7 cm) (kg); B_{r2+a} peso de la biomasa de las ramillas (diámetro menor de 2 cm) con acículas (kg); B_s : peso de la biomasa radical (kg); d : diámetro normal (cm); h : altura del árbol (m); *MRES*: residuo medio; *RMSE*: raíz del error cuadrático medio; *EF*: eficiencia del modelo.

En algunos casos, la fracción de ramas gruesas falta en los pies jóvenes y no aparece hasta que los individuos alcanzan un cierto tamaño. Así, el tamaño de la muestra para esta fracción fue más pequeño que para el resto y este modelo sólo es de aplicación para pies que superan un cierto diámetro. Por esta razón, las ecuaciones para la fracción ramas gruesas presentan una restricción basada en un diámetro umbral, que osciló entre los 22,5 cm para *P. pinea* y *J. thurifera* y los 37,5 cm para *P. sylvestris*. En el caso de las especies *A. alba*, *P. pinaster* y *P. uncinata*, el tamaño de muestra fue tan exiguo que esta fracción se incorporó a la de las ramas medianas (diámetro menor de 7 cm y mayor de 2 cm), puesto que no se pudo ajustar un modelo estadística y lógicamente significativo. Estas especies, además, cuentan habitualmente con un reducido número de ramas gruesas en su porte adulto dentro de la masa, por lo cual dicha agrupación parece biológicamente correcta.

La comparación con las ecuaciones existentes de Montero *et al.* (2005) por medio de los ratios del *RMSE* y *EF* demuestra que en todos los casos se mejora la precisión, ya que el ratio de *RMSE* fue siempre inferior a 1,0 (en todos los casos el valor de la raíz del error cuadrático medio en los nuevos modelos es igual o menor que aquel de la ecuación alométrica) (Tabla 4.4). Esta mejora fue especialmente relevante en la fracción de ramas gruesas y ramillas con acículas de *P. pinea* o en la fracción de fuste de *P. pinaster* y *P. sylvestris*, las cuales presentaron ratios inferiores a 0,5. Paralelamente, los ratios de eficiencia resultaron iguales o superiores a 1,0 (los valores de *EF* en los nuevos modelos fueron iguales o más altos que los existentes), siendo particularmente notable la mejora en el caso de las ramas gruesas y el de las ramillas con acículas de *P. pinea*, así como en el de las ramas gruesas de *P. halepensis* y el de las ramas medias de *P. nigra* con valores cercanos a 1,50.

Tabla 4.4. Ratios de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la eficiencia del modelo (EF) para comparar los modelos del presente trabajo con los de Montero *et al.* (2005) (ajustados para cada fracción por separado y con datos transformados logarítmicamente).

Especies	Ratio RMSE					Ratio EF				
	Aérea	Fuste	Ramas			Aérea	Fuste	Ramas		
			Gruesas	Medias	Finas + acículas			Gruesas	Medias	Finas + acículas
<i>Abies alba</i>	0,76	0,57	0,98			1,03	1,07	1,01		
<i>Abies pinsapo</i>	0,89	0,81	0,92	1,00	1,00	1,03	1,11	1,09	1,00	1,00
<i>Juniperus thurifera</i>	0,88	0,66	0,98	0,91	0,99	1,01	1,05	1,00	1,02	1,01
<i>Pinus canariensis</i>	0,95	0,67	0,94	0,84	0,89	1,00	1,02	1,08	1,02	1,05
<i>Pinus halepensis</i>	0,61	0,74	0,81	0,83	0,78	1,04	1,06	1,50	1,05	1,05
<i>Pinus nigra</i>	0,78	0,66	0,84	0,53	0,99	1,01	1,01	1,08	1,47	1,00
<i>Pinus pinaster</i>	0,83	0,43	0,81		0,96	1,01	1,06	1,07		1,01
<i>Pinus pinea</i>	0,77	0,57	0,41	0,69	0,31	1,19	1,03	1,48	1,16	1,49
<i>Pinus sylvestris</i>	0,87	0,47	0,70	0,97	0,95	1,00	1,04	1,21	1,01	1,02
<i>Pinus uncinata</i>	0,95	0,74	0,96		0,97	1,01	1,09	1,05		1,03

El reparto de la biomasa arbórea en fuste, copa (ramas + acículas) y sistema radical se expone en la figura 4.3. Para la construcción de la misma se han aplicado las ecuaciones que hemos desarrollado a un árbol medio de 35 cm de diámetro normal y su altura correspondiente calculada a partir de la muestra. El fuste fue la fracción mayor en todas las coníferas estudiadas. La contribución del fuste a la biomasa total varió desde el 39,9% para *P. halepensis* o el 40,0% para *J. thurifera*, hasta el 65,7% para *A. alba* o el 61,6% para *P. pinaster*. La biomasa de copa constituyó también un importante porcentaje del total, con valores máximos del 38,7% y el 36,6% para *P. halepensis* y *J. thurifera* respectivamente, y valores mínimos del 11,4% en el caso de *P. uncinata* y del 14,9% en el de *P. canariensis*. Por último, la biomasa radical se mueve en porcentajes que van desde casi un tercio a un quinto de la biomasa total, con valores máximos del 29,3% y del 28,8 % para *P. uncinata* y *P. sylvestris* respectivamente y valores mínimos del 16,2% para *A. alba* y del 18,6% para *P. nigra*.

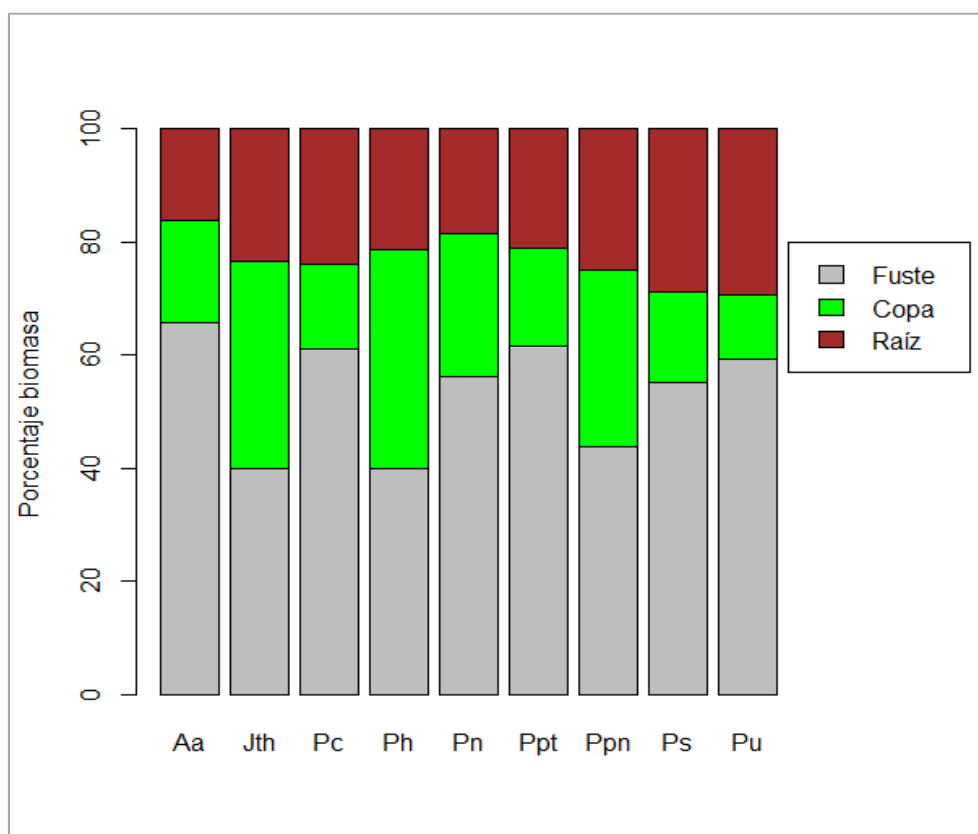


Figura 4.3. Reparto de biomasa, por especies, para un árbol medio de 35 cm de diámetro normal (la altura media para este diámetro se calculó a partir de los datos originales). Aa: *Abies alba*; Jth: *Juniperus thurifera*; Pc: *Pinus canariensis*; Ph: *P. halepensis*; Pn: *P. nigra*; Ppt: *P. pinaster*; Ppn: *P. pinea*; Ps: *P. sylvestris*; Pu: *P. uncinata*.

Los ratios parte radical:parte aérea para las especies estudiadas (excepto *A. pinsapo* para el cual la fracción radical no fue examinada) se muestran en la tabla 4.5. Los valores medios variaron desde 0,18 (*A. alba*) hasta 0,38 (*P. uncinata*), con 0,27 como media para todas las especies de coníferas estudiadas. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre especies: *A. alba* presentó el menor valor; los taxones del género *Pinus* revelaron cifras similares entre ellos (salvo en *P. uncinata*), ordenándose según un gradiente de mediterraneidad en los pinos peninsulares; cabe destacar que los ratios de *J. thurifera* y *P. uncinata* fueron parecidos, aunque en ambos la muestra presentó gran variabilidad.

Tabla 4.5. Ratios parte radical:parte aérea (*root:shoot ratio*) para las especies estudiadas, error estándar y comparaciones múltiples.

Especie	Root:shoot ratio	Grupos	Error estándar
<i>Abies alba</i>	0,183	a ,b, c,d	0,016
<i>Juniperus thurifera</i>	0,343	a b, c, d	0,036
<i>Pinus canariensis</i>	0,259	a, b, c d	0,026
<i>Pinus halepensis</i>	0,229	a, b, c d	0,015
<i>Pinus nigra</i>	0,240	a, b, c d	0,012
<i>Pinus pinaster</i>	0,285	a, b c	0,013
<i>Pinus pinea</i>	0,243	a, b, c d	0,014
<i>Pinus sylvestris</i>	0,279	a, b c	0,022
<i>Pinus uncinata</i>	0,385	a	0,043
Coníferas	0,265	-	0,027

Letras diferentes muestran diferencias estadísticamente significativas (test HSD; $\alpha = 0,05$; $p < 0,001$).

4.4. **Discusión**

El cálculo de los reservorios de carbono a partir de datos de los inventarios forestales requiere modelos de estimación de biomasa precisos e insesgados. En este trabajo hemos desarrollado nuevas ecuaciones de estimación de la biomasa para las principales coníferas españolas, con el fin de mejorar los ya existentes que no satisfacían la propiedad aditiva entre fracciones (Montero *et al.*, 2005), atributo que es altamente deseable en los sistemas de ecuaciones de biomasa. La utilización de la regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos con ecuaciones no lineales (*NSUR*), asegura el cumplimiento de dicha propiedad, además de proporcionar consistencia (Kozak, 1970) y reducir los intervalos de confianza y de predicción de las estimaciones de la biomasa (Parresol, 1999, 2001).

Las nuevas ecuaciones incorporan la altura como variable independiente en algunas fracciones, lo cual resulta en mejores estadísticos de ajuste. Otros autores ya han encontrado mejoras en la estimación de la biomasa cuando al diámetro se le añade la altura como variable explicativa (*e.g.*, Lambert *et al.*, 2005; Cienciala *et al.*, 2006). Al incluir la altura del árbol se está incorporando al modelo, indirectamente, información relativa al ambiente competitivo (edad de la masa, índice de sitio,...) (Wirth *et al.*, 2004). Este hecho aumenta la generalidad del modelo y lo adecúa para su uso en diferentes estaciones (Ketterings *et al.*, 2001). En otros trabajos se ha explorado la altura de copa viva como variable independiente para la estimación de la biomasa de copa (Carvalho & Parresol, 2003; Antonio *et al.*, 2007). Sin embargo, con el fin de asegurar la aplicabilidad de nuestras ecuaciones, hemos descartado dicha variable puesto que no está disponible en el Inventario Forestal Nacional (IFN) y no se mide habitualmente en otros inventarios forestales.

Como consecuencia de empleo del ajuste simultáneo de ecuaciones y de la inclusión de la altura como variable independiente, los modelos aquí mostrados representan una considerable mejora de los propuestos por Montero *et al.* (2005). Estos últimos utilizaron la mayor parte de los datos recogidos en este trabajo (transformados logarítmicamente), ajustándose mediante mínimos cuadrados ordinarios para cada fracción por separado. El aumento de la eficiencia alcanzó en torno a un 50% para las ramas gruesas de *P. halepensis* y *P. pinea* así como para las ramillas (con acículas) de *P. pinea* (Tabla 4.4). La mejora más sustancial para el total de la biomasa aérea se dio en *P. pinea*.

En lo relativo a la biomasa de fuste, todos los modelos elegidos fueron del tipo no lineal con una expresión alométrica que incluía el diámetro normal y la altura total. Es ésta una formulación análoga a la empleada para calcular volúmenes, presentando eficiencias elevadas,

siendo esta combinación de variables para la predicción de la biomasa de fuste destacada como la idónea por varios autores (*e.g.*, Bi *et al.*, 2004; Antonio *et al.*, 2007). Para el resto de las fracciones (ramas de distintos tamaños), los modelos seleccionados fueron tanto ecuaciones de tipo lineales como no lineales, con el diámetro y/o la altura como variables independientes, por separado o en diferentes combinaciones. Los coeficientes relacionados con el diámetro fueron números positivos en la mayoría de los casos, lo cual indica que a mayor diámetro, mayor biomasa. Por el contrario, algunos coeficientes de la altura resultaron negativos, especialmente en las fracciones de copa, lo cual denota que, a igualdad de diámetro, los árboles más altos almacenan menos biomasa en la copa como consecuencia de los procesos involucrados en la competencia por la luz (Lambert *et al.*, 2005).

La capacidad de las ecuaciones para predecir la biomasa de las ramas es menor que en el caso del fuste (Tabla 4.3). La biomasa de las ramas y el follaje están más influenciados por las condiciones de competencia y la densidad de la masa que la biomasa del fuste, presentando mayor variabilidad (Cole & Ewel, 2006; Návar, 2009). La elevada variabilidad de la biomasa de copa encontrada en *P. pinea* puede ser debida a las frecuentes podas que sufren los individuos para la producción de piña.

Un buen número de autores han propuesto el uso de ecuaciones generales para estimar la biomasa aérea mediante la agrupación por géneros o grupos de especies (*e.g.*, Pastor *et al.*, 1983/1984; Schroeder *et al.*, 1997). Sin embargo, la variabilidad entre especies hallada en las ecuaciones de las distintas fracciones y en las relaciones parte radical:parte aérea, sugiere que se necesitan ecuaciones específicas para realizar una estimación precisa de la biomasa de cada fracción. Esta información es imprescindible para estimar contenidos de nutrientes, para conocer las cantidades de biomasa que pueden ser utilizadas como biocombustible tras aplicar tratamiento selvícola o a la hora de considerar distintas opciones de gestión en relación con el ciclo de nutrientes y el contenido de carbono (*e.g.*, Balboa-Murias *et al.*, 2006; Cole & Ewel, 2006; Bravo *et al.*, 2008).

La biomasa radical no suele ser considerada en muchos estudios debido al alto coste y las dificultades de su muestreo, a pesar de que constituye una parte significativa del total en la masa. En el caso de las especies estudiadas, los modelos de estimación del peso del sistema radical dependen exclusivamente del diámetro normal, tal y como ya demostraron Drexhage & Colin (2001) o Le Goff & Ottorini (2001).

Por lo que respecta a la relación entre la biomasa radical y la aérea (fuste, ramas y acículas) expresada como el root:shoot ratio, Kurz *et al.* (1996) detectaron diferencias entre frondosas y coníferas. Por el contrario, Cannell (1982) y Cairns *et al.* (1997) no hallaron

diferencias significativas entre grupos de especies y plantearon un ratio general de 0,26 para coníferas y de 0,25 para frondosas, siendo la cifra para las coníferas análoga a la encontrada en este estudio. Sin embargo, Levy *et al.* (2004) encontraron para las coníferas en Gran Bretaña un ratio de 0,359. Este valor es claramente distinto al calculado por nosotros, aunque las cifras de dichos autores para *P. sylvestris* (0,301) y *P. nigra* (0,224) son similares a las nuestras para las mismas especies. También, Correia *et al.* (2010) encontraron un ratio para *P. pinea* de 0,30 en masas de baja densidad. Esta proporción es ligeramente superior a la nuestra, aunque nuestras muestras se tomaron en masas que presentaban mayores densidades, pudiendo resultar en un valor más bajo por la mayor competencia entre individuos por el espacio radical. Aunque el ratio parte radical:parte aérea puede variar según sea el tamaño del árbol y las características de la masa, los valores observados resaltan la importancia que tiene la fracción radical de biomasa en los bosques Mediterráneos.

Finalmente, destacar que aunque se tomaron muestras de un amplio abanico de diámetros en cada especie, el número de observaciones disponibles para evaluar la biomasa radical fue pequeño, y el tipo de suelo no se ha considerado en el análisis. Por lo tanto, resultan necesarios más esfuerzos en la investigación de la biomasa radical de los bosques Mediterráneos.

4.5. Conclusiones

El empleo del método de mínimos cuadrados generalizados conjuntos y el gran tamaño de la muestra empleada para ajustar los modelos ha permitido obtener unas ecuaciones de biomasa para las principales coníferas españolas, que cumplen con la propiedad aditiva, siendo insesgadas y precisas, y que mejoran sustancialmente las existentes con anterioridad. Dado que el IFN identifica especies y mide diámetros y las alturas para todos los árboles en todas las parcelas, los modelos aquí desarrollados podrían aplicarse a estos datos, permitiendo realizar una contabilidad de carbono a escala de ecosistema, región y estado.

La biomasa radical constituye un porcentaje significativo del total en los ecosistemas Mediterráneos, por lo que debe ser considerada y cuantificada si se quieren obtener estimaciones completas de biomasa y carbono. En los bosques Mediterráneos, cuya principal función no es la producción de madera, estas estimaciones de biomasa por fracciones son de gran utilidad para definir las mejores prácticas de gestión forestal y para identificar el papel de los bosques como sumideros de carbono.

4.6. Referencias bibliográficas

- AKAIKE H, 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716-723.
- ANTONIO N, TOMÉ M, TOMÉ J, SOARES P, FONTES L, 2007. Effect of the tree, stand and site variables of the allometry of *Eucalyptus globulus* tree biomass. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 895-906.
- BALBOA-MURIAS MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, MERINO A, ALVAREZ-GONZALEZ JG, 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237, 29-38.
- BARRIO-ANTA M, BALBOA-MURIAS MA, CASTEDO-DORADO F, DIEGUEZ-ARANDA U, ÁLVAREZ-GONZÁLEZ JG, 2006. An ecoregional model for estimating volume, biomass and carbon pools in maritime pine stands in Galicia (northwestern Spain). *Forest Ecology and Management* 223, 24-34.
- BI HQ, TURNER J, LAMBERT MJ, 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. *Trees-Structure and Function* 18, 467-479.
- BRAVO F, BRAVO-OVIEDO A, DÍAZ BALTEIRO L, 2008. Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forest under two management alternatives: a modeling approach. *European Journal of Forest Research* 127, 225-234.
- BROWN S, 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* 116, 363-372.
- CABANETTES A, RAPP M, 1978. Biomass, nutrient distribution and productivity in a *Pinus pinea* forest: I. Biomass. *Oecologia Plantarum* 13, 271-286.
- CAIRNS MA, BROWN S, HELMER EH, BAUMGARDNER GA, 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111, 1-11.
- CANNELL MGR, 1982. World forest biomass and primary production data. Academic Press, London, 391 pp.
- CASTEDO-DORADO F, GÓMEZ-GARCÍA E, DIEGUEZ-ARANDA U, BARRIO-ANTA M, CRECENTE-CAMPO F, 2012. Aboveground stand-level biomass estimation: a

- comparison of two methods for major forest species in northwest Spain. *Annals of Forest Science* 69, 735-746.
- CARVALHO JP, PARRESOL B, 2003. Additivity in tree biomass components of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). *Forest Ecology and Management* 179, 269-276.
- CIENCIALA E, CERNY M, TATARINOV F, APLTAUER J, EXNEROVA Z, 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees-Structure and Function* 20, 483-495.
- CLARK DA, BROWN S, KICKLIGHTER DW, CHAMBERS JQ, THOMLINSON JR, NI J, 2001. Measuring net primary production in forests: Concepts and field methods. *Ecological Applications* 11, 356-370.
- COLE TG, EWEL JJ, 2006. Allometric equations for four valuable tropical tree species. *Forest Ecology and Management* 229, 351-360.
- CORREIA AC, TOMÉ M, PACHECO CA, FAIAS S, DIAS AC, FREIRE J, CARVALHO PO, PEREIRA JS, 2010. Biomass allometry and carbon factors for a Mediterranean pine (*Pinus pinea* L.) in Portugal. *Forest Systems* 19, 418-433.
- CROW TR, LAIDLAY PR, 1980. Alternative models for estimating woody plant biomass. *Canadian Journal of Forest Research* 10, 367-370.
- DIXON RK, BROWN S, HOUGHTON RA, SOLOMON AM, TREXLER MC, WISNIEWSKI J, 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystem. *Science* 263, 185-190.
- DREXHAGE M, COLIN F, 2001. Estimating root system biomass from breast-height diameters. *Forestry* 74, 491-497.
- FANG JY, WANG ZM, 2001. Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. *Ecological Research* 16, 587-592.
- FATTORINI L, GASPARINI P, NOCETTI M, TABACCHI G, TO V, 2004. Above-ground tree phytomass prediction and preliminary shrub phytomass assessment in the forest stands of Trentino. *Studi Trentini di Scienze Naturali: Acta Biologica* 81, 75-121.
- GADOW KV, REAL P, ÁLVAREZ GONZÁLEZ JG (Eds.), 2001. Modelización del crecimiento y la evolución de bosques. IUFRO, Vienna, 242 pp.
- GOODALE CL, APPS MJ, BIRDSEY RA, FIELD CB, HEATH LS, HOUGHTON RA, JENKINS JC, KOHLMAYER GH, KURZ W, LIU SR, NABUURS GJ, NILSSON S,

- SHVIDENKO AZ, 2002. Forest carbon sinks in the Northern Hemisphere. *Ecological Applications* 12, 891-899.
- GRUNZWEIG JM, GELFAND I, FRIED Y, YAKIR D, 2007. Biogeochemical factors contributing to enhanced carbon storage following afforestation of a semi-arid shrubland. *Biogeosciences* 4, 891-904.
- GUTIERREZ OLIVA A, PLAZA PULGAR F, 1967. Características físico-mecánicas de las maderas españolas. Ministerio de Agricultura, Madrid, 103 pp.
- IPCC, 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa, Japan.
- KETTERINGS QM, COE R, VAN NOORDWIJK V, AMBAGAU Y, PALM CA, 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management* 146, 199-209.
- KOZAK A, 1970. Methods for ensuring additivity of biomass components by regression analysis. *Forestry Chronicle* 46, 402-404.
- KURZ W, BEUKEMA S, APPS M, 1996. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1973-1979.
- LAMBERT MC, UNG CH, RAULIER F, 2005. Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 1996-2018.
- LE GOFF N, OTTORINI JM, 2001. Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France. *Annals of Forest Science* 58, 1-13.
- LEHTONEN A, CIENCIALA E, TATARINOV F, MAKIPAA R, 2007. Uncertainty estimation of biomass expansion factors for Norway spruce in the Czech Republic. *Annals of Forest Science* 64, 133-140.
- LEHTONEN A, MAKIPAA R, HEIKKINEN J, SIEVANEN R, LISKI J, 2004. Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188, 211-224.
- LEMOINE B, GELPE J, RANGER J, NYS C, 1986. Biomass and growth of maritime pine - a study of variability in a 16 years old stand. *Annales des Sciences Forestières* 43, 67-84.

- LEVY PE, HALE SE, NICOLL BC, 2004. Biomass expansion factors and root:shoot ratios for coniferous tree species in Great Britain. *Forestry* 77, 421-430.
- MARKLUND LG 1988. Biomass functions for pine, spruce and birch in Sweden. Rapport-Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen foer Skogstaxering (Sweden).
- MARM, 2008. Anuario de Estadísticas Forestales 2007 [online]. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). Disponible en la dirección http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/montes_politica_forestal [15 Julio, 2010].
- MERINO A, REY C, BRAÑAS J, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12, 85-98.
- MOKANY K, RAISON RJ, PROKUSHKIN AS, 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12, 84-96.
- MONTERO G, MUÑOZ M, DONÉS J, ROJO A, 2004. Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en los montes "Pinar de Valsain" y "Matas de Valsain". *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 13, 399-415.
- MONTERO G, ORTEGA C, CAÑELLAS I, BACHILLER A, 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una población de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales Fuera de Serie*, 175-206.
- MONTERO G, RUIZ-PEINADO R, MUÑOZ M, 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, 270 pp.
- MONTÈS N, BERTAUDIÈRE-MONTES V, BADRI W, ZAOUI EH, GAUQUELIN T, 2002. Biomass and nutrient content of a semi-arid mountain ecosystem: the *Juniperus thurifera* L. woodland fo Azzaden Valley (Morocco). *Forest Ecology and Management* 166, 35-43.
- MONTÈS N, GAUQUELIN T, BADRI W, BERTAUDIÈRE V, ZAOUI EH, 2000. A non-destructive method for estimating aboveground forest biomass in threatened woodlands. *Forest Ecology and Management* 130, 37-46.

- MUUKKONEN P, 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research* 126, 157-166.
- MYERS RH, 1990. Classical and modern regression with applications. Duxbury Press Belmont, Calif., 488 pp.
- NÁVAR J, 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257, 427-434.
- NEIRYNCK J, MADDELEIN D, KEERSMAEKER LD, LUST N, MUYS B, 1998. Biomass and nutrient cycling of a highly productive Corsican pine stand on former heathland in northern Belgium. *Annals of Forest Science* 55, 389-405.
- PARDÉ J, 1980. Forest biomass. *Forestry Abstracts* 41, 343-363.
- PARRESOL BR, 1999. Assessing tree and stand biomass: A review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45, 573-593.
- PARRESOL BR, 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 865-878.
- PASTOR J, ABER JD, MELILLO JM, 1983/1984. Biomass prediction using generalized allometric regressions for some northeast tree species. *Forest Ecology and Management* 7, 265-274.
- PORTE A, TRICHET P, BERT D, LOUSTAU D, 2002. Allometric relationships for branch and tree woody biomass of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 158, 71-83.
- SANTA REGINA I, TARAZONA T, CALVO R, 1997. Aboveground biomass in a beech forest and a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda area of northern Spain. *Annales des Sciences Forestières* 54, 261-269.
- SAS INSTITUTE INC, 2004. SAS/ETS(R) 9.1 User's guide. In. SAS Institute Inc., Cary, N.C.
- SCARASCIA-MUGNOZZA G, OSWALD H, PIUSSI P, RADOGLU K, 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132, 97-109.
- SCHLAMADINGER B, MARLAND G, 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10, 275-300.

SCHROEDER PE, BROWN S, MO J, BIRDSEY RA, CIESZEWSKI C, 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forest of the United States using inventory data. *Forest Science* 43, 424-434.

WIRTH C, SCHUMACHER J, SCHULZE ED, 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24, 121-139.

ZELLNER A, 1962. An efficient method of estimating seemingly unrelated regressions and tests for aggregation bias. *Journal of the American Statistical Association* 57, 348-368.



**ESTIMACIÓN DE BIOMASA
EN FRONDOSAS**

5

5. ECUACIONES DE BIOMASA PARA ESTIMAR EL CARBONO ACUMULADO POR LAS ESPECIES DE FRONDOSAS

Este capítulo es una versión modificada del trabajo “*Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species*” de Ruiz-Peinado R, Montero G, Río M (2012) publicado en *Forest Systems* 21(1), 42-52.

Objetivos específicos

- I. *Desarrollo de modelos de estimación de biomasa arbórea para las principales especies forestales arbóreas españolas.*
- II. *Estudio del reparto de biomasa en las principales especies forestales arbóreas españolas.*

Datos

- Base de datos de 536 árboles apeados en las principales áreas de distribución para 13 especies de frondosas españolas, con datos de peso seco de biomasa por fracciones, existiendo 107 árboles con datos de biomasa radical.

Metodología

- Variables explicadas. Peso seco de las distintas fracciones de biomasa del árbol.
- Variables independientes. Diámetro normal y altura total del árbol.
- Análisis estadístico. Ajuste de sistemas de ecuaciones mediante mínimos cuadrados generalizados conjuntos, incluyendo la corrección de la heterocedasticidad mediante regresión ponderada.

Principales resultados obtenidos

- Se han desarrollado modelos de estimación de biomasa para 13 especies de frondosas para diferentes fracciones de biomasa, contemplando la propiedad aditiva, y siendo el diámetro normal y la altura total del árbol las variables independientes utilizadas.
- Los *root:shoot ratios* muestran diferencias entre especies, presentando una gran variabilidad la muestra. Además se ha encontrado una gran similitud entre las especies estudiadas del género *Quercus*.
- En el reparto de biomasa los valores máximos y mínimos por fracción presentaron gran variabilidad. El fuste varió entre el 65% en *Quercus pyrenaica* (incluyendo ramas gruesas) y el 17% en *Ceratonia siliqua*; la copa entre el 52% en *Q. ilex* y el 13% en *Alnus glutinosa* y la raíz entre el 49% en *Castanea sativa* y el 15 en *Fagus sylvatica*.

5. ECUACIONES DE BIOMASA PARA ESTIMAR EL CARBONO ACUMULADO POR LAS ESPECIES DE FRONDOSAS

5.0. Resumen

Para realizar estimaciones de cantidades de carbono acumulado por los bosques, a partir de datos procedentes de inventarios forestales, es necesario disponer de modelos de estimación de biomasa o de factores de expansión. En este trabajo se han ajustado modelos de estimación de biomasa para las principales especies forestales de frondosas existentes en los bosques españoles: *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Castanea sativa* Mill., *Ceratonia siliqua* L., *Eucalyptus globulus* Labill., *Fagus sylvatica* L., *Fraxinus angustifolia* Vahl., *Olea europea* L. var. *sylvestris* Brot., *Populus x euramericana* (Dode) Guinier, *Quercus canariensis* Willd., *Quercus faginea* Lam., *Quercus ilex* L., *Quercus pyrenaica* Willd. y *Quercus suber* L. Se han determinado las siguientes fracciones: fuste con corteza, ramas de diferentes tamaños, parte aérea y parte radical. Para cada especie se ajustó un sistema de ecuaciones utilizando la metodología de mínimos cuadrados generalizados conjuntos, que contempla el cumplimiento de la propiedad aditiva entre fracciones. Como variables independientes se utilizaron el diámetro y la altura total del árbol. El diámetro aparece en todos los modelos, no así la altura, si bien su inclusión resulta en una mejora de las estimaciones en los modelos de biomasa de fuste para la mayoría de las especies y en parte de los modelos de ramas. La comparación con otros modelos desarrollados anteriormente para estas especies y ajustados con otra metodología, indica una mejora en la precisión de los aquí presentados. Existe una mejora media del 20% en términos de la raíz del error cuadrático medio y del 7% en la eficiencia del modelo. Así, mediante el uso de estos modelos ajustados se puede estimar con mayor precisión la biomasa y el carbono acumulado por estas especies de frondosas a partir de datos del Inventario Forestal Nacional de España.

Palabras clave: biomasa aérea / biomasa radical / fijación de carbono / aditividad / frondosas / modelos de estimación de biomasa

5.1. Introducción

La estimación del contenido de carbono de los bosques ha cobrado gran protagonismo durante los últimos años como consecuencia de que pueden desempeñar un importante papel en la mitigación del cambio climático global, a partir de la fijación de carbono en la biomasa y en el suelo. En el ámbito mediterráneo, este papel es especialmente significativo dado que los bienes y los servicios indirectos proporcionados por los bosques son, normalmente, de mayor valor que las producciones directas. Como consecuencia de ello, los gestores forestales necesitan disponer de herramientas precisas para estimar los almacenes de carbono en el bosque e incorporar este aspecto en la gestión y la planificación. Habitualmente, la estimación del carbono almacenado se realiza mediante métodos “indirectos” utilizando datos procedentes de inventarios forestales, ya que la estimación directa es tanto compleja como costosa. Por ello, las ecuaciones de biomasa que relacionan los diferentes componentes de la biomasa arbórea con variables dendrométricas y los factores de expansión de biomasa que relacionan la biomasa con el volumen maderable son las herramientas más utilizadas para la estimación de la biomasa de los bosques (*e.g.*, Brown, 2002; Somogyi *et al.*, 2007). Las ecuaciones de biomasa precisan de datos a escala árbol o masa (disponibles normalmente en los inventarios forestales) tales como el diámetro y a veces la altura, y el número de árboles por clase diámetrica (Teobaldelli *et al.*, 2009). Como los factores de expansión pueden depender de la estación (Wirth *et al.*, 2004), la edad (Lehtonen *et al.*, 2004) o el volumen de madera en pie (Fang & Wang, 2001), si se dispone de datos de árbol individual o valores de masa, se suelen preferir las ecuaciones de biomasa a los factores de expansión.

En España, las masas dominadas por frondosas constituyen más del 46% de la superficie forestal (8,6 millones de ha), aumentando este porcentaje hasta el 65% (12,2 millones de ha) si se incluyen las masas mixtas (MARM, 2010). La producción de biomasa ha sido ampliamente estudiada para alguna de dichas especies, como por ejemplo *Fagus sylvatica* (Santa Regina *et al.*, 1997), dada su amplia distribución e importancia en la producción de madera. Más recientemente se han realizado estudios análogos en plantaciones de eucaliptos (Merino *et al.*, 2005; Pérez-Cruzado *et al.*, 2011) o en híbridos del género *Populus* (Sixto-Blanco *et al.*, 2007) debido a su trascendencia en la producción de bioenergía. Por lo que respecta al género *Quercus*, la encina (*Q. ilex*) ha sido bastante estudiada por su amplia distribución mediterránea (*e.g.*, Ferres *et al.*, 1980; Canadell *et al.*, 1988; Rapp *et al.*, 1999), el rebollo (*Q. pyrenaica*) (González-Doncel, 1989; Gallego *et al.*, 1993; Carvalho & Parresol, 2003) por su importancia en la producción de leña, el roble carballo (*Q. robur*) (Balboa-Murias *et al.*, 2006b) por su trascendencia ecológica y el castaño (*C. sativa*) por la importancia

económica (Leonardi *et al.*, 1996; Santa Regina, 2000; Menéndez-Miguélez *et al.*, 2013). Sin embargo, otras especies, como *Q. canariensis*, *Q. faginea* o *Q. suber* apenas sí se han estudiado a pesar de contar con una gran importancia económica y ecológica. Una compilación de la bibliografía referente a la estimación de biomasa en España puede encontrarse en Bravo *et al.* (2011).

Montero *et al.* (2005) desarrollaron ecuaciones de biomasa para 32 especies en España con el objetivo de cuantificar las cantidades de carbono, así como el potencial de los bosques españoles como fijadores de carbono. Se trataba de modelos alométricos para las diferentes fracciones (fuste, ramas de distintos tamaños, acículas u hojas y sistema radical) que empleaban el diámetro normal como variable independiente. Estos modelos fueron posteriormente modificados para las especies de coníferas por Ruiz-Peinado *et al.* (2011), ya que no satisfacían la propiedad aditiva entre fracciones (propiedad deseable en este tipo de modelos) (Cunia & Briggs, 1984; Parresol, 1999). Estas nuevas ecuaciones incluyen la altura total del árbol, además del diámetro, como variable independiente, con el fin de dar más aplicabilidad a los modelos. En el presente trabajo presentamos nuevas ecuaciones de biomasa para las frondosas españolas de más amplia distribución e importancia ecológica, que mejoran las estimaciones de los modelos previos de Montero *et al.* (2005). Como en el caso de las coníferas (Ruiz-Peinado *et al.*, 2011), se han empleado métodos que garantizan la aditividad de la fracciones de biomasa y se ha examinado la posibilidad de incluir la altura como variable predictora complementaria al diámetro.

5.2. Material y métodos

5.2.1. Área de estudio

Los datos de biomasa empleados para ajustar los modelos se recogieron en zonas de España representativas dentro del área de distribución natural de cada especie o de áreas donde la especie se cultiva, seleccionando árboles en masas puras. La ubicación de todos los puntos de muestreo puede examinarse en la Figura 5.1. Los datos para *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. se recogieron en Pirineos; para *Castanea sativa* Mill. en el Sistema Central y en la Sierra de Ronda; para *Ceratonia siliqua* L. en la Sierra de las Nieves; *Eucalyptus globulus* Labill. se muestreó en la provincia de Huelva; *Fagus sylvatica* L. en la Cordillera Cantábrica y en los Pirineos; *Fraxinus angustifolia* Vahl. en los Pirineos y en el Parque Natural de Los Alcornocales; *Olea europaea* L. var. *sylvestris* Brot. en el sur de la provincia Cádiz; *Populus x*

euramericana (Dode) Guinier en la cuenca del Duero (provincias de Soria, Segovia y Salamanca); *Quercus canariensis* Willd. en el Parque Natural de Los Alcornocales; *Quercus faginea* Lam. en la provincia de Guadalajara; *Quercus ilex* L. en Extremadura y en Madrid; *Quercus pyrenaica* Willd. en Extremadura, la Cordillera Cantábrica y el Sistema Central; *Quercus suber* L. en el Parque Natural de Los Alcornocales y en la Sierra de San Pedro.

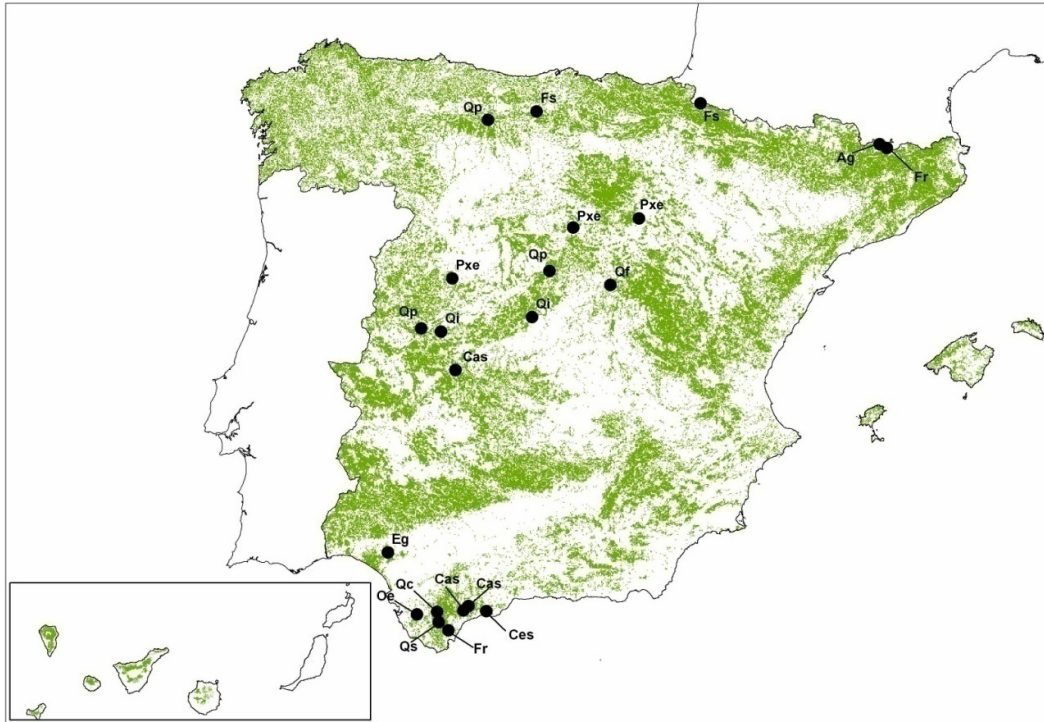


Figura 5.1. Localización de las zonas de muestreo en España para las especies estudiadas: Ag: *Alnus glutinosa*; Cas: *Castanea sativa*; Ces: *Ceratonia siliqua*; Eg: *Eucalyptus globulus*; Fs: *Fagus sylvatica*; Fr: *Fraxinus angustifolia*; Oe: *Olea europaea* var. *sylvestris*; Pxe: *Populus x euramericana*; Qc: *Quercus canariensis*; Qf: *Quercus faginea*; Qi: *Quercus ilex*; Qp: *Quercus pyrenaica*; Qs: *Quercus suber*.

5.2.2. Toma de datos

Los árboles se seleccionaron en masas que presentaran calidades de estación media y se seleccionaron de entre aquéllos que mostraban desarrollo normal y condiciones medias de crecimiento. Se midió el diámetro normal, la altura total y la altura de copa viva directamente sobre cada árbol. Las clases diamétricas consideradas fueron de 5 cm de ancho, desde 5 cm hasta el máximo diámetro encontrado en la zona. Siempre que fue posible se muestrearon tres pies por clase diamétrica. Para *Q. pyrenaica* la muestra fue completada con datos disponibles provenientes de otros trabajos desarrollados en el CIFOR-INIA. Así, el número de árboles muestreados osciló entre un mínimo de 16 para *A. glutinosa* hasta un máximo de 183 para *Q. pyrenaica*. Los datos desglosados se muestran en la tabla 5.1.

Tabla 5.1. Valores mínimos, máximos y medios para el diámetro, altura y peso seco de la biomasa para los árboles muestreados de cada especie estudiada.

Especie	diámetro (cm)			altura total (m)			Biomasa aérea (kg)				Biomasa radical (kg)			
	Min	Max	Med	Min	Max	Med	n	Min	Max	Med	n	Min	Max	Med
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	8,3	47,3	26,8	2,8	16,7	10,6	16	13	625	266	5	13	572	247
<i>Castanea sativa</i> Mill. *	10,7	50,6	27,3	5,8	14,7	9,5	24	72	2080	689	11	27	1478	578
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	10,2	42,9	19,0	5,3	12,9	7,3	19	24	599	157	7	33	346	130
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	9,8	54,0	28,6	7,7	25,0	16,8	24	40	1591	530	-	-	-	-
<i>Fagus sylvatica</i> L. *	9,5	74,8	35,1	9,0	30,9	19,8	72	31	3899	974	14	8	1134	311
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl. *	7,2	52,2	24,9	2,8	10,0	6,2	26	18	1278	358	8	34	1289	466
<i>Olea europea</i> L. var. <i>sylvestris</i>	10,0	40,5	21,3	4,9	11,0	7,6	17	25	426	171	5	17	222	63
<i>Populus x euramericana</i> (Dode) Guinier	11,4	50,7	28,0	9,6	31,1	19,1	32	28	1331	380	8	7	309	90
<i>Quercus canariensis</i> Willd.	10,0	60,0	29,5	7,5	19,5	13,6	23	22	1070	404	6	12	452	214
<i>Quercus faginea</i> Lam.	9,5	46,5	24,8	4,9	14,7	8,5	24	15	584	212	8	12	479	147
<i>Quercus ilex</i> L.	7,8	85,9	40,9	3,9	12,5	7,5	43	13	2506	920	11	101	1957	570
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd. *	5,0	38,2	13,6	4,7	18,1	10,3	183	7	814	100	13	11	789	308
<i>Quercus suber</i> L.	10,5	83,0	36,5	3,5	14,0	8,7	33	11	2412	512	11	7	464	160

Min: mínimo; *Max*: máximo; *Med*: media; *n*: número de muestras; *: La biomasa aérea no incluye la fracción de hojas.

Los árboles seleccionados fueron apeados, se separaron las fracciones de biomasa y se pesaron en campo para obtener el peso fresco. Los fustes más gruesos se midieron cada metro y se cubicaron mediante el método de Smalian, empleando la densidad básica de la madera para convertir el volumen en peso seco. Los métodos para estimar el peso de la biomasa en cada fracción del árbol, en el campo y en el laboratorio, fueron los mismos que los descritos en Ruiz-Peinado *et al.* (2011). Al igual que en la metodología descrita por Montero *et al.* (1999), se consideraron las siguientes fracciones de biomasa: fuste con corteza (volumen comercial, con diámetro en punta delgada de 7 cm), ramas gruesas (diámetro mayor de 7 cm), ramas medias (diámetro comprendido entre 2 y 7 cm), ramillas (diámetro menor de 2 cm) y hojas. La toma de datos de algunas especies de hoja caduca (*C. sativa*, *F. sylvatica*, *F. angustifolia* y *Q. pyrenaica*) se realizó en otoño o invierno cuando habían tirado la hoja, con lo cual esta fracción fue excluida del análisis. La estimación de la biomasa radical se llevó a cabo únicamente en algunos pies por especie y clase diamétrica, dada la complejidad y el coste que implica, con lo que se seleccionó sólo un pie por clase diamétrica. En el caso de *E. globulus*, la estimación de la biomasa radical se vio muy dificultada por la disparidad de edades del sistema radical, debido a su gestión en monte bajo tras la primera corta. Por ello, para dicha especie se prescindió de esta fracción a la hora de ajustar un modelo de estimación, utilizándose los valores de peso del sistema radical para obtener relaciones con el peso de la biomasa aérea (*root;shoot ratio*).

Así, la base de datos original utilizada por Montero *et al.* (2005) y base para este trabajo, se ha visto actualizada y ampliada para algunas especies, con el fin de obtener una muestra con un mejor reparto a lo largo de todas las clases diamétricas. Sin embargo, en algunos casos la muestra no pudo completarse como consecuencia del estatus de protección de la especie, que impedía su corta y la extracción del sistema radical.

5.2.3. Análisis estadístico

La metodología utilizada para ajustar las ecuaciones de biomasa ha sido la misma que la descrita por Ruiz-Peinado *et al.* (2011). El ajuste se realiza en dos etapas. En primer lugar, se probaron diferentes ecuaciones utilizadas en otros trabajos similares de estimación de biomasa y se escogió el mejor modelo en función de los estadísticos de bondad del ajuste: residuo medio, raíz del error cuadrático medio, eficiencia del modelo y el criterio de información de Akaike. Además, se realizó un análisis gráfico de los modelos para comprobar su lógico comportamiento biológico. La segunda etapa consistió en el ajuste de un sistema de ecuaciones, empleando los mejores modelos de cada fracción, mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos (metodología SUR), de tal manera que se satisficiera la aditividad entre fracciones de biomasa (Parresol, 1999; 2001), y se utilizó la regresión ponderada para corregir la heterocedasticidad. Los modelos de biomasa radical se ajustaron aparte ya que contaba con

menos observaciones, tal y como se ha mencionado con anterioridad. Todos los modelos se ajustaron mediante el procedimiento MODEL de SAS/ETS (SAS Institute Inc., 2004). La multicolinealidad se evaluó mediante el número condicional (*condition number*). Debido precisamente a problemas de multicolinealidad no fue posible ajustar ningún modelo individual de la fracción de las hojas para ninguna de las especies. Por ello, cuando estaba presente dicha fracción se unió a la de las ramillas. Igualmente, cuando se encontraron dificultades estadísticas para ajustar el modelo de alguna otra fracción se incorporó con el siguiente componente de biomasa.

Las ecuaciones obtenidas se compararon con las de Montero *et al.* (2005) utilizando los ratios de la raíz del error cuadrático medio y de la eficiencia del modelo (Bi *et al.*, 2004) (para más detalles metodológicos véase Ruiz-Peinado *et al.*, 2011).

Dado que la biomasa radical está fuertemente correlacionada con la biomasa aérea por razones alométricas (Kurz *et al.*, 1996), la determinación del reparto de biomasa entre la parte aérea y la radical puede ser útil para otros estudios o como coeficiente de modelos complejos. En este sentido, se calcularon las proporciones parte radical: parte aérea (*root:shoot ratios*) como el cociente entre el peso seco del sistema radical y el del resto del árbol. El test utilizado para identificar diferencias significativas entre los valores medios por especies fue el HSD (*Honest Significant Difference*) de Tukey ($\alpha=0,05$; $p<0,001$).

5.3. Resultados

El valor máximo de biomasa aérea para las especies estudiadas osciló entre los 426 kg para *O. europaea* y los 3899 kg para *F. sylvatica*, mientras que la biomasa radical se movió entre los 222 kg (*O. europaea*) y los 1957 kg (*Q. ilex*) (Tabla 5.1). Los modelos seleccionados por el procedimiento *SUR*, así como los estadísticos relativos al sesgo y la bondad del ajuste (residuo medio, raíz del error cuadrático medio y eficiencia del modelo) se presentan en la tabla 5.2. Todos los parámetros resultaron significativos al 95% de nivel de confianza.

Todos los modelos de biomasa para el fuste ajustados incluyen el diámetro y la altura total como variables independientes, salvo en *C. siliqua*, *Q. faginea* y *Q. ilex*, que sólo incluyeron al diámetro. En el resto de las fracciones también siempre aparece el diámetro como variable explicativa, mientras que la altura sólo lo hace para la fracción de ramas y sólo en algunas especies.

Tabla 5.2. Ecuaciones de biomasa seleccionadas mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos (SUR) y estadísticos del ajuste para las especies estudiadas.

Especies / Fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.				
Fuste	$B_f = 0,0191 \cdot d^2 \cdot h$	6,01	56,40	0,87
Ramas gruesas + medias	$B_{r7} + B_{r27} = 0,0512 \cdot d^2$	0,76	22,33	0,78
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,0567 \cdot d \cdot h$	0,35	6,69	0,72
Raíces	$B_s = 0,214 \cdot d^2$	11,63	58,89	0,92
<i>Castanea sativa</i> Mill.				
Fuste	$B_f = 0,0142 \cdot d^2 \cdot h$	12,14	39,29	0,91
Ramas gruesas	Si $d \leq 12,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 12,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,223 \cdot (d-12,5)^2] \cdot Z$	1,90	27,31	0,92
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,230 \cdot d \cdot h$	4,16	36,54	0,63
Ramillas	$B_{r2} = 0,221 \cdot d \cdot h$	4,11	26,48	0,70
Raíces	$B_s = 0,0211 \cdot d^{2,804}$	21,36	99,45	0,97
<i>Ceratonia siliqua</i> L.				
Fuste	$B_f = 0,142 \cdot d^{1,974}$	0,43	9,41	0,97
Ramas gruesas	$B_{r7} = 0,104 \cdot d^2$	-0,44	28,91	0,77
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,0538 \cdot d^2$	-0,19	11,61	0,75
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,151 \cdot d^2 - 0,00740 \cdot d^2 \cdot h$	0,33	12,88	0,76
Raíces	$B_s = 0,335 \cdot d^2$	48,84	10,41	0,97

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.				
Fuste + ramas gruesas	$B_f + B_{r7} = 0,0221 \cdot d^2 \cdot h$	-2,90	69,70	0,97
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,154 \cdot d^{1,668}$	-0,83	14,23	0,86
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,180 \cdot (d^2 \cdot h)^{0,587}$	-0,32	17,14	0,83
<i>Fagus sylvatica</i> L.				
Fuste	$B_f = 0,0676 \cdot d^2 + 0,0182 \cdot d^2 \cdot h$	-14,50	157,05	0,94
Ramas gruesas	Si $d \leq 22,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 22,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,830 \cdot (d-22,5)^2 - 0,0248 \cdot (d-22,5)^2 \cdot h] \cdot Z$	12,14	100,79	0,65
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,0792 \cdot d^2$	2,97	47,83	0,83
Ramillas	$B_{r2} = 0,0930 \cdot d^2 - 0,00226 \cdot d^2 \cdot h$	0,28	24,88	0,80
Raíces	$B_s = 0,106 \cdot d^2$	68,21	193,32	0,63
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.				
Fuste	$B_f = 0,0296 \cdot d^2 \cdot h$	6,19	37,57	0,93
Ramas gruesas	Si $d \leq 12,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 12,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,231 \cdot (d-12,5)^2] \cdot Z$	1,91	26,61	0,92
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,0925 \cdot d^2$	1,67	15,79	0,94
Ramillas	$B_{r2} = 2,005 \cdot d$	4,81	24,33	0,55
Raíces	$B_s = 0,359 \cdot d^2$	23,79	198,70	0,81

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Olea europaea</i> L. var. <i>sylvestris</i>				
Fuste	$B_f = 0,0114 \cdot d^2 \cdot h$	4,40	18,10	0,82
Ramas gruesas	$B_{r7} = 0,0108 \cdot d^2 \cdot h$	3,02	20,70	0,84
Ramas medias	$B_{r2-7} = 1,672 \cdot d$	0,25	17,58	0,54
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,0354 \cdot d^2 + 1,187 \cdot h$	1,37	12,72	0,65
Raíces	$B_s = 0,147 \cdot d^2$	3,21	23,81	0,93
<i>Populus x euramericana</i> (Dode) Guinier				
Fuste	$B_f = 0,0130 \cdot d^2 \cdot h$	0,72	16,44	0,99
Ramas gruesas	Si $d \leq 22,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 22,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,538 \cdot (d-22,5)^2 - 0,0130 \cdot (d-22,5)^2 \cdot h] \cdot Z$	2,96	24,23	0,83
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,0385 \cdot d^2$	1,32	19,96	0,77
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,0774 \cdot d^2 - 0,00198 \cdot d^2 \cdot h$	2,79	19,40	0,66
Raíces	$B_s = 0,122 \cdot d^2$	1,39	44,80	0,82
<i>Quercus canariensis</i> Willd.				
Fuste	$B_f = 0,0126 \cdot d^2 \cdot h$	-2,49	61,86	0,82
Ramas gruesas	$B_{r7} = 0,103 \cdot d^2$	26,72	100,06	0,54
Ramas medias + ramillas + hojas	$B_{r2-7} + B_{r2+h} = 0,167 \cdot d \cdot h$	24,77	35,30	0,63
Raíces	$B_s = 0,135 \cdot d^2$	10,69	96,76	0,79

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Quercus faginea</i> Lam.				
Fuste	$B_f = 0,154 \cdot d^2$	1,08	20,98	0,93
Ramas gruesas	$B_{r7} = 0,0861 \cdot d^2$	-7,67	32,84	0,76
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,127 \cdot d^2 - 0,00598 \cdot d^2 \cdot h$	-4,21	11,04	0,89
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,0726 \cdot d^2 - 0,00275 \cdot d^2 \cdot h$	-0,09	9,53	0,80
Raíces	$B_s = 0,169 \cdot d^2$	-3,20	59,61	0,86
<i>Quercus ilex</i> L.				
Fuste	$B_f = 0,143 \cdot d^2$	1,18	47,18	0,92
Ramas gruesas	Si $d \leq 12,5$ cm $\rightarrow Z=0$; Si $d > 12,5$ cm $\rightarrow Z=1$; $B_{r7} = [0,0684 \cdot (d-12,5)^2 \cdot h] \cdot Z$	48,21	288,70	0,80
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,0898 \cdot d^2$	9,87	96,46	0,50
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,0824 \cdot d^2$	8,31	67,35	0,70
Raíces	$B_s = 0,254 \cdot d^2$	-15,86	351,04	0,66
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.				
Fuste + Ramas gruesas	$B_f + B_{r7} = 0,0261 \cdot d^2 \cdot h$	18,21	26,90	0,94
Ramas medias	$B_{r2-7} = -0,0260 \cdot d^2 + 0,536 \cdot h + 0,00538 \cdot d^2 \cdot h$	-0,41	8,60	0,78
Ramillas	$B_{r2} = 0,898 \cdot d - 0,445 \cdot h$	-0,23	3,24	0,71
Raíces	$B_s = 0,143 \cdot d^2$	-1,21	76,08	0,90

Especies / fracciones	Modelo	MRES	RMSE	EF
<i>Quercus suber</i> L.				
Fuste	$B_f = 0,00525 \cdot d^2 \cdot h + 0,278 \cdot d \cdot h$	11,60	66,87	0,88
Ramas gruesas	$B_{r7} = 0,0135 \cdot d^2 \cdot h$	38,08	110,76	0,87
Ramas medias	$B_{r2-7} = 0,127 \cdot d \cdot h$	6,56	26,47	0,61
Ramillas + hojas	$B_{r2+h} = 0,0463 \cdot d \cdot h$	1,13	8,55	0,68
Raíces	$B_s = 0,0829 \cdot d^2$	-0,04	35,39	0,95

B_f : peso seco de la biomasa del fuste (kg); B_{r7} : peso seco de la biomasa de las ramas gruesas (diámetro mayor de 7 cm) (kg); B_{r2-7} : peso seco de la biomasa de las ramas medias (diámetro entre 2 y 7 cm) (kg); B_{r2+h} : peso seco de la biomasa de las ramillas (diámetro menor de 2 cm) con hojas (kg); B_s : peso seco de la biomasa del sistema radical (kg); d : diámetro normal (cm); h : altura total (m); RM : residuo medio; $RMSE$: raíz del error cuadrático medio; EF : eficiencia del modelo.

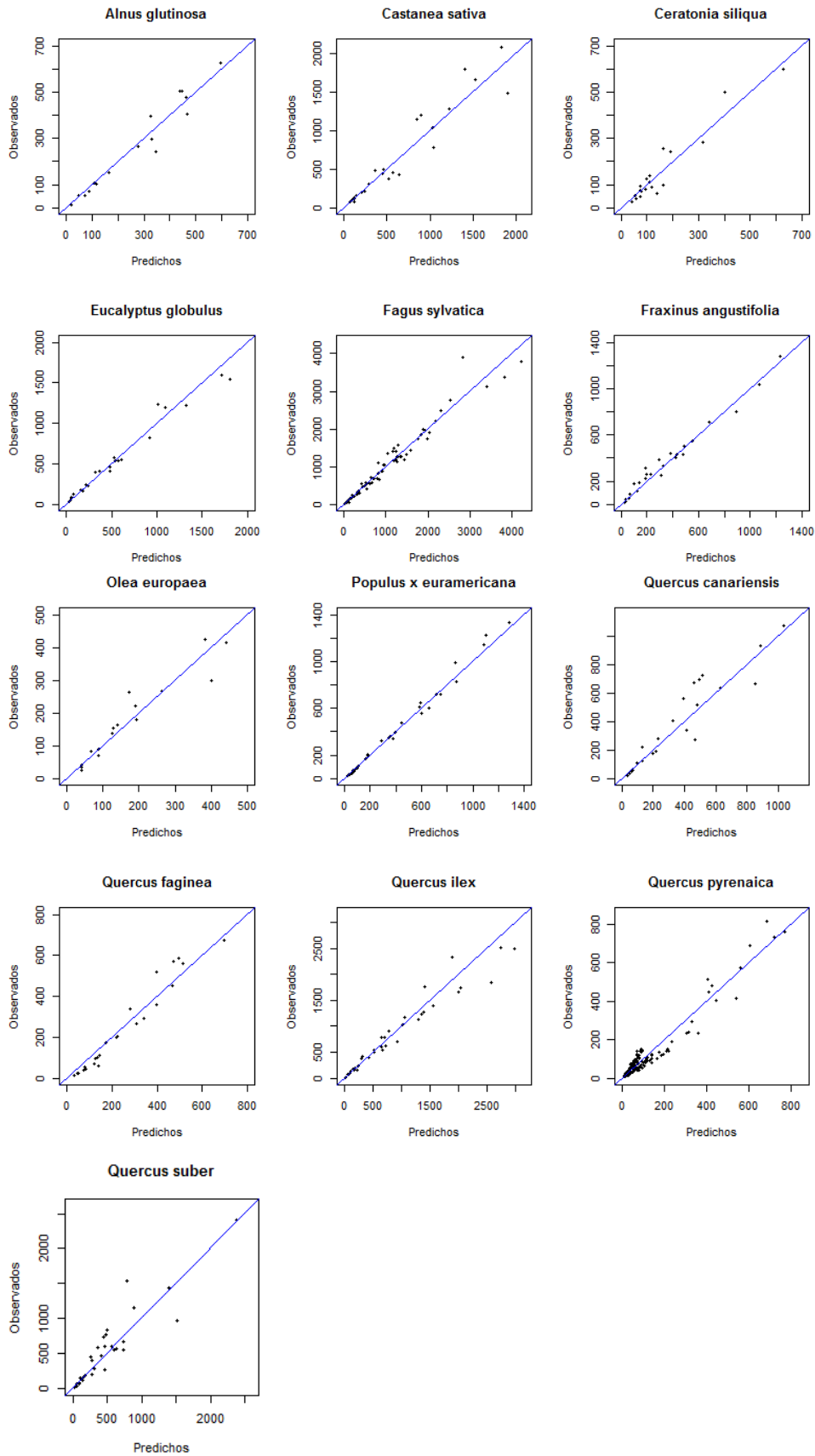


Figura 5.2. Valores observados y predichos de biomasa aérea (kg) para las frondosas estudiadas. La línea diagonal representa la recta 1:1.

El estadístico eficiencia del modelo presentó el valor más alto en los modelos de biomasa de fuste, superando el valor de 0,82 en todas las especies. También la mayoría de las ecuaciones de biomasa radical y de ramas mostraron eficiencias superiores a 0,7. No se observa sesgo en los modelos ajustados, tal y como puede comprobarse en los gráficos que muestran los valores predichos frente a los valores observados (Figura 5.2).

La fracción de ramas gruesas no aparece en los árboles hasta que estos alcanzan un cierto tamaño. Por ello, la mayoría de los modelos de ramas gruesas se restringen a que el árbol supere un diámetro umbral, que varió desde los 12,5 cm para *C. sativa*, *F. angustifolia* y *Q. ilex* hasta los 22,5 cm para *F. sylvatica* y *P. x euramericana*. En otros caso, como el de *A. glutinosa*, el número de árboles con ramas en esta fracción era tan limitado (debido al pequeño número de ramas gruesas) que dicha fracción tuvo que ser incorporada a la de ramas medias. Por su parte, con *E. globulus* y *Q. pyrenaica* la fracción de ramas gruesas, también muy limitada, se incorporó a la de fuste, ya que ambas fracciones al ser aprovechadas son destinadas a la producción de pasta de papel o de leñas, respectivamente. La eficiencia de los modelos de biomasa radical alcanzó valores de 0,8, aunque descendió a poco menos de 0,7 para *F. sylvatica* y *Q. ilex*.

El cociente entre los valores de la raíz del error cuadrático medio y de la eficiencia del modelo de los modelos aquí ajustados y los de Montero *et al.* (2005) demuestra la mejora conseguida (Tabla 5.3). Así, todos los cocientes para de la raíz del error cuadrático medio fueron inferiores a 1 y los de la eficiencia del modelo superiores a ese valor en la mayoría de las fracciones y especies. Existe, como media, una reducción de la raíz del error cuadrático medio del 20 % y un incremento para la eficiencia del modelo del 7% (biomasa aérea). Por lo que respecta a las distintas fracciones, las mayores mejoras se consiguen para las fracciones de ramas finas y medias, aunque en algunas especies la eficiencia para el modelo de biomasa de fuste fue superior al 25%. En lo relativo a las especies, *A. glutinosa*, *Q. canariensis* y *Q. suber* muestran las mejoras más sobresalientes.

Tabla 5.3. Cociente de la raíz del error cuadrático medio (*RMSE*) y de la eficiencia (*EF*) de los modelos del presente trabajo (ajustados mediante regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos -SUR-) y los de Montero *et al.* (2005) (ajustados para cada fracción por separado y empleando transformación logarítmica de los datos).

Especies	Cociente RMSE					Cociente EF				
	B_a	B_s	B_{b7}	B_{b2-7}	B_{b2+h}	B_a	B_s	B_{b7}	B_{b2-7}	B_{b2+h}
<i>Alnus glutinosa</i>	0,86	0,68	0,92	0,72		1,05	1,19	1,05		1,55
<i>Castanea sativa</i>	0,85	0,79	0,90	0,86	0,98	1,05	1,06	1,02	1,26	1,02
<i>Ceratonia siliqua</i>	0,88	0,95	0,69	0,99	0,81	1,04	1,00	1,48	1,01	1,18
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,63	0,86	0,94	0,99		1,00	1,01	1,02		1,00
<i>Fagus sylvatica</i>	0,93	0,90	0,86	0,94	0,68	1,01	1,02	1,23	1,03	1,42
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,59	0,79	0,77	0,46	0,66	1,06	1,05	1,07	1,32	1,93
<i>Olea europaea</i>	0,82	0,99	0,60	0,86	0,93	1,07	1,01	1,55	1,45	1,09
<i>Populus x euramericana</i>	0,97	0,27	0,96	0,85	0,81	1,00	1,06	1,02	1,08	1,38
<i>Quercus canariensis</i>	0,65	0,76	0,81	0,74		1,31	1,19	1,66		1,78
<i>Quercus faginea</i>	0,87	0,88	0,99	0,72	0,76	1,02	1,02	1,01	1,12	1,20
<i>Quercus ilex</i>	0,92	0,82	0,74	0,98	0,99	1,02	1,05	1,10	1,04	1,01
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,81	0,86	0,78	0,77		1,04	1,06	1,21		1,39
<i>Quercus suber</i>	0,66	0,64	0,53	0,80	0,76	1,25	1,26	1,59	1,54	1,54

B_a : parte aérea; B_f : fuste; B_{r7} : Ramas gruesas (diámetro mayor de 7 cm); B_{r2-7} : Ramas medias (diámetro entre 2 y 7 cm); B_{r2+h} : Ramillas (diámetro menor de 2 cm) con hojas (cuando existe esta fracción).

El reparto de biomasa arbórea en grandes fracciones como fuste, copa (ramas de diferentes tamaños y follaje cuando está disponible) y raíces se muestra en la figura 5.3. Este reparto se ha calculado utilizando las ecuaciones ajustadas en este trabajo para un árbol medio con diámetro de 35 cm y la altura correspondiente a ese diámetro obtenida de los datos de la muestra. El fuste resultó ser la fracción mayor para *Q. pyrenaica* (65%, teniendo en cuenta que se incluye en ella la de las ramas gruesas), *F. sylvatica* (62%) y *P. x euramericana* (56%), mientras que fue la menor para *C. siliqua* (17%). La copa constituye la fracción más importante para otras frondosas como *Q. ilex* y *Q. suber*, con unos valores máximos del 52% y el 47% respectivamente, pero también supuso el valor mínimo en el caso de *A. glutinosa* (13%) y *Q. pyrenaica* (14%, excluyendo las ramas gruesas). La proporción de biomasa radical es muy variable entre especies, desde casi la mitad hasta apenas una séptima parte del total del peso seco. Los valores máximos los alcanzaron *C. sativa* y *F. angustifolia* (49% y 43% respectivamente), mientras que los mínimos descendieron hasta el 15% de *F. sylvatica* o el 20% de *Q. suber*.

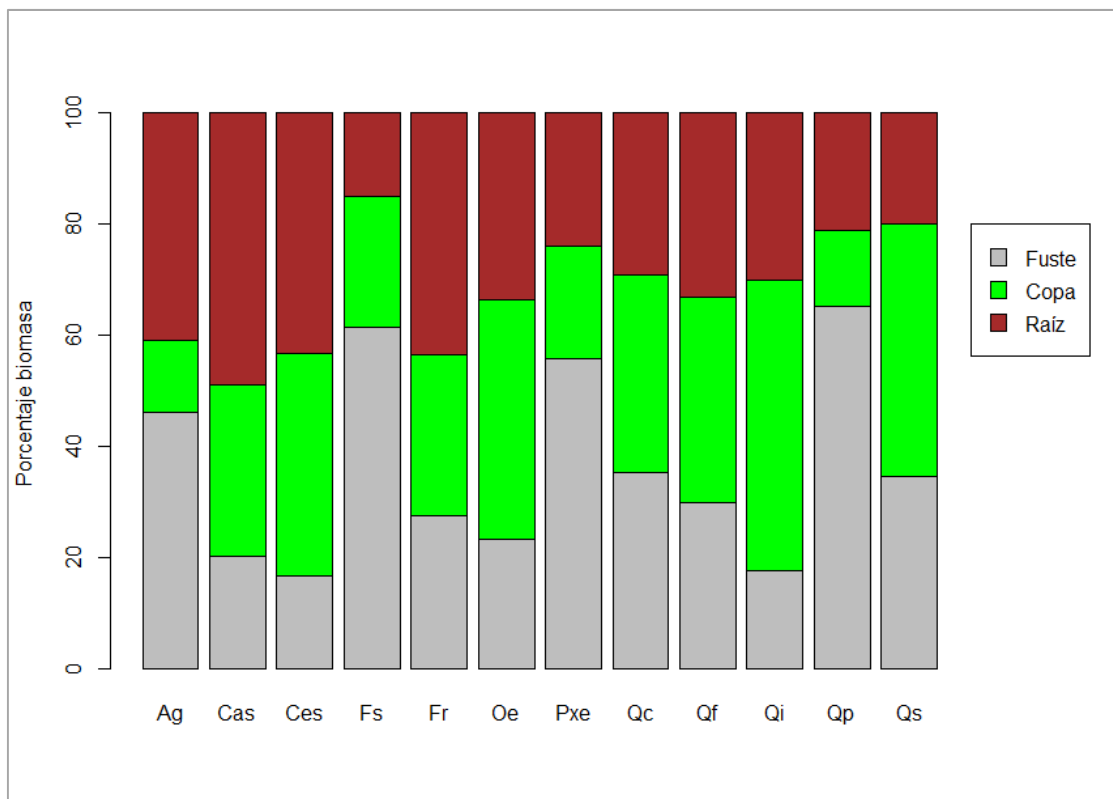


Figura 5.3. Reparto de biomasa para las especies de frondosas en un árbol medio de 35 cm de diámetro normal (la altura media para ese diámetro se calculó a partir de los datos originales). Ag: *Alnus glutinosa*; Cas: *Castanea sativa*; Ces: *Ceratonia siliqua*; Fs: *Fagus sylvatica*; Fr: *Fraxinus angustifolia*; Oe: *Olea europaea* var. *sylvestris*; Pxe: *Populus x euramericana*; Qc: *Quercus canariensis*; Qf: *Quercus faginea*; Qi: *Quercus ilex*; Qp: *Quercus pyrenaica*; Qs: *Quercus suber*.

Los valores medios de la relación entre la parte radical y la parte aérea variaron entre un máximo de 0,812 para *A. glutinosa* y un mínimo de 0,163 en *F. sylvatica*. El valor medio para el conjunto de las especies de frondosas analizadas fue de 0,466. El test de Tukey reveló la existencia de diferencias significativas entre especies en lo que respecta a la mencionada proporción (Tabla 5.4). Es especialmente destacable el elevado valor de este ratio para *A. glutinosa*, *C. siliqua*, *F. angustifolia* y *C. sativa*, con cifras superiores a 0,75. Otras especies como *O. europea* y *Q. faginea* presentaron valores en torno a 0,5, mientras que el resto lo hicieron por debajo de 0,4.

Tabla 5.4. Ratios parte radical:parte aérea (*root:shoot ratios*) para las especies estudiadas, error estándar y comparaciones múltiples.

Especie	Root:shoot ratios	Grupos	Error estándar
<i>Alnus glutinosa</i>	0,812	a, b, c, d, e	0,104
<i>Castanea sativa</i>	0,767	a, b, c, d, e	0,073
<i>Ceratonia siliqua</i>	0,809	a, b, c, d, e	0,094
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,771	a, b, c, d, e	0,079
<i>Fagus sylvatica</i>	0,163	a, b, c, d, e	0,016
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,504	a, b, c, d, e	0,099
<i>Olea europea</i>	0,303	a, b, c, d, e	0,035
<i>Populus x euramericana</i>	0,363	a, b, c, d, e	0,085
<i>Quercus canariensis</i>	0,490	a, b, c, d, e	0,043
<i>Quercus faginea</i>	0,357	a, b, c, d, e	0,050
<i>Quercus ilex</i>	0,323	a, b, c, d, e	0,021
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,353	a, b, c, d, e	0,034
Frondosas	0,466	-	0,027

Letras diferentes identifican diferencias estadísticamente significativas (test HSD; $\alpha = 0,05$; $p < 0,001$).

5.4. Discusión

Las nuevas ecuaciones de biomasa para frondosas presentadas en este trabajo mejoran las ya existentes de Montero *et al.* (2005) (Tabla 5.3), puesto que proporcionan modelos más consistentes y precisos. Estos modelos presentan diversas utilidades, como estimar la biomasa y el carbono acumulado por los bosques españoles, ser utilizados en estudios del ciclo de nutrientes (Montero *et al.*, 1999; Blanco *et al.*, 2006), en la planificación forestal con objetivos bioenergéticos (López-Rodríguez *et al.*, 2009) o para realizar una gestión forestal que contemple la maximización de la capacidad del monte para fijar carbono (Bravo *et al.*, 2008; Cañellas *et al.*, 2008).

La aditividad, propiedad que no cumplían las ecuaciones anteriores de Montero *et al.* (2005), se aseguró mediante el uso de la regresión por mínimos cuadrados generalizados conjuntos en el ajuste del sistema de ecuaciones para cada especie. El empleo de esta técnica junto con la inclusión de la altura como variable independiente ha derivado en una notable mejora de los modelos de estimación de biomasa, particularmente para algunas especies, con una reducción media en el error cuadrático medio del 20% y un aumento medio de la eficiencia de los modelos del 18% (Tabla 5.3). Esta metodología ya ha demostrado su conveniencia con anterioridad, como en los modelos de Ruiz-Peinado *et al.* (2011) para coníferas (las estimaciones mejoraron la precisión en un 19% para la biomasa aérea y hasta en un 50% para la fracción de ramas gruesas en algunas especies), los de Balboa-Murias *et al.* (2006a; 2006b) para *Pinus pinaster*, *P. radiata* y *Quercus robur* en el noroeste español, o los modelos de Pérez-Cruzado *et al.* (2011) para *Eucalyptus globulus* y *E. nitens*.

El diámetro y la altura son variables que habitualmente se miden en los inventarios forestales y que están muy correlacionadas con el peso de la biomasa, por lo que se han escogido como variables independientes en los modelos. La introducción de la altura en los modelos mejora la precisión de la estimación de biomasa (*e.g.*, Bi *et al.*, 2004; Joosten *et al.*, 2004) y, por ello, los modelos pueden aplicarse en un amplio abanico de masas ya que la altura proporciona información sobre el crecimiento y las condiciones de la estación (Wirth *et al.*, 2004). Otros autores han propuesto modelos que incorporan variables tales como la edad del árbol (Saint-Andre *et al.*, 2005; Shaiek *et al.*, 2011) o la altura de copa viva (Loomis *et al.*, 1966; Carvalho & Parresol, 2003) variable, esta última, muy útil para la estimación de la biomasa de la copa, pero que fueron descartadas en nuestro trabajo puesto que son datos de los que habitualmente se carece en los inventarios forestales, como es el caso del Inventario Forestal Nacional.

La mayoría de las ecuaciones de fuste incluyeron la variable combinada de diámetro y altura (d^2h), la cual mejora la precisión de las estimaciones (Antonio *et al.*, 2007). Además, esta fracción presentó valores más altos del estadístico eficiencia del modelo, contando con el menor grado de variabilidad. Sin embargo, la incorporación de la altura del árbol a los modelos de estimación de biomasa en ramas no siempre mejoró las estimaciones, por lo que esta variable sólo aparece finalmente en algunos casos. En ocasiones, los coeficientes de dicha variables (altura) fueron negativos, lo cual puede ser producto de que los árboles más altos tienen un tamaño de copa menor en términos relativos puesto que están compitiendo por la luz (Vanninen & Mäkelä, 2000).

Las ecuaciones ajustadas para la fracción de fuste mostraron una mayor capacidad de predecir la biomasa que los de las otras fracciones (explicaron más del 82% de la varianza observada, en todos los casos). Los modelos de biomasa de ramas presentaron menor capacidad predictiva, probablemente como consecuencia de la gran variabilidad existente, fruto de las diferencias en espesura y grado de competencia (Návar, 2009). Las ecuaciones de biomasa radical sólo incorporaron al diámetro como variable independiente, como ya ha ocurrido en trabajos previos (*e.g.*, Drexhage & Colin, 2001; Tobin *et al.*, 2007). Como las especies estudiadas gozan de capacidad rebrotadora, la variabilidad encontrada de la mencionada fracción es más elevada y, por lo tanto, la eficiencia del modelo menor. Aún más, el número de muestras de esta fracción fue exiguo para algunas especies, con lo que son necesarios más estudios para la estimación de biomasa del sistema radical para comprobar la bondad de estos modelos.

El reparto de biomasa en las especies de frondosas estudiadas muestra que únicamente tres especies superan el 50% de peso seco acumulado en la fracción de fuste (Figura 5.3), incluyendo *Q. pyrenaica* (para la cual se incluía la fracción de ramas gruesas). Comparándolo con los valores obtenidos para las coníferas españolas (Ruiz-Peinado *et al.*, 2011), las frondosas almacenan una mayor proporción de recursos en la copa y la raíz. La proporción de peso seco acumulada en la copa varía según las especies, pero el valor medio es superior para las frondosas que en el caso de las coníferas. La figura 5.3 demuestra también que las especies genuinamente Mediterráneas (*Q. ilex*, *Q. suber*, *O. europaea*, *C. siliqua* y *Q. canariensis*) acumulan más biomasa en la copa (más del 35%) que otras típicamente eurosiberianas (*A. glutinosa* y *F. sylvatica*). Este patrón también se ha encontrado en las especies de coníferas, con un gradiente desde el *P. halepensis* al *P. uncinata* (Ruiz-Peinado *et al.*, 2011).

La relación entre el peso de la parte radical y el de la parte aérea para las frondosas estudiadas se sitúa en un intervalo análogo al proporcionado por otros autores. En el caso de *F. sylvatica* (0,163 según nuestros resultados), Lebaube *et al.* (2000) encontró un valor similar (0,15) en Francia. En este mismo sentido, el valor encontrado para *Q. ilex* (0,357) es parejo al proporcionado por Canadell & Rodà (1991) en Cataluña (0,41). En otros casos, nuestros resultados difieren ligeramente de los de otros trabajos, como es el caso del chopo, para el cual Federici *et al.* (2008) encontró un valor de 0,21 en Italia. Mokany *et al.* (2006) aportaron cifras para este ratio según categorías de vegetación, incluyendo especies del género *Quercus* para los que obtuvieron valores de 0,295. Aunque algunos trabajos no encontraron diferencias entre grupos de especies (frondosas y coníferas), como en los realizados por Cairns *et al.* (1997) o Mokany *et al.* (2006), en nuestros resultados para especies forestales en España estas diferencias son sustanciales: 0,466 de media para las especies de frondosas (este trabajo) frente a 0,265 para las coníferas (Ruiz-Peinado *et al.*, 2011). Esta mayor proporción de la fracción radical frente a la aérea podría ser explicada a partir de la historia reciente de las masas de frondosas en España, donde la mayoría han sido gestionadas con método de beneficio de monte bajo para obtener leña y carbón. Además, este tipo de masa se ve favorecida igualmente por la recurrencia de los incendios forestales. Estos factores, combinados con el efecto del clima mediterráneo (Canadell & Rodà, 1991), derivan en unos sistemas radicales mayores y más profundos, más adaptados al almacenaje de nutrientes. Esto ocurre en muchas masas de *Quercus*, *F. angustifolia* y *C. sativa*, especies que muestran elevadas proporciones de parte radical.

La diferencia entre los valores encontrados en este trabajo y los aportados en la bibliografía parecen sugerir que relaciones entre los pesos de la parte radical y la parte aérea pueden no ser una relación estática, sino que podrían depender de la edad (Peichl & Arain, 2007), del grupo al que pertenezca la especie (frondosas-coníferas) (Kurz *et al.*, 1996) como también hemos encontrado en este estudio, o de factores abióticos (Cairns *et al.*, 1997), y por estas razones se necesitan datos de diferentes estaciones y estados de desarrollo para complementar los resultados aquí presentados.

5.5. Conclusiones

Los nuevos modelos expuestos en este estudio, que cumplen la propiedad aditiva entre las diferentes fracciones de biomasa además de ser consistentes, constituyen herramientas precisas para estimar el peso de la biomasa para las frondosas españolas. La inclusión de la altura total en algunas ecuaciones permite reflejar las condiciones de crecimiento, mejorando su precisión y su aplicabilidad.

La biomasa radical se ha mostrado como una de las mayores fracciones en muchas de las especies, como consecuencia de su importante papel en el almacenamiento de recursos. En comparación con las coníferas (en las cuales la fracción del fuste es mayor), las frondosas acumulan más biomasa en la copa y las raíces.

5.6. Referencias bibliográficas

- ANTONIO N, TOMÉ M, TOMÉ J, SOARES P, FONTES L, 2007. Effect of the tree, stand and site variables of the allometry of *Eucalyptus globulus* tree biomass. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 895-906.
- BALBOA-MURIAS MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, MERINO A, ALVAREZ-GONZALEZ JG, 2006a. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237, 29-38.
- BALBOA-MURIAS MA, ROJO A, ALVAREZ-GONZALEZ JG, MERINO A, 2006b. Carbon and nutrient stocks in mature *Quercus robur* L. stands in NW Spain. *Annals of Forest Science* 63, 557-565.
- BI HQ, TURNER J, LAMBERT MJ, 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. *Trees-Structure and Function* 18, 467-479.
- BLANCO JA, IMBERT JB, CASTILLO FJ, 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237, 342-352.
- BRAVO F, ÁLVAREZ-GONZÁLEZ JG, RÍO, M, BARRIO M, BONET JA, BRAVO-OVIEDO A, CALAMA R, CASTEDO-DORADO F, CRECENTE-CAMPO F, CONDES S, DIÉGUEZ-ARANDA U, GONZÁLEZ-MARTÍNEZ SC, LIZARRALDE I, NANOS N, MADRIGAL A, MARTÍNEZ-MILLÁN FJ, MONTERO G, ORDÓÑEZ C, PALAHI M, PIQUÉ M, RODRIGUEZ F, RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R, ROJO A, RUIZ-PEINADO R, SÁNCHEZ-GONZÁLEZ M, TRASOBARES A, VÁZQUEZ-PIQUÉ J 2011. Growth and yield models in Spain: historical overview, contemporary examples and perspectives. *Forest Systems* 20, 315-328.
- BRAVO F, BRAVO-OVIEDO A, DÍAZ BALTEIRO L, 2008. Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forest under two management alternatives: a modeling approach. *European Journal of Forest Research* 127, 225-234.
- BROWN S, 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* 116, 363-372.
- CAIRNS MA, BROWN S, HELMER EH, BAUMGARDNER GA, 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111, 1-11.

- CANADELL J, RIBA M, ANDRÉS P, 1988. Biomass equations for *Quercus ilex* L. in the Montseny Massif, northeastern Spain. *Forestry* 61, 137-147.
- CANADELL J, RODA F, 1991. Root biomass of *Quercus ilex* in a montane Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research* 21, 1771-1778.
- CAÑELLAS I, SÁNCHEZ-GONZÁLEZ M, BOGINO SM, ADAME P, HERRERO C, ROIG S, TOMÉ M, PAULO JA, BRAVO F, 2008. Silviculture and carbon sequestration in Mediterranean oak forests. In: BRAVO F, LEMAY V, JANDL R, GADOW KV (Eds.), *Managing forest ecosystems: the challenge of climate change*. Springer, Netherlands, pp. 317-338.
- CARVALHO JP, PARRESOL BR, 2003. Additivity in tree biomass components of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). *Forest Ecology and Management* 179, 269-276.
- CUNIA T, BRIGGS RD, 1984. Forcing additivity of biomass tables: some empirical results. *Canadian Journal of Forest Research* 14, 376-384.
- DREXHAGE M, COLIN F, 2001. Estimating root system biomass from breast-height diameters. *Forestry* 74, 491-497.
- FANG JY, WANG ZM, 2001. Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. *Ecological Research* 16, 587-592.
- FEDERICI S, VITULLO M, TULIPANO S, DE LAURETIS R, SEUFERT G, 2008. An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: the Italian case. *iForest* 1, 86-95.
- FERRES L, RODA F, VERDÚ AMC, TERRADAS J, 1980. Estructura y funcionalismo de un encinar montano en el Montseny. *Mediterránea* 4, 23-36.
- GALLEGO HA, SANTA REGINA I, RICO M, 1993. Biomass equations and nutrient distribution for *Quercus pyrenaica* forests. *Mesogee* 53, 75-82.
- GONZÁLEZ DONCEL I, 1989. Tablas ponderales para la estimación de la biomasa de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en la provincia de León. Comunicaciones INIA, Serie: Recursos Naturales, vol. 50. INIA-MAPA, Madrid, 56 p.
- JOOSTEN R, SCHUMACHER J, WIRTH C, SCHULTE A, 2004. Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest Ecology and Management* 189, 87-96.

- KURZ W, BEUKEMA S, APPS M 1996. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1973-1979.
- LEBAUBE S, LE GOFF N, OTTORINI JM, GRANIER A, 2000. Carbon balance and tree growth in a *Fagus sylvatica* stand. *Annals of Forest Science* 57, 49-61.
- LEHTONEN A, MAKIPAA R, HEIKKINEN J, SIEVANEN R, LISKI J, 2004. Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188, 211-224.
- LEONARDI S, SANTA REGINA I, RAPP M, GALLEGO HA, RICO M, 1996. Biomass, litterfall and nutrient content in *Castanea sativa* coppice stands of southern Spain. *Annales des Sciences Forestières* 53, 1071-1081.
- LOOMIS RM, PHARES RE, CROSBY JS, 1966. Estimating foliage and branchwood quantities in Shortleaf Pine. *Forest Science* 12, 30-39.
- LÓPEZ-RODRÍGUEZ F, ATANET CP, BLÁZQUEZ FC, CELMA AR, 2009. Spatial assessment of the bioenergy potential of forest residues in the western province of Spain, Cáceres. *Biomass and Bioenergy* 33, 1358-1366.
- MARM, 2010. Anuario de Estadísticas Forestales 2009. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Disponible en <http://www.marm.es/es/biodiversidad/temas/montes-y-politica-forestal/estadisticas-forestales> [Acceso 3 Octubre 2011].
- MENÉNDEZ-MIGUÉLEZ M, CANGA E, BARRIO-ANTA M, MAJADA J, ÁLVAREZ-ÁLVAREZ P, 2013. A three level system for estimating the biomass of *Castanea sativa* Mill. coppice stands in north-west Spain. *Forest Ecology and Management* 291, 417-426.
- MERINO A, BALBOA MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, ÁLVAREZ-GONZALEZ JG, 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 207, 325-339.
- MOKANY K, RAISON RJ, PROKUSHKIN AS, 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12, 84-96.

- MONTERO G, ORTEGA C, CAÑELLAS I, BACHILLER A, 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una población de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Investigación Agraria-Sistemas y Recursos Forestales* Fuera de Serie, 175-206.
- MONTERO G, RUIZ-PEINADO R, MUÑOZ M, 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA, Serie Forestal 13. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, España, 270 pp.
- NÁVAR J, 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257, 427-434.
- PARRESOL BR, 1999. Assessing tree and stand biomass: A review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45, 573-593.
- PARRESOL BR, 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 865-878.
- PEICHL M, ARAIN MA, 2007. Allometry and partitioning of above- and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *Forest Ecology and Management* 253, 68-80.
- PÉREZ-CRUZADO C, MERINO A, RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R, 2011. A management tool for estimating bioenergy production and carbon sequestration in *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus nitens* grown as short rotation woody crops in north-west Spain. *Biomass and Bioenergy* 35, 2839-2851.
- RAPP M, SANTA REGINA I, RICO M, GALLEGO HA, 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. *Forest Ecology and Management* 119, 39-49.
- RUIZ-PEINADO R, RÍO M, MONTERO G, 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems* 20, 176-188.
- SAINT-ANDRE L, M'BOU AT, MABIALA A, MOUVONDY W, JOURDAN C, ROUPSARD O, DELEPORTE P, HAMEL O, NOUVELLON Y, 2005. Age-related equations for above- and below-ground biomass of a *Eucalyptus* hybrid in Congo. *Forest Ecology and Management* 205, 199-214.

- SANTA REGINA I, 2000. Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain. *Forest Ecology and Management* 132, 127-141.
- SANTA REGINA I, TARAZONA T, CALVO R, 1997. Aboveground biomass in a beech forest and a scots pine plantation in the Sierra de la Demanda area of northern Spain. *Annales of Sciences Forestières* 54, 261-269.
- SAS INSTITUTE INC., 2004. SAS/ETS(R) 9.1 User's guide. In. SAS Institute Inc., Cary, N.C.
- SHAIEK O, LOUSTAU D, TRICHET P, MEREDIEU C, BACHTOBI B, GARCHI S, EL AOUNI MH, 2011. Generalized biomass equations for the main aboveground biomass components of maritime pine across contrasting environments. *Annals of Forest Science* 68, 443-452.
- SIXTO-BLANCO H, HERNÁNDEZ MJ, BARRIO ANTA M, CARRASCO J, CAÑELLAS I, 2007. Plantaciones del género *Populus* para la producción de biomasa con fines energéticos: revisión. *Investigación Agraria-Sistemas y Recursos Forestales* 16, 277-294.
- SOMOGYI Z, CIENCIALA E, MAKIPAA R, MUUKKONEN P, LEHTONEN A, WEISS P, 2007. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research* 126, 197-207.
- TEOBALDELLI M, SOMOGYI Z, MIGLIAVACCA M, USOLTSEV VA, 2009. Generalized functions of biomass expansion factors for conifers and broadleaved by stand age, growing stock and site index. *Forest Ecology and Management* 257, 1004-1013.
- TOBIN B, CERMAK J, CHIATANTE D, DANJON F, IORIO AD, DUPUY L, ESHEL A, JOURDAN C, KALLIOKOSKI T, LAIHO R, NADEZHDINA N, NICOLL B, PAGES L, SILVA J, SPANOS I, 2007. Towards developmental modelling of tree root systems. *Plant Biosystems* 141, 481-501.
- VANNINEN P, MÄKELÄ A, 2000. Needle and stem wood production in Scots pine (*Pinus sylvestris*) trees of different age, size and competitive status. *Tree Physiology* 20, 527-533.
- WIRTH C, SCHUMACHER J, SCHULZE ED, 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24, 121-139.



ESTIMACIÓN DE BIOMASA EN MATORRALES DE LA DEHESA

6

6. LA CONTRIBUCIÓN DE DOS ESPECIES DE MATORRAL TÍPICAS DE LAS DEHESAS IBÉRICAS A LA FIJACIÓN DE CARBONO AÉREO Y RADICAL

Este capítulo es una versión modificada del trabajo “*The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas*” de Ruiz-Peinado R, Moreno G, Juárez E, Montero G, Roig S (2013) publicado en *Journal of Arid Environments* 91, 22-30.

Objetivos específicos

- III. *Desarrollo de modelos de estimación de biomasa arbustiva en sistemas adehesados.*
- IV. *Examen del reparto de biomasa en dos especies de matorral representativas de dos tipos funcionales.*

Datos

- Zona de estudio. Seis dehesas con vegetación arbórea de *Quercus ilex*, en las que existen zonas de matorral dominadas por *Cistus ladanifer* y otras zonas donde la especie dominante es *Retama sphaerocarpa*.
- Base de datos de peso de biomasa aérea individual de 130 ejemplares de matorral, contando con 26 muestras de biomasa radical.
- Base de datos de peso de biomasa en 52 transectos, que incluyen variables medidas en el estrato arbustivo y el estrato arbóreo, para el análisis por formación.

Metodología

- Variables explicadas. Peso seco de biomasa aérea de matorral, tanto en los modelos para ejemplares individuales y como en los modelos para formaciones.
- Variables independientes. Biovolumen (volumen ocupado por la planta) en los modelos individuales y altura media y cobertura de la formación en los modelos de comunidades.
- Análisis estadístico. Regresión lineal simple, incluyendo la corrección de la heterocedasticidad con el empleo de la regresión ponderada.

Principales resultados obtenidos

- Se han desarrollado modelos de estimación de biomasa de matorral tanto para ejemplares individuales como para formaciones. Los modelos ajustados para la estimación de biomasa de matorral en comunidades no incorporan variables del estrato arbóreo, por lo cual pueden ser aplicado también en terrenos carentes de arbolado.

- El estudio de los *root:shoot ratios* revelan grandes diferencias en el reparto de biomasa entre especies, muy influenciadas por su forma de reproducción.

6. LA CONTRIBUCIÓN DE DOS ESPECIES DE MATORRAL TÍPICAS DE LAS DEHESAS IBÉRICAS A LA FIJACIÓN DE CARBONO AÉREO Y RADICAL

6.0. Resumen

Los matorrales desempeñan un papel crucial en aquellos sistemas agrosilvopastorales con limitaciones hídricas, ya que proporcionan refugio y forraje para el ganado, controlan la erosión, mantienen la biodiversidad, diversifican el paisaje y, sobre todo, facilitan la regeneración del arbolado. Además, el potencial de fijación de carbono de los matorrales podría igualmente ayudar a mitigar los efectos del cambio climático, puesto que constituyen un importante porcentaje de la biomasa vegetal total. En este trabajo se analiza la contribución al reservorio de carbono de dos especies autóctonas de matorral (*Cistus ladanifer* L. y *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) que ocupan grandes extensiones en las dehesas ibéricas. La cuantificación y análisis se ha llevado a cabo a partir del ajuste de ecuaciones de biomasa desarrolladas tanto a nivel individual (dependientes del biovolumen) como a nivel de comunidad (dependientes de la altura y la cobertura).

La cantidad de carbono almacenada en las formaciones de estos matorrales, tanto en la parte aérea como en la radical, oscila entre los 1,8 y los 11,2 Mg C ha⁻¹ (valor medio de 6,8 Mg C ha⁻¹) para comunidades de *C. ladanifer* y entre los 2,6 y los 8,6 Mg C ha⁻¹ (valor medio 4,5 Mg C ha⁻¹) para *R. sphaerocarpa*. Estas cifras constituyen del orden del 20-30% del carbono en la biomasa del sistema y entre el 9-13% si se incluye el carbono acumulado en el suelo. El potencial de fijación de carbono de estos matorrales en los sistemas estudiados varía entre 0,10-1,32 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ y 0,25-1,25 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para las comunidades de *C. ladanifer* y *R. sphaerocarpa* respectivamente.

Palabras clave: sistema agrosilvopastoral / biomasa / balance de carbono / *Cistus ladanifer* / *Quercus ilex* / *Retama sphaerocarpa* / root:shoot ratios.

6.1. Introducción

Mejorar nuestro conocimiento sobre el ciclo del carbono es un asunto clave para el desarrollo de técnicas de gestión de los ecosistemas, particularmente en aquellos complejos como son los agrosilvopastorales. Dichos sistemas son de gran importancia ecológica y socioeconómica, produciendo una gran variedad de bienes y servicios, entre los que se incluyen la fijación de carbono a través de su biomasa, la cual se estima que puede variar entre los 0,29 y los 15,21 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Nair *et al.*, 2009), dependiendo de la estación y del tipo de sistema agrosilvopastoral.

El término agrosilvopastoral se refiere a la práctica de combinar la producción agrícola y forestal con el pastoreo, de tal manera que se consigue un amplio abanico de beneficios y servicios (Nair *et al.*, 2009). Uno de los sistemas agrosilvopastorales mejor conocidos del área Mediterránea está formado por montes abiertos (establecidos y mantenidos por la mano del hombre), matorrales y pastos naturales o cultivos dentro de la misma unidad de gestión (Moreno *et al.*, 2007). Estos sistemas con múltiples estratos se denominan dehesas en España, donde ocupan 3,5 millones de ha (MAPA, 2008), y montados en Portugal, donde 0,7 millones de ha tienen este uso (Pereira *et al.*, 2004). La encina (*Quercus ilex* L.) y el alcornoque (*Q. suber* L.) son las principales especies y la actividad dominante es la ganadería extensiva, a la que se unen otros usos secundarios tales como la caza y la producción de leñas. Estos sistemas Mediterráneos constituyen un ejemplo de un uso tradicional y sostenible del territorio que a la par contribuye a la conservación de la biodiversidad (Canteiro *et al.*, 2011). Uno de los potenciales servicios de la dehesa, que precisa considerarse en su gestión, es la fijación de carbono, ya que estos sistemas presentan un gran potencial tanto en su biomasa vegetal, en la aérea y la radical, como en el suelo (Návar-Cháidez, 2008), con lo que su gestión debería encaminarse hacia la maximización de dicho potencial.

En estos ecosistemas con limitaciones hídricas estacionales, la diferente duración de los ciclos de actividad biológica de cada grupo funcional de vegetación (Gitay & Noble, 1997) y la estratificación del agua del suelo y de los sistemas radicales (Haase *et al.*, 1996; Silva & Rego, 2004) son piezas clave para asegurar la composición de las comunidades (Lin *et al.*, 1996). De hecho, la presencia del estrato arbustivo reduce sensiblemente la disponibilidad de agua para el arbolado y el pasto (Cubera & Moreno, 2007), y frecuentemente el matorral hace disminuir la producción de los árboles y/o el pasto, dependiendo de la combinación de especies (Rivest *et al.*, 2011). Por otro lado, el matorral, puesto que constituye un estrato adicional de vegetación de los sistemas agrosilvopastorales, contribuiría a aumentar la fijación de carbono, aunque la

competencia por un recurso limitado como es el agua puede impedir dicho aumento. Maestre *et al.* (2012) han proporcionado datos empíricos que apoyan la idea de que la riqueza específica de los ecosistemas con limitaciones hídricas mejora significativamente su capacidad para mantener múltiples funciones, tales como el almacenamiento de carbono. Los ecosistemas áridos (considerando como zonas áridas tanto aquellas así denominadas climatológicamente, como las secas-subhúmedas y las semiáridas) se definen como sitios con un índice de aridez (relación entre la precipitación y la evapotranspiración potencial) que se encuentra entre 0,05 y 0,65 (Middleton & Thomas, 1997). Éstos cubren el 41% de la tierra emergida y albergan más del 38% de la población (Maestre *et al.*, 2012). En la Península Ibérica, las dehesas son sistemas áridos al igual que la gran mayoría de las formaciones de matorral. Por esta razón, resulta vital aumentar nuestro conocimiento acerca de su desarrollo y gestión en estas áreas con déficit hídrico.

A pesar de la importancia económica y la variedad de productos y servicios (incluyendo la fijación de carbono) que proporcionan las dehesas, existen aún multitud de incógnitas relacionados con el funcionamiento y la dinámica del sistema, principalmente acerca de qué estrato de vegetación y/o producción principal deben ser prioritarios para el gestor (Moreno & Pulido, 2008). En el caso del arbolado y sus productos, tanto la madera como el fruto pueden ser prioritarios; respecto a los componentes o estratos del sistema, la disyuntiva puede plantearse entre la producción arbórea y la producción del pasto (Moreno *et al.*, 2007), y en todas estas estrategias la gestión del matorral debería ser trascendental para alcanzar los objetivos. Así, permitir la expansión del matorral, en contraposición a su eliminación para mejorar la producción pascícola, reducir el riesgo de incendio y/o la competencia (Moreno & Pulido, 2008), podría considerarse una opción más favorable para la regeneración del arbolado (Pulido *et al.*, 2010), la protección del ganado o el incremento del reservorio de carbono en la biomasa y el suelo (Castro & Freitas, 2009). Por lo tanto, la gestión del matorral consistiría en encontrar el equilibrio entre los diferentes objetivos (funciones y productos) para todos los actores del sistema (Moreno *et al.*, 2007).

Cistus ladanifer L. (*Cl*) y *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. (*Rs*) son dos especies autóctonas de matorral representativas de los sistemas agrosilvopastorales mediterráneos, siendo, además, las especies leñosas dominantes en grandes extensiones. Los jarales (matorrales de *Cl*) son muy frecuentes en el medio Mediterráneo, donde crean espesas formaciones, estando asociadas con las primeras etapas de sucesión, por ejemplo tras un incendio. Además, la hoja de esta especie produce exudados con efectos alelopáticos que inhiben la germinación de las semillas de otras especies (Chaves & Escudero, 1997). La retama (*Rs*) es una leguminosa que desempeña un importante papel en la dinámica del estrato herbáceo, ya que facilita su crecimiento a su abrigo (Pugnaire *et al.*, 1996) y protege la regeneración del arbolado

(Plieninger *et al.*, 2010). El efecto de cada una de estas dos especies sobre el pasto es muy diferente: *Cl* puede reducir significativamente la producción de pasto mientras que *Rs* lo aumenta, tanto en cantidad como en calidad (Rivest *et al.*, 2011). Igualmente, cada especie produce efectos desiguales sobre el funcionamiento del arbolado adulto (Rolo & Moreno, 2011). Por consiguiente, estos matorrales resultan de gran importancia ecológica para la restauración de los ecosistemas debido a su carácter pionero. Además, proporcionan ramón para el ganado así como protección edáfica e hidrológica, biodiversidad y fijación de carbono, entre otros servicios sin mercado.

Los matorrales cubren una superficie de casi 18 millones de hectáreas en España (cerca del 36% del total), tanto en el medio mediterráneo como el eurosiberiano, de las cuales 11 millones se asocian a áreas forestales (3,2 millones de ha en bosques y 7,8 millones de ha en terrenos que carecen de árboles o donde éstos son muy escasos) (San Miguel *et al.*, 2008), mientras que en Portugal ocupan 1,9 millones de hectáreas, el 22% del territorio (AFN, 2010). En España, los jarales se extienden por 2,8 millones de hectáreas y los retamares por 1,7 millones (Ruiz de la Torre, 1990). A la vista de estas cifras, estos matorrales podrían desempeñar un importante papel como fijadores de carbono tanto por la gran extensión que ocupan como por su estado de sucesión intermedio entre el pasto y el bosque. Por añadidura, podemos suponer que en estas comunidades con limitaciones hídricas los matorrales poseen habitualmente sistemas radicales muy densos y con altos *root:shoot ratios* (ratios peso parte radical: peso parte aérea) (Schenk & Jackson, 2002a), lo cual es un hecho importante en la fijación de carbono.

En los últimos tiempos se ha producido en todo el mundo un considerable incremento en la espesura y en la extensión de los matorrales en áreas ocupadas anteriormente por bosques abiertos (*e.g.*, Barnes & Archer, 1999). Detrás de este fenómeno global existen multitud de causas, desde el cambio climático hasta la reducción tanto del pastoreo como de la frecuencia de los incendios.

Los matorrales presentan un gran abanico de formas (tanto unicaules como multicaules). Este hecho junto con la mezcla de especies que aparecen con frecuencia en los sistemas de matorral, aumenta la dificultad para estimar con precisión la cantidad de biomasa. Se han desarrollado métodos indirectos de estimación que relacionan el peso de la biomasa con diversas variables dimensionales (Murray & Jacobson, 1982) o la edad del matorral (Patón *et al.*, 1998) por medio del ajuste de ecuaciones específicas para plantas individuales o para comunidades (Návar *et al.*, 2004). En el caso de matorrales mediterráneos de la Península Ibérica existe cierta información sobre la estimación de la biomasa (*e.g.*, Navarro & Blanco, 2006; Castro & Freitas, 2009); sin embargo, debido a la diversidad de comunidades y

situaciones, la necesidad de mejorar nuestro conocimiento es evidente. Por ello, con el fin de desarrollar estrategias de gestión apropiadas, es necesario conocer mejor cómo funcionan estos ecosistemas y cuantificar con más precisión su contribución al ciclo global del carbono, ya que a pesar de la importancia económica de los sistemas agrosilvopastorales, su papel como sumideros de carbono no se ha empezado a considerar hasta hace poco (*e.g.*, Howlett *et al.*, 2011).

Es poco común encontrar en los inventarios forestales mediciones de los individuos del estrato arbustivo o estimaciones del número de individuos por unidad de superficie, incluso puede no incluirse información sobre este estrato. No obstante, los modelos de estimación de biomasa en sistemas arbustivos deberían utilizar datos que sean fáciles de obtener en los inventarios tales como la cobertura o la altura media del estrato arbustivo (Flombaum & Sala, 2007). De esta manera, los mapas de vegetación y las fotografías aéreas podrían servir para cuantificar la biomasa del matorral.

El objetivo de este estudio es cuantificar la importancia del estrato arbustivo en las dehesas en relación con el ciclo de carbono y hasta qué punto su contribución como sumidero de carbono podría ayudar a mitigar el cambio climático. Para este propósito, dada la gran variedad de tipos de arbustos en cuanto a tipos de estructuras, morfologías y funcionalidades, presentes en el medio mediterráneo, se ha elegido dos especies ampliamente distribuidas y representativas de dos tipos funcionales comunes (*sensu* Gitay & Noble, 1997), una de raíz profunda y principalmente rebrotadora (*R. sphaerocarpa*) y otra de raíz más somera y de regeneración por semilla (*C. ladanifer*), empleando métodos de estimación de la biomasa tanto para individuos como para comunidades.

6.2. Material y métodos

6.2.1. Área de estudio

Los sitios de estudio se encuentran en el norte de Extremadura, cerca de la ciudad de Plasencia, en el este de España (39° 54' – 40° 02' N, 05° 58' – 06° 15' W). Las dehesas cubren el 30% en esta región, extendiéndose por una superficie de unos 1,23 millones de ha (MAPA, 2008), lo que constituye el 35% del total de la superficie ocupada por dehesas en España. El clima es Mediterráneo, con veranos largos, cálidos y secos e inviernos suaves y húmedos. La temperatura media es de unos 16°C, la evapotranspiración potencial anual (ETP) alcanza los 920 mm en promedio y la precipitación media anual (P) es de 560 mm (P/ETP ~ 0,60)

(MAGRAMA, 2012). En este estudio las dehesas que cuentan con sotobosque de *Cl* se asientan sobre suelos de textura fina, mientras que las que se acompañan de *Rs* lo hacen sobre suelos más sueltos (arenosos), oligotróficos y ácidos, desarrollados sobre esquistos.

El paisaje es predominantemente llano con suaves ondulaciones y la vegetación en estas dehesas consiste generalmente en bosque abierto de *Quercus ilex* (con un número de pies entre 10-40 ha⁻¹), matorral y pastos naturales para diente (principalmente para vacuno, ovino y porcino). Las especies predominantes de matorral, tanto en terrenos arbolados como desarbolados, son *Cl* y *Rs*. Otras especies de matorral presentes en la zona, aunque en menor proporción, son *Lavandula stoechas* L. (3% en jarales y 4% en retamares), *Daphne gnidium* L. (1% en ambas formaciones) y *Genista hirsuta* Vahl (1%, sólo presente en jarales). Allí donde el matorral invade el pastizal, se realizan desbroces periódicamente para recuperar los pastos.

6.2.2. *Diseño del muestreo y obtención de datos*

La toma de muestras se llevó a cabo en seis dehesas privadas representativas del área de estudio. *Cl* fue la especie dominante en tres de ellas, mientras que *Rs* lo fue en las otras tres. Para reducir la alta heterogeneidad, dentro de cada dehesa se dividió el área ocupada por el matorral en tres estadios de desarrollo: juvenil, medio y maduro. Estos estadios dependen fundamentalmente, para estos matorrales, del periodo de tiempo transcurrido desde el abandono del pastoreo, aunque la fertilidad del suelo también puede influir.

La biomasa del estrato arbóreo (tanto de la parte aérea como radical) se estimó mediante los modelos de Montero *et al.* (2005), que utilizan al diámetro normal como única variable independiente.

6.2.2.1. *Datos de biomasa aérea individual*

Para obtener estimaciones individuales de la biomasa aérea se realizó un muestreo aleatorio de plantas individuales en las seis dehesas y en todos los estadios de desarrollo (no se muestreó en zonas recién regeneradas, bien por semilla, bien por rebrote). Se muestrearon 58 individuos de *Cl* y 72 de *Rs*, distribuidos por la totalidad de tamaños y estadios de desarrollo encontrados en las fincas. La muestra de retama fue mayor ya que también lo era su variabilidad. Se midieron dos variables básicas en cada planta: altura (*H*), definida como la máxima altura del arbusto, y dos diámetros de copa perpendiculares (*CD_i*). Por último, se cortaron y se pesaron en campo para obtener el peso fresco, tomándose a continuación muestras representativas de cada individuo para secarlas en estufa a 102°C hasta peso constante para determinar el contenido de humedad y de ahí el peso seco.

6.2.2.2. *Datos de biomasa por comunidades*

Se seleccionaron nueve parcelas de muestreo (transectos) en cada dehesa, con tres réplicas para cada estadio de desarrollo para explorar la variabilidad espacial. El número total de parcelas para *Cl* fue 27 (3 dehesas x 3 estadios de desarrollo x 3 réplicas) y 25 para *Rs* (en este caso 2 de las 27 posibles combinaciones no fueron encontradas). El tamaño de la parcela varió en función de las características de las formaciones de matorral: 100 m² (2 m ancho x 50 m largo) para *Cl* y 200 m² (4 m x 50 m) para *Rs*, por la ya mencionada mayor variabilidad con individuos más altos y menor cobertura. Por medio del método de intercepción (*line intercept method*) se estimó la cobertura del matorral (*CV*) (%), la cobertura arbórea en las parcelas (%) y la altura media del estrato arbustivo (*H*) (metros), calculada esta última como la media de la altura de las plantas medidas a intervalos de un metro sobre la línea central de toda la longitud del transecto. Toda la biomasa vegetal dentro del transecto se cortó a ras de suelo y se pesó en campo para obtener su peso fresco. El peso seco se calculó a partir de los valores medios de contenido de humedad obtenidos de las submuestras de plantas individuales. La edad del matorral se estimó mediante el conteo de anillos de las plantas muestreadas (Patón *et al.*, 1998), tomándose en cada parcela para su estimación 5-6 secciones de 3-5 cm de ancho de la base de los tallos (cuello de la raíz). Si la sección estaba dañada (por hongos o insectos) se desechaba y se toma otra. Como la retama es rebrotadora y multicaule, consideramos el tallo más largo y grueso como el más viejo según lo expuesto por Keeley (1993). En laboratorio, se secaron las secciones y se pulieron mecánicamente para realizar una correcta lectura de los anillos de crecimiento. Además, para mejorar el contraste de los anillos se aplicó aceite a la superficie antes de ser medidos utilizando una lupa binocular. Con el fin de confirmar que estas especies forman anillos anuales, algunos de los retamares muestreados y una pequeña área quemada de jaral se volvieron a visitar tres periodos de crecimiento después (dos años y medio más tarde), cortándose algunas secciones basales de arbustos jóvenes para identificar los anillos de crecimiento, confirmándose la hipótesis de que cada anillo corresponde a un año de crecimiento. Así, fue posible calcular el incremento anual de carbono de cada transecto dividiendo el contenido de carbono entre la edad (deducida por el número de anillos) de cada transecto (Návar *et al.*, 2001).

6.2.2.3. Datos de biomasa radical

Para cuantificar la proporción de biomasa aérea y radical se eligieron 12 jaras y 14 retamas, cortando su biomasa aérea y extrayendo su sistema radical para pesaje. Los individuos se seleccionaron de tal manera que estuvieran representados los diferentes estadios de desarrollo. Dadas las diferentes estrategias de regeneración de estas especies (Herrera, 1992) (*Cl* por semilla y *Rs* por rebrote), la estimación precisa del reservorio de carbono sólo se puede conseguir determinando el reparto de la biomasa aérea y la radical. Los sistemas radicales se extrajeron por medio de una pequeña retroexcavadora y posteriormente de manera manual (pala y azada) para completar el trabajo. Para cada planta, se excavó hasta el metro de profundidad en un área circular de diámetro igual al doble del diámetro medio de copa. Las raíces gruesas (>2 mm de diámetro) se limpiaron someramente con pequeños cepillos y se pesaron en campo. Se llevaron submuestras de peso conocido al laboratorio, donde se limpiaron cuidadosamente con agua, se secaron, y se pesaron. De esta manera fue posible calcular el peso seco de la muestra global pesada en el campo.

Somos conscientes de que con este procedimiento se pierde parte del sistema radical. Sin embargo, para alcanzar una estimación fiable de la biomasa radical, se plantearon las siguientes presunciones. En primer lugar, las raíces presentes a más de 1 m de profundidad fueron muy raras para *Cl* pero frecuentes para *Rs*, habiendo encontrado algunos autores un perfil radicular muy somero para *Cl* (e.g., Silva & Rego, 2004) y muy profundo para *Rs* (e.g., Haase *et al.*, 1996); no obstante, no se dispone de datos empíricos detallados sobre la distribución vertical de las raíces de ninguna de las especies, lo que es llamativo en el caso de *Rs*. Por consiguiente, asumimos que la mayoría de la biomasa radical se ubica en el primer metro de suelo, aunque aceptemos que las retamas pueden alcanzar habitualmente mayores profundidades. También encontramos que, en la excavación, algunas raíces laterales de *Rs* continuaban más allá de la zona de excavación, respondiendo al sistema radical dimorfo de esta especie (raíces laterales superficiales largas y raíces profundas; Haase *et al.*, 1996), pero esto ocurrió escasas veces en nuestro estudio y se consideró una parte despreciable en términos de biomasa. En cambio, en las excavaciones no se ha encontrado nunca raíces de *Cl* más allá de dos veces la longitud del diámetro de copa. En segundo lugar, nuestro muestreo únicamente consideró las raíces gruesas. Para afinar nuestras estimaciones decidimos emplear los datos sobre raíces finas obtenidos en otros estudios similares. Así, Rolo & Moreno (2012) estudiaron el perfil radicular en dehesas invadidas por matorral y encontraron valores de 85-130 g m⁻² para las raíces finas de *Cl*, muestreadas hasta 1,5 m de profundidad, y 75-95 g m⁻² para las de *Rs* hasta los 2,5 m de profundidad. La cantidad total de raíces finas se calculó aplicando estos valores medios al área excavada de cada individuo muestreado.

6.2.2.4. Datos de contenido de carbono

Salvo las cifras generales existentes en bibliografía que indican que existe un 50% de carbono en el peso seco de las plantas leñosas, no existen datos específicos para los dos taxones estudiados. Para corregir esta falta de datos específicos, se seleccionaron aleatoriamente 12 muestras de madera del tronco y las ramas de cada especie para analizarlas mediante combustión seca a 1050°C utilizando un analizador LECO HCN 600 (St. Joseph, MI, USA).

6.2.3. Ajuste de modelos

Los datos de peso seco de biomasa individual se emplearon para obtener ecuaciones de biomasa por especies, para plantas individuales, basadas en el volumen que ocupa el matorral (Murray & Jacobson, 1982), donde dicho volumen se calcula considerándolo como un sólido geométrico al que se asemeje. Este volumen se denomina habitualmente en la bibliografía biovolumen o índice volumétrico y en las especies arbustivas normalmente se asemeja a un cono, un cilindro o una semiesfera, formas que se van a utilizar para ambas especies, identificándose aquella que mejor se ajuste en cada especie.

Para los datos de biomasa en formaciones de matorral, se pensó en un principio asignar una edad a cada comunidad (Patón *et al.*, 1998; Navarro & Blanco, 2006). Sin embargo, algunas manchas de matorral no presentaban la misma edad en todos los individuos, sobre todo en las formaciones de *Rs*, por lo cual no se consideró incluir esta variable en el modelo mediante la asignación de una edad media. Además, como también puede existir dificultad para determinar la edad del matorral en áreas extensas, se pensó en utilizar otras variables para el ajuste que fueran de más sencilla obtención a partir de un inventario, tales como la altura media, la cobertura del matorral o la del arbolado.

En el ajuste de modelos se emplearon diferentes ecuaciones para la estimación de la biomasa, incluyendo formas lineales y no lineales (alométricas) con término de error aditivo, ajustándose mediante los procedimientos MODEL y NLIN de SAS (SAS Institute, 2004) tanto para el peso individual de la biomasa (kg) como de la comunidad (kg ha⁻¹). Cada modelo se evaluó mediante el análisis gráfico de los residuos y mediante estadísticos de la bondad del ajuste (sesgo y precisión) tales como el residuo medio (*MRES*), la raíz del error cuadrático medio (*RMSE*) y la eficiencia del modelo (*EF*) (Soares *et al.*, 1995). La heterocedasticidad presente en los datos de biomasa se corrigió mediante regresión ponderada (Parresol, 1999). Esta técnica fue aplicada en SAS según la metodología expuesta en Balboa-Murias *et al.* (2006).

El ratio parte radical:parte aérea se calculó como el cociente entre el peso seco de la biomasa radical y el de la biomasa aérea de cada planta individual.

Para la detección de diferencias significativas entre las dos especies de matorral, tanto el ratio parte radical:parte aérea como el contenido de carbono, se aplicaron pruebas estadísticas específicas de comparación.

6.3. Resultados

El peso seco de la biomasa en individuos de matorral osciló en el caso de *Cl* entre un mínimo de 0,27 kg y un máximo de 6,25 kg ($2,62 \pm 1,41$ kg) (media \pm error estándar) y entre 0,45 kg y 16,58 kg ($4,51 \pm 3,86$ kg) para *Rs*. Las características medias de las ejemplares muestreados se detallan en la tabla 6.1.

La biomasa aérea para las comunidades varió entre 2305 y 14161 kg ha⁻¹ (8551 ± 3483 kg ha⁻¹) para los jarales y entre 2063 y 6733 kg ha⁻¹ (3492 ± 1222 kg ha⁻¹) para los retamares. Se detectó un elevado grado de variabilidad en la cobertura de matorral de las dehesas estudiadas, siendo los jarales generalmente más densos (54%) que los retamares (36%). Los primeros alcanzaron máximas coberturas cercanas al 100%, mientras que los segundos no pasaron de aproximadamente el 60%. Sin embargo, la altura media de los retamares resultó mayor que la de los jarales. Una descripción completa de los datos se presenta en la tabla 6.2.

Los anillos de crecimiento fueron identificados visualmente para las dos especies, habiéndose verificado la correspondencia entre anillos y años. Por tanto, se determinó la edad de cada parcela. Como las muestras contenían un número pequeño de anillos (media de 12 y 9 años para *Cl* y *Rs*, respectivamente) no fue posible utilizar técnicas de datación cruzada.

Tabla 6.1. Valores medios (rango entre paréntesis) del diámetro de copa, la altura, el índice volumétrico y la biomasa aérea y radical (raíces finas y gruesas) para las plantas individuales de las dos especies estudiadas.

Especie	Biomasa aérea					Biomasa radical		
	n	D copa	Altura	Biovolumen	Biomasa	n	Raíces gruesas	Raíces finas
<i>Cistus ladanifer</i>	58	1,28	1,64	0,82	2,62	12	0,55	1,50
		(0,32-2,30)	(0,62-3,20)	(0,03-2,36)	(0,27-6,25)		(0,16-1,22)	(0,50-2,13)
<i>Retama sphaerocarpa</i>	72	1,78	2,17	2,08	4,51	14	6,01	2,18
		(0,75-3,50)	(0,80-4,85)	(0,13-7,00)	(0,45-16,58)		(0,75-18,34)	(0,68-3,95)

n: número de muestras; *D copa*: diámetro ocupado por la proyección de la copa del arbusto. Unidades: *D copa* en metros; *Altura* en metros; *Biovolumen* en metros cúbicos, *Biomasa*, *Raíces gruesas* y *Raíces finas* en kg materia seca planta⁻¹.

Tabla 6.2. Valores medios (rango entre paréntesis) de las comunidades muestreadas (valores de los transectos).

Tipo comunidad	n	Estrato arbóreo			Estrato arbustivo			
		Cobertura	Espesura	Diámetro	Altura	Cobertura	Biomasa aérea	Edad
<i>Cistus ladanifer</i>	27	20 (0-54)	25 (0-43)	40,1 (12,7-54,7)	1,3 (0,5-1,8)	54 (23-99)	8551 (2305-14161)	12 (6-17)
<i>Retama sphaerocarpa</i>	25	10 (0-29)	25 (0-38)	41,5 (11,8-65,9)	1,8 (1,2-2,9)	36 (11-58)	3492 (2063-6733)	9 (4-22)

n: número de transectos; *Biomasa aérea*: peso seco de biomasa aérea. Unidades: *Cobertura* en porcentaje; *Espesura* en número ha⁻¹; *Diámetro* (normal) en centímetros; *Altura* en metros; *Biomasa aérea* en kg materia seca ha⁻¹; *Edad* media en años.

6.3.1. Modelos de estimación de biomasa individual

Las ecuaciones que mejor relacionaron el peso de la biomasa con el tamaño de la planta fueron alométricas (potenciales) empleando el biovolumen como variable independiente. Se probaron otras variables pero ninguna mejoró los resultados alcanzados utilizando el biovolumen. El mejor ajuste se consiguió asemejando dicho biovolumen a un cono, para ambas especies, calculándose mediante la ecuación 1.

$$VI = \pi/3 \cdot (CD_m/2)^2 \cdot H \quad [1]$$

donde VI es el biovolumen, CD_m es diámetro de copa medio y H la altura máxima.

Los modelos ajustados para las dos especies se presentan en la tabla 6.3. La figura 6.1 muestra los datos observados junto con los modelos ajustados, también para ambas especies.

6.3.2. Modelos de estimación de biomasa para comunidades

Para la estimación de biomasa en jarales se seleccionaron modelos no lineales, mientras que para los retamares los modelos que mejor ajuste presentaron fueron lineales. Las variables independientes que resultaron significativas fueron la altura media y la cobertura de matorral, obteniéndose una bondad de ajuste satisfactoria (Tabla 6.4). Otras variables, tales como la cobertura arbórea, no resultaron significativas. La edad no pudo incluirse ya que no se contó con muestra de todo el rango de edades presente en cada comunidad.

6.3.3. Ratios parte radical:parte aérea

El reparto de biomasa entre la parte aérea y la radical (expresada como el ratio parte radical:parte aérea) osciló entre 0,44 y 0,81 ($0,56 \pm 0,03$) para Cl y entre 0,72 y 3,41 ($1,46 \pm 0,21$) para Rs . Se detectaron diferencias significativas entre especies una vez aplicado el test de Mann-Whitney-Wilcoxon ($\alpha = 0,05$), tras verificarse la falta de normalidad en los datos. Aplicando estos ratios a la biomasa aérea de las comunidades se obtuvieron unas cifras de biomasa radical que variaron entre los 1280 y 7861 kg ha⁻¹ para Cl (media 4956 kg ha⁻¹) y de entre 3009 y 9819 kg ha⁻¹ para Rs (media 5093 kg ha⁻¹).

Tabla 6.3. Modelos de biomasa individual e índices de bondad de ajuste para las especies estudiadas.

Especies	Modelo para individuos	MRES	RMSE	EF	F-value
<i>Cistus ladanifer</i>	$B = 3,120 (0,150) \cdot VI^{0,563 (0,0640)}$	0,0002	0,896	0,61	232,1***
<i>Retama sphaerocarpa</i>	$B = 2,154 (0,237) \cdot VI^{1,008 (0,0774)}$	0,0115	1,857	0,85	275,3***

MRES: residuo medio (kg materia seca·planta⁻¹); RMSE: raíz del error cuadrático medio (kg materia seca·planta⁻¹); EF: eficiencia del modelo (adimensional); B: peso seco de biomasa (kg planta⁻¹); VI: índice volumétrico (biovolumen) de los individuos de matorral, calculado como un cono invertido (m³). El error estándar se muestra entre paréntesis. *** p < 0,0001

Tabla 6.4. Modelos de biomasa para comunidades e índices de bondad de ajuste.

Tipo	Modelo	MRES	RMSE	EF	F-value
Cl	$B = 0,576 (0,202) \cdot H^{0,731 (0,1585)} \cdot SC^{0,632 (0,0891)}$	71,27	1527	0,82	316,3***
Rs	$B = 0,651 (0,0652) \cdot H^2 + 0,000544 (0,0000770) SC^2 \cdot H$	52,36	738	0,65	300,6***

Cl: comunidad de *Cistus ladanifer*; Rs: comunidad de *Retama sphaerocarpa*; MRES: residuo medio (Mg materia seca·ha⁻¹); RMSE: raíz del error cuadrático medio (Mg materia seca·ha⁻¹); EF: eficiencia del modelo (adimensional); B: peso seco de biomasa (Mg materia seca·ha⁻¹); H: altura media del estrato arbustivo (metros); SC: cobertura de la formación arbustiva (porcentaje). El error estándar se muestra entre paréntesis. *** p < 0,0001.

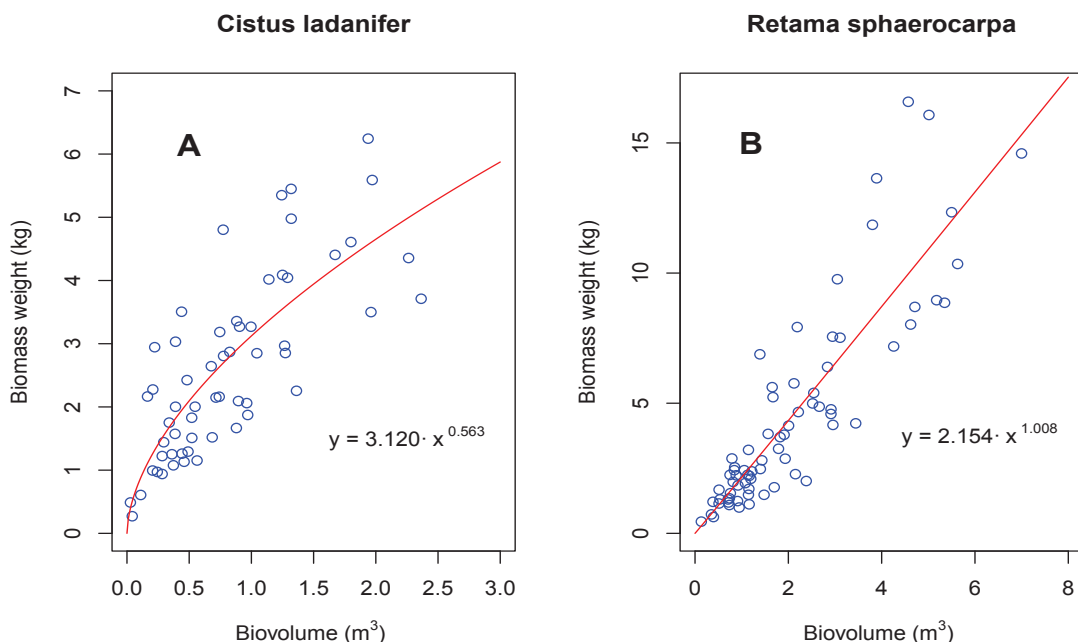


Figura 6.1. Valores observados y modelos de biomasa individual seleccionados para *Cistus ladanifer* (A) y *Retama sphaerocarpa* (B).

6.3.4. Contenido de carbono del matorral y potencial de fijación de carbono

El contenido de carbono en la biomasa seca de *Cl* osciló entre el 48,95% y 51,92%, con una media de 50,90% (0,23). En el caso de *Rs*, el valor medio fue de 52,11% (0,47), con un mínimo de 47,91% y un máximo de 54,47%. Tras verificar que la distribución se asemejaba a la normal, se realizó la comparación de medias entre especies mediante el test HSD de Tukey (*Honestly Significantly Differences*), que mostró la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre ambas especies ($\alpha = 0,05$).

A partir de los valores anteriores y los estimados de la biomasa aérea y radical se calculó el reservorio de carbono del estrato arbustivo de las dehesas, dando como resultado un intervalo de 1,82 a 11,21 Mg C·ha⁻¹ (media 6,77 Mg C ha⁻¹) para los jarales y de 2,64 a 8,63 Mg C·ha⁻¹ (media 4,47 Mg C ha⁻¹) para los retamares.

Con la edad calculada en cada parcela donde se estimó la biomasa, se ha realizado el cálculo del incremento medio anual de carbono fijado. En los jarales éste se situó entre 0,11 y 1,32 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (media de 0,65 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) y en los retamares entre 0,25 y 1,25 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (media de 0,54 Mg C ha⁻¹ año⁻¹).

Aplicando las cifras presentadas hasta ahora a los datos del Tercer Inventario Forestal Nacional, en la superficie ocupada por dehesas en la península Ibérica (Pereira *et al.*, 2004; MAPA, 2008) se puede estimar el reservorio de carbono y su incremento anual para los jarales y los retamares en dehesas. Considerando que el 31% y el 15% de las dehesas ibéricas tienen como matorral *Cl* (1.329.000 ha) o *Rs* (633.000 ha) respectivamente, el reservorio total de carbono del estrato arbustivo (aéreo y radical) de las dehesas con jaral es de 5,65 Tg C (4,80 Tg C en España y 0,85 Tg C en Portugal) y de 1,33 Tg C para las dehesas con retamar (1,09 Tg C y 0,24 Tg C en España y Portugal respectivamente). El incremento anual de carbono estimado del estrato arbustivo es de 0,86 Tg C año⁻¹ para dehesas con *Cl* (0,73 Tg C año⁻¹ para España y 0,13 Tg C año⁻¹ para Portugal) y de 0,37 Tg C año⁻¹ para dehesas con *Rs* (0,32 Tg C año⁻¹ y 0,05 Tg C año⁻¹ para España y Portugal respectivamente).

6.4. Discusión

La biomasa aérea media encontrada en el matorral de *Cl* de las dehesas estudiadas fue de 8551 kg ha⁻¹ mientras que en el de *Rs* fue de 3492 kg ha⁻¹; estas cifras son similares a las obtenidas en otros trabajos sobre biomasa de matorrales. Navarro & Blanco (2006) proporcionaron un valor medio análogo (9820 kg ha⁻¹) para jarales del sur de España, mientras que la cifra de Castro & Freitas (2009) para los jarales de los montados portugueses fue mayor (11650 kg ha⁻¹). Puigdefabregas *et al.* (1996) encontraron un valor medio para retamares del sudeste español claramente inferior (1620 kg ha⁻¹), lo que representa menos de la mitad de lo aquí hallado. Sin embargo, los retamares del estudio anterior contaban con menor densidad de individuos y en una zona donde la precipitación media anual se sitúa entre los 300-350 mm.

Si expresamos los resultados en términos de carbono fijado, la cantidad de carbono almacenado en la biomasa aérea y radical de estas comunidades es de 4,35 Mg C ha⁻¹ y 2,42 Mg C ha⁻¹ respectivamente (*Cl*) y de 1,82 Mg C ha⁻¹ (aérea) y 2,65 Mg C ha⁻¹ (radical) para *Rs*. Estas cifras son semejantes a las de otros estudios realizados en diferentes localizaciones en condiciones climáticas parecidas. Por ejemplo, Pérez-Quezada *et al.* (2011) proporcionan valores medios para el reservorio aéreo de 3,2 Mg C·ha⁻¹ para matorrales en Chile; Cleary *et al.* (2010) hallaron de media 3,1 Mg C·ha⁻¹ en los estadios maduros de matorrales en zonas semiáridas de Estados Unidos.

Con respecto a la cantidad total de carbono fijado, incluyendo tanto la biomasa aérea y la radical, ésta osciló entre 6,77 Mg C ha⁻¹ para *Cl* y 4,47 Mg C ha⁻¹ para *Rs*. Estas cifras totales son también similares a las presentadas por Beier *et al.* (2009) en formaciones de matorral en zonas Mediterráneas de España e Italia.

Gracias a las ecuaciones desarrolladas en este trabajo, junto con las propuestas por Montero *et al.* (2005) para *Q. ilex* (arbolado) y a las cifras de stock de carbono edáfico encontradas en dehesas por Howlett *et al.* (2011), ha sido posible estimar la totalidad del carbono almacenado en estos sistemas agroforestales, incluyendo el estrato arbóreo, el arbustivo y el suelo. En el caso de las comunidades de *Cl*, el carbono global almacenado en la biomasa viva es de 23,0 Mg C ha⁻¹ y de 22,0 Mg C ha⁻¹ para las de *Rs* (para las características medias detalladas en la tabla 6.2; dehesa con matorral). La contribución del estrato arbustivo al total de la biomasa es del 29% y el 20% para *Cl* y *Rs*, respectivamente. Tomando un valor de 29,9 Mg C ha⁻¹ para el contenido de carbono de los suelos de las dehesas españolas (Howlett *et al.*, 2011), el carbono total almacenado en las comunidades de *Cl* asciende a 52,9 Mg C ha⁻¹ y a 51,9 Mg C ha⁻¹ en las de *Rs*, siendo la contribución del estrato arbustivo del 13% (*Cl*) y el 9 % (*Rs*) (Figura

6.2). Se demuestra pues que el componente principal del reservorio de carbono de las dehesas es el edáfico (~55 %), como ocurre en otros sistemas áridos o semiáridos (e.g., Nívar-Cháidez, 2008).

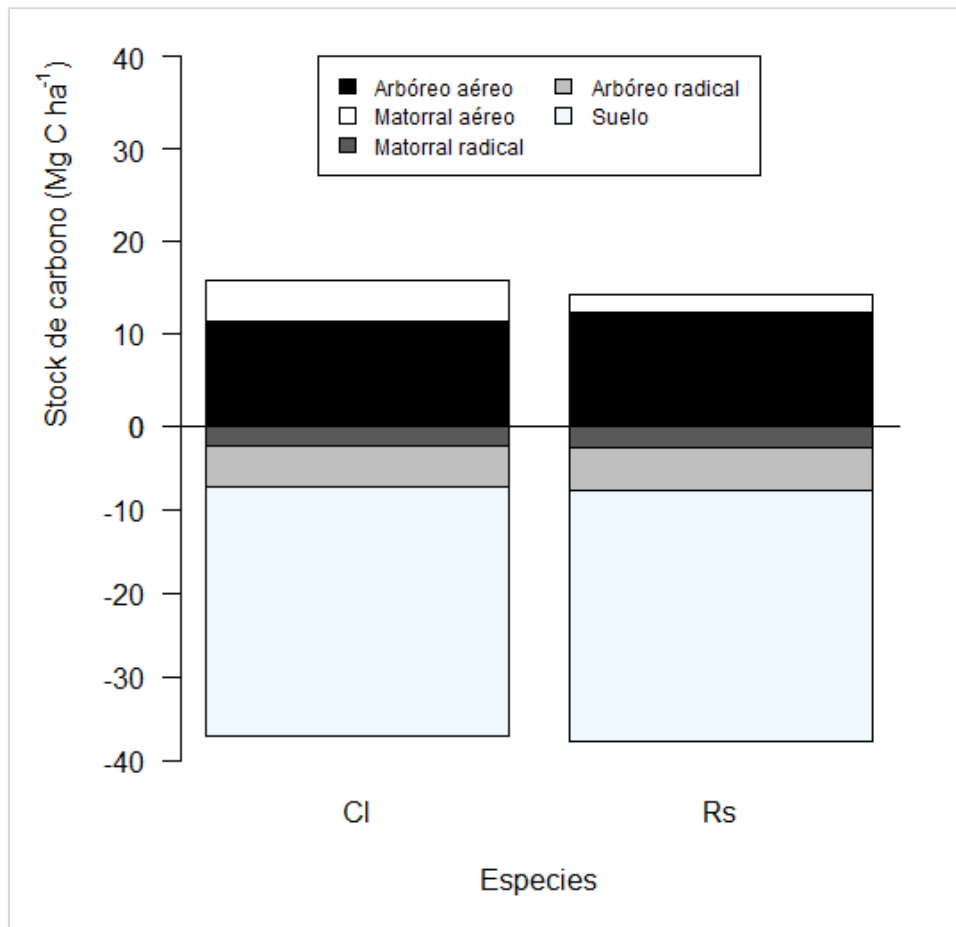


Figura 6.2. Reservorio de carbono medio (Mg C ha^{-1}) para las dos comunidades estudiadas: dehesas de *Quercus ilex* con matorral de *Cistus ladanifer* (CI) y dehesas de *Q. ilex* con matorral de *Retama sphaerocarpa* (Rs). Los valores se presentan por estratos: arbóreo (Montero *et al.*, 2005), edáfico (Howlett *et al.*, 2011) y arbustivo (este estudio).

La determinación de la edad en estas especies por medio de la lectura de los anillos de crecimiento no presentó mayores problemas, no habiéndose detectado anillos dobles o ausentes. Sin embargo, Keeley (1993) detalla algunos problemas en la identificación de los anillos de crecimiento en especies que presentaban sistemas radicales profundos, debido al crecimiento del cambium a lo largo del verano por el acceso a agua subterránea. Pero en nuestras muestras, encontramos diferencias claras de forma visual entre anillos de crecimiento, pudiéndose identificar las bandas anuales en muestras de edad conocida. Así, el potencial de este sistema agrosilvopastoral para secuestrar carbono en el estrato arbustivo y el arbóreo osciló entre 0,41 y 1,62 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para las dehesas con matorral de CI (0,11-1,32 como potencial para el

estrato arbustivo) y entre 0,56 y 1,56 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para las dehesas con matorral de *Rs* (0,25-1,25 potencial para el estrato arbustivo). Estas cifras se encuentran en el segmento inferior del rango propuesto por Nair *et al.* (2009) para sistemas agrosilvopastorales (0,29-15,21 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), aunque hay que especificar que las dehesas estudiadas se caracterizan por sufrir limitaciones hídricas, suelos pobres y estrato arbóreo envejecido (>100 años). Además, las cifras obtenidas son coherentes con las de Nívar *et al.* (2001) (0,83 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) para el matorral espinoso de Tamaulipas en el nordeste de México (para una comunidad semiárida, subtropical).

Los ratios peso parte radical:parte aérea identificados en este estudio, tanto para *Cl* como para *Rs*, se encuentran dentro de los rangos proporcionados por otros autores para sistemas mediterráneos: Kummerow (1981), en su recopilación, propone un rango de 0,3-0,9 para el chaparral californiano y de 0,3-2,7 para el matorral chileno; Martínez *et al.* (1998) encontraron mayores valores (2,7) en una comunidad de dunas en España; Almagro *et al.* (2010) aportó un valor medio de 0,84 para matorrales mediterráneos que tenían arbolado disperso en España. En general, este ratio está bastante ligado a las diferentes estrategias de regeneración de las especies. Las rebrotadoras, como *Rs*, tienen habitualmente mayores ratios que las germinadoras (como *Cl*) ya que aquéllas almacenan muchas más reservas en los órganos radiculares, mientras que las últimas dirigen sus esfuerzos al crecimiento aéreo (Kruger *et al.*, 1997; Silva & Rego, 2004). Además, las rebrotadoras desarrollan raíces profundas frente a las más someras de las germinadoras (Keeley & Zedler, 1978); de hecho, según Haase *et al.* (1996) *Rs* puede alcanzar profundidades de más de 20 m. Aunque ambas especies viven en hábitats similares, se extienden por grandes superficies y se ven influidas por las frecuentes perturbaciones asociadas a estos sistemas agrosilvopastorales, sus diferentes estrategias de reproducción conducen a ratios peso parte radical:parte aérea francamente divergentes (0,56 para una germinadora como *Cl* y 1,46 para una rebrotadora como *Rs*). Rolo & Moreno (2012) también confirmaron en su estudio que las jaras poseen raíces someras mientras que las retamas profundizan mucho más, lo que demuestra el distinto uso que hacen del agua y su diferente estrategia de perpetuación.

El hecho de tomar en consideración tanto las raíces gruesas como las finas permite una estimación más precisa de la biomasa radical. Aunque la profundidad de muestreo (1 m) podría presentar ciertas limitaciones para encontrar algunas raíces (particularmente las finas de *Rs*), la mayoría de las gruesas sí fueron muestreadas. Según Schenk & Jackson (2002b) las raíces leñosas gruesas, de notable influencia en las mediciones del peso del sistema radical, tienden a concentrarse en los horizontes más superficiales, mucho más que las raíces finas. Además, aunque las raíces pivotantes y profundas son esenciales para la economía hídrica, en términos de biomasa resultan de poca relevancia (Canadell *et al.*, 1996). Para la fracción de raíces finas,

Rolo & Moreno (2012) encontraron que más del 90% de ellas, para *Cl*, se localizaban en los primeros 100 cm de suelo, mientras que para *Rs* el porcentaje descendía al 65%, en las mismas dehesas. Puesto que la proporción de raíces finas se incrementa con la profundidad y las raíces gruesas tienden a concentrarse en los horizontes superficiales y medios (Schenk & Jackson, 2002b), el método de muestreo empleado para la estimación de la biomasa puede ser considerado como adecuado.

El contenido de carbono no varía apenas entre especies leñosas, y si no se dispone de datos para un taxón concreto, la cifra del 50% es aceptada generalmente para la biomasa leñosa. Sin embargo, la exactitud de la estimación se mejora cuando se conoce el dato específico, como se hace en este trabajo para *Cl* y *Rs*.

Los modelos individuales de biomasa presentados para las dos especies utilizan el biovolumen como variable independiente en una forma no lineal. Otros autores, como Blanco & Navarro (2003) quienes desarrollaron modelos para *Cl* y *Rs* en Andalucía, encontraron relaciones similares, ajustando una ecuación potencial para *Cl* y una lineal para *Rs*, con el biovolumen como variable independiente y un rango de pesos de biomasa análogo al nuestro. Castro *et al.* (1996) igualmente ajustaron modelos lineales y no lineales para estas especies en la España central, y encontraron que el biovolumen en ecuaciones alométricas proporcionaba bondades del ajuste satisfactorias para la estimación del peso de la biomasa. La eficiencia del modelo fue ligeramente inferior en nuestro trabajo como consecuencia de la gran variabilidad asociada a las dehesas privadas estudiadas, teniendo en cuenta los tres estadios de desarrollo, la gran presencia de ganado y la diversidad de formas de gestión pretéritas.

Los modelos desarrollados para la estimación de biomasa en comunidades utilizan la altura media y la cobertura de matorral como variables independientes, siendo ambas mediciones fácil y económicamente realizables en los inventarios forestales. A pesar del hecho de que algunos autores han desarrollado modelos de biomasa dependientes de la edad (*e.g.*, Patón *et al.*, 1998; Navarro & Blanco 2006), en este estudio la edad del estrato arbustivo no pudo ser empleada en el ajuste ya que la muestra no cubría todo el rango de edades y, más aún, a menudo matorrales en diferente estadio de desarrollo tenían la misma edad a pesar de su diferente aspecto y en otras ocasiones las parcelas se ubicaron en comunidades en las que no todos los individuos tenían la misma edad. Esto puede derivarse de la ocurrencia de eventos o perturbaciones en las dehesas tales como pastoreo, desbroces, fuegos o al desarrollo natural, que crean un paisaje con múltiples manchas de vegetación. No obstante, la ausencia de la edad en las ecuaciones permite una mayor aplicabilidad y sorteja el problema de determinar la edad del matorral en grandes superficies.

Las estimaciones de la biomasa del estrato arbustivo presentadas en este trabajo contribuyen a completar nuestro conocimiento sobre el almacenamiento de carbono en sistemas agrosilvopastorales (en este caso, dehesas), lo que resulta esencial para la definición y aplicación de prácticas adecuadas. Una correcta selvicultura aplicada en las dehesas puede desempeñar un importante papel en la mejora de la fertilidad del suelo mediante la gestión del arbolado (Moreno & Obrador, 2007) e, incluso, mediante la gestión del matorral que puede conducir a un aumento de las oportunidades de regeneración del estrato arbóreo (Pulido *et al.*, 2010) y a reforzar la capacidad de fijación de carbono de las dehesas. Por otro lado, el incremento de la superficie cubierta por matorral hace disminuir tanto la producción de forraje y su valor nutritivo (Rivest *et al.*, 2011) como la disponibilidad de agua, lo cual resulta significativo en estos ecosistemas con limitaciones de agua estacionales, además de incrementar el riesgo de incendio. Por consiguiente, para diseñar las estrategias de producción y conservación más apropiadas, gestores y propietarios necesitan analizar las interacciones entre los componentes del sistema y las actividades que se desarrollan en la dehesa y en otros sistemas silvopastorales similares y, entonces, priorizar y seleccionar los objetivos que sean compatibles con las funciones del ecosistema.

Los modelos desarrollados en el presente estudio son de aplicación para bosques abiertos (sistemas agrosilvopastorales), donde la influencia del arbolado sobre el matorral es escasa, incluso aunque el componente arbóreo sea importante para el sistema en su conjunto. Sin embargo, estos modelos también son aplicables a formaciones de matorral desarboladas porque cuando la cubierta arbórea fue incluida como variable independiente resultó no ser estadísticamente significativa. Además, el empleo de estos modelos podría ser de especial interés dado que las dos comunidades de matorral estudiadas (*Cl* y *Rs*) cubren, como especies dominantes de sistemas aclarados, una gran parte de la cuenca mediterránea occidental.

6.5. Conclusiones

Los modelos desarrollados para estimar el reservorio de carbono del matorral emplean la altura media y la cobertura como variables independientes, lo que les confiere gran aplicabilidad, ya que la medición de dichas variables en los inventarios forestales es sencilla y económica. En España, como en muchos otros países, el Inventario Forestal Nacional proporciona ya en la actualidad información sobre la altura del estrato arbustivo y su cobertura en terrenos forestales; como consecuencia de ello, la biomasa y el carbono asociado al matorral podría ser estimado para extensas regiones.

Los modelos aquí desarrollados pueden ser aplicados en terrenos desarbolados para la estimación del reservorio de carbono sin la necesidad de variables auxiliares. Este hecho proporciona más relevancia a los modelos, puesto que pueden utilizarse en terrenos donde el fuego o las cortas han hecho desaparecer el arbolado, siendo sustituido por formaciones de matorral.

La contribución del estrato arbustivo al stock de carbono en las dehesas oscila entre el 29% y el 20% si se considera únicamente la biomasa vegetal viva, y entre el 13% y el 9% si se incluye el carbono edáfico (para comunidades con C_l y R_s , respectivamente).

Estrechamente relacionado con la gestión del estrato arbustivo y la fijación de carbono, se encuentra el potencial uso del matorral como bioenergía como un nuevo producto a añadir a los que ya presentan estos sistemas agrosilvopastorales multifuncionales. La eliminación periódica de la vegetación arbustiva para obtener pastos naturales, más la invasión del matorral en otras zonas para facilitar la regeneración del arbolado deberían combinarse con el objetivo de preservar estos importantes ecosistemas de la Península Ibérica.

6.6. Referencias bibliográficas

- ALMAGRO M, LÓPEZ J, BOIX-FAYOS C, ALBALADEJO J, MARTÍNEZ-MENA M, 2010. Belowground carbon allocation patterns in a dry Mediterranean ecosystem: A comparison of two models. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1549-1557.
- AFN (Autoridade Florestal Nacional), 2010. Inventário Florestal Nacional, Portugal Continental – IFN5 2005-2006. Relatório final. Lisboa, Portugal, 209 pp.
- BALBOA-MURIAS MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, MERINO A, ÁLVAREZ-GONZALEZ JG, 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237, 29-38.
- BARNES PW, ARCHER S, 1999. Tree-shrub interactions in a subtropical savanna parkland: competition or facilitation? *Journal of Vegetation Science* 10, 525-536.
- BEIER C, EMMETT BA, TIETEMA A, SCHMIDT IK, PEÑUELAS J, KOVÁCS LÁNG E, DUCE P, DE ANGELIS P, GORISSEN A, ESTIARTE M, DE DATO GD, SOWERBY A, KRÖEL-DULAY G, LELLEI-KOVÁCS E, KULL O, MAND P, PETERSEN H, GJELSTRUP P, SPANO D, 2009. Carbon and nitrogen balances for six shrublands across Europe. *Global Biogeochemical Cycles* 23, 13.
- BLANCO P, NAVARRO RM, 2003. Aboveground phytomass models for major species in shrub ecosystems of Western Andalucía. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12, 47-55.
- CANADELL J, JACKSON RB, EHLERINGER JB, MOONEY HA, SALA OE, SCHULZE ED, 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583-595.
- CANTEIRO C, PINTO-CRUZ C, SIMÕES M, GAZARINI L, 2011. Conservation of Mediterranean oak woodlands: understory dynamics under different shrub management. *Agroforestry Systems* 82, 161-171.
- CASTRO H, FREITAS H 2009. Above-ground biomass and productivity in the Montado: From herbaceous to shrub dominated communities. *Journal of Arid Environments* 73, 506-511.

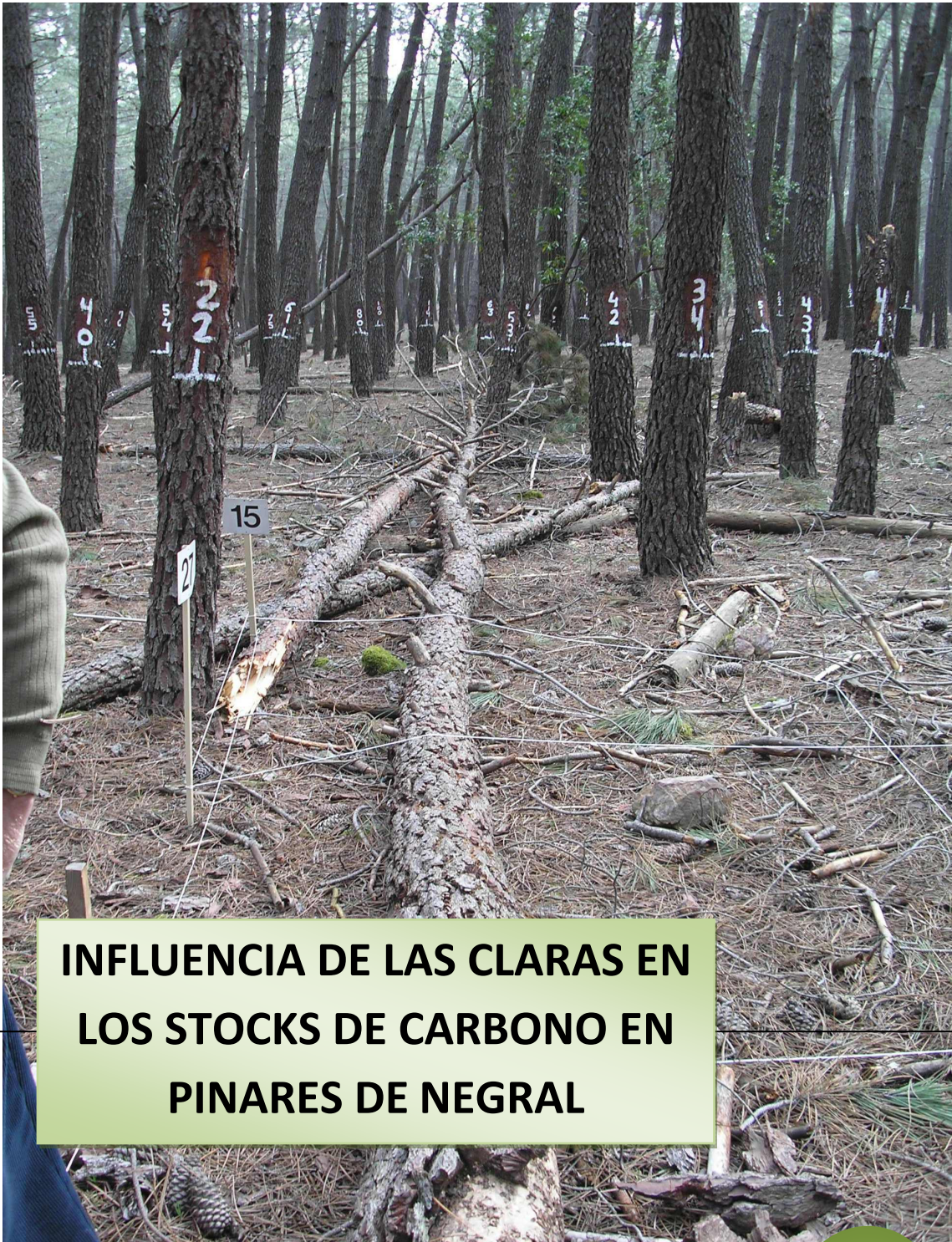
- CASTRO I, CASADO MA, RAMÍREZ-SANZ L, DE MIGUEL JM, COSTA TENORIO M, DÍAZ PINEDA F, 1996. Funciones de estimación de la biomasa aérea de varias especies del matorral mediterráneo del centro de la península Ibérica. *Orsis* 11, 107-116.
- CHAVES N, ESCUDERO JC, 1997. Allelopathic effect of *Cistus ladanifer* on seed germination. *Functional Ecology* 11, 432-440.
- CLEARY MB, PENDALL E, EWERS BE, 2010. Aboveground and belowground carbon pools after fire in mountain big sagebrush steppe. *Rangeland Ecology & Management* 63, 187-196.
- CUBERA E, MORENO G, 2007. Effect of land-use on soil water dynamic in dehesas of Central-Western Spain. *Catena* 71, 298-308.
- FLOMBAUM P, SALA OE, 2007. A non-destructive and rapid method to estimate biomass and aboveground net primary production in arid environments. *Journal of Arid Environments* 69, 352-358.
- GITAY H, NOBLE IR, 1997. What are functional types and how should we seek them?, In: SMITH TM, SHUGART HH, WOODWARD FI (Eds.), Plant functional types: Their relevance to ecosystem properties and global change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 3-19.
- HAASE P, PUGNAIRE FI, FERNÁNDEZ EM, PUIGDEFÁBREGAS J, CLARK SC, INCOLL LD, 1996. An investigation of rooting depth of the semiarid shrub *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. by labelling of ground water with a chemical tracer. *Journal of Hydrology* 177, 23-31.
- HERRERA CM, 1992. Historical effects and sorting processes as explanations for contemporary ecological patterns: character syndromes in Mediterranean woody plants. *American Naturalist* 140, 421-446.
- HOWLETT DS, MORENO G, MOSQUERA-LOSADA MR, NAIR PKR, NAIR VD, 2011. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 1897-1904.
- KEELEY JE, 1993. Utility of growth rings in the age determination of chaparral shrubs. *Madroño* 40, 1-14.

- KEELEY JE, ZEDLER PH, 1978. Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies. *American Midland Naturalist* 99, 142-161.
- KRUGER LM, MIDGLEY JJ, COWLING RM, 1997. Resprouters vs reseeders in South African forest trees; a model based on forest canopy height. *Functional Ecology* 11, 101-105.
- KUMMEROW J, 1981. Structure of roots and root systems, In: DI CASTRI F, GOODALL DW, SPECHT RL (Eds.), *Ecosystems of the World: 11. Mediterranean-type shrublands*. Elsevier, Amsterdam, pp. 269-288.
- LIN G, PHILLIPS SL, EHLERINGER JR, 1996. Monsoonal precipitation responses of shrubs in a cold desert community on the Colorado Plateau. *Oecologia* 106, 8-17.
- MAESTRE FT, QUERO JL, GOTELLI NJ, ESCUDERO A, OCHOA V, DELGADO-BAQUERIZO M, GARCÍA-GÓMEZ M, BOWKER MA, SOLIVERES S, ESCOLAR, C, GARCÍA-PALACIOS P, BERDUGO M, VALENCIA E, GOZALO B, GALLARDO A, AGUILERA L, ARREDONDO T, BLONES J, BOEKEN B, BRAND, CONCEIÇÃO AA, CABRERA O, CHAIEB M, DERAK M, ELDRIDGE DJ, ESPINOSA CI, FLORENTINO A, GAITÁN J, GATICA MG, GHILOUFI W, GÓMEZ-GONZÁLEZ S, GUTIÉRREZ JR, HERNÁNDEZ RM, HUANG X, HUBER-SANNWALD E, JANKJU M, MIRITI M, MONERRIS J, MAU RL, MORICI E, NASERI K, OSPINA A, POLO V, PRINA A, PUCHETA E, RAMÍREZ-COLLANTES DA, ROMAO R, TIGHE M, TORRES-DÍAZ C, VAL J, VEIGA JP, WANG D, ZAADY E, 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335, 214-218.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), 2012. Infraestructura de Datos Espaciales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, España. <http://sig.magrama.es/geoportal> [Acceso 28 enero 2012].
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2008. Diagnóstico de las Dehesas Mediterráneas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. España, 766 p.
- MARTÍNEZ F, MERINO O, MARTÍN A, GARCÍA-MARTÍN D, MERINO J, 1998. Belowground structure and production in a Mediterranean sand dune shrub community. *Plant and Soil* 201, 209-216.
- MIDDLETON NJ, THOMAS DS, 1997. *World Atlas of Desertification*, 2nd ed. United Nations Environment Programme / Edward Arnold, London, UK.

- MONTERO G, RUIZ-PEINADO R, MUÑOZ M, 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, España, 270 p.
- MORENO G, OBRADOR JJ, 2007. Effects of trees and understory management on soil fertility and nutritional status of holm oaks in Spanish dehesas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78, 253-264.
- MORENO G, OBRADOR JJ, GARCÍA E, CUBERA E, MONTERO MJ, PULIDO F, DUPRAZ C, 2007. Driving competitive and facilitative interactions in oak dehesas through management practices. *Agroforestry Systems* 70, 25-40.
- MORENO G, PULIDO F, 2008. The functioning, management and persistence of dehesas, In: RIGUEIRO-RODRIGUEZ A, MACADAM J, MOSQUERA-LOSADA MR (Eds.), *Agroforestry in Europe: Current status and future prospects*, Springer, pp. 127-160.
- MURRAY RB, JACOBSON MQ, 1982. An evaluation of dimension analysis for predicting shrub biomass. *Journal of Range Management* 35, 451-454.
- NAIR PKR, KUMAR BM, NAIR VD, 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172, 10-23.
- NÁVAR J, MENDEZ E, NÁJERA A, GRACIANO J, DALE V, PARRESOL B, 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59, 657-674.
- NÁVAR J, NÁJERA J, JURADO E, 2001. Preliminary estimates of biomass growth in the Tamaulipan thornscrub in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 47, 281-290.
- NÁVAR-CHÁIDEZ JJ, 2008. Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management* 3, 6.
- NAVARRO RM, BLANCO P, 2006 Estimation of aboveground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15, 197-207
- PARRESOL BR, 1999. Assessing tree and stand biomass: A review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45, 573-593.

- PATÓN D, AZÓCAR P, TOVAR J, 1998. Growth and productivity in forage biomass in relation to the age assessed by dendrochronology in the evergreen shrub *Cistus ladanifer* (L.) using different regression models. *Journal of Arid Environments* 38, 221-235.
- PEREIRA HM, DOMINGOS T, VICENTE L, 2004. Portugal millennium ecosystem assessment: State of the assessment report. Centro de Biología Ambiental de la Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal, p. 68.
- PEREZ-QUEZADA JF, DELPIANO CA, SNYDER KA, JOHNSON DA, FRANCK N, 2011. Carbon pools in an arid shrubland in Chile under natural and afforested conditions. *Journal of Arid Environments* 75, 29-37.
- PLIENINGER T, ROLO V, MORENO G, 2010. Large-scale patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber* and *Quercus pyrenaica* regeneration in Central-Western Spain. *Ecosystems* 13, 644-660.
- PUGNAIRE FI, HAASE, P, PUIGDEFABREGAS J, CUETO M, CLARK SC, INCOLL LD, 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76, 455-464.
- PUIGDEFÁBREGAS J, ALONSO JM, DELGADO L, DOMINGO F, CUETO M, GUTIÉRREZ L, LÁZARO R, NICOLAU JM, SÁNCHEZ G, SOLÉ A, VIDAL S, AGUILERA C, BRENNER A, CLARK S, INCOLL L, 1996. The Rambla Honda field site: interactions of soil and vegetation along a catena in semi-arid Southeast Spain, In: BRANDT CJ, THORNES JB (Eds.), Mediterranean desertification and land use. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 137-168.
- PULIDO F, GARCÍA E, OBRADOR JJ, MORENO G, 2010. Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes. *Journal of Applied Ecology* 47, 1272-1281.
- RIVEST D, ROLO V, LÓPEZ-DÍAZ L, MORENO G, 2011. Shrub encroachment in Mediterranean silvopastoral systems: *Retama sphaerocarpa* and *Cistus ladanifer* induce contrasting effects on pasture and *Quercus ilex* production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141, 447-454.
- ROLO V, MORENO G, 2011. Shrub species affect distinctively the functioning of scattered *Quercus ilex* trees in Mediterranean open woodlands. *Forest Ecology and Management* 261, 1750-1759.

- ROLO V, MORENO G, 2012. Interspecific competition induces asymmetrical rooting profile adjustments in shrub-encroached open oak woodlands. *Trees - Structure and Function* 26, 997-1006.
- RUIZ DE LA TORRE J, 1990. Memoria General del Mapa Forestal de España a escala 1:200000. Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- SAN MIGUEL A, ROIG S, CAÑELLAS I, 2008. Fruticicultura. Gestión de arbustados y matorrales. En: SERRADA R, MONTERO G, REQUE J, (Eds.). Compendio de silvicultura aplicada en España. INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, pp 877-907.
- SAS INSTITUTE, 2004. SAS/ETS(R) 9.1 User's guide. Cary, NC, USA: SAS Institute, Inc. 2456 p.
- SCHENK HJ, JACKSON RB, 2002a. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology* 90, 480-494.
- SCHENK HJ, JACKSON RB, 2002b. The global biogeography of roots. *Ecological Monographs* 72, 311-328.
- SILVA JS, REGO FC, 2004. Root to shoot relationships in Mediterranean woody plants from Central Portugal. *Biologia* 59, 1-7.
- SOARES P, TOMÉ M, SKOVSGAARD JP, VANCLAY JK, 1995. Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 71, 251-265.



**INFLUENCIA DE LAS CLARAS EN
LOS STOCKS DE CARBONO EN
PINARES DE NEGRAL**

7

7. ¿AFECTAN LAS CLARAS A LA BIOMASA Y AL CONTENIDO DE CARBONO EDÁFICO DE LOS PINARES MEDITERRÁNEOS DE *Pinus pinaster* Ait.?

Este capítulo es una versión modificada del trabajo “*Do thinning influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods?*” de Ruiz-Peinado R, Bravo-Oviedo A, López-Senespleda E, Montero G, Río M (2013) publicado en *European Journal of Forest Research* 132(2), 253-262.

Objetivos específicos

- V. *Evaluación de la influencia de la aplicación de claras en las cantidades de carbono fijadas en pinares mediterráneos procedentes de repoblación.*

Datos

- Zona de estudio. Pinar de *Pinus pinaster* Ait. procedente de repoblación, donde existe un ensayo de claras instalado por el INIA-CIFOR (Fuencaliente, Ciudad Real).
- Base de datos de diámetro y altura perteneciente a los 7 inventarios realizados desde la instalación del ensayo en 1984.
- Base de datos del muestreo realizado en los diferentes compartimentos de carbono: capa orgánica del suelo, suelo mineral hasta 30 cm de profundidad y madera muerta por componentes.

Metodología

- Variables. Cantidades de carbono acumulado en cada reservorio por tratamiento (tipo de clara).
- Análisis estadístico. Análisis de la varianza utilizando un modelo mixto y análisis de la varianza de medidas repetidas.

Principales resultados obtenidos

- No hay influencia de la aplicación de claras a los reservorios de carbono del suelo, tanto en la capa orgánica del mismo como en el suelo mineral (hasta 30 cm de profundidad).
- Se ha encontrado que, a final del turno y para esta especie, las masas aclaradas fijan más carbono que las masas sin aclarar, cuando se incluye en el cómputo total las cantidades de carbono que han sido extraídas en claras. Si esto no es así, se encuentra una mayor cantidad de carbono en las masas no aclaradas debida a la mayor presencia de biomasa viva.

7. ¿AFECTAN LAS CLARAS A LA BIOMASA Y AL CONTENIDO DE CARBONO EDÁFICO DE LOS PINARES MEDITERRÁNEOS DE *Pinus pinaster* Ait.?

7.0. Resumen

Los efectos que los tratamientos selvícolas tienen en el secuestro de carbono son escasamente conocidos, especialmente en el ámbito mediterráneo, donde la fertilidad del suelo es baja y las condiciones climáticas pueden ser muy severas. Con el objetivo de mejorar el conocimiento de dichos efectos se ha seleccionado un experimento a largo plazo sobre claras en un pinar de *Pinus pinaster* Ait., estudiándose los efectos que tienen la aplicación de claras en el carbono edáfico (capa orgánica y mineral), en la biomasa aérea y radical y los restos leñosos en descomposición (madera muerta). El lugar de estudio fue un pinar de 59 años de edad en el que se han aplicado claras con tres niveles de intensidad: sin aclarar (control), clara moderada y clara fuerte. En todos los casos el sistema de aprovechamiento empleado fue el de árbol completo. Los resultados mostraron que no existen diferencias entre los tres niveles de clara en lo que se refiere al carbono edáfico (suelo orgánico y mineral). Sin embargo, en las parcelas control se encontraron mayores contenidos de biomasa aérea y de madera muerta que en las parcelas aclaradas. El carbono total presente en las parcelas sin aclarar fue de 317 Mg C ha⁻¹, en las que sufrieron clara moderada 256 Mg C ha⁻¹, mientras que en las de clara fuerte descendió a 234 Mg C ha⁻¹. La cuantificación de estos compartimentos de carbono puede emplearse como un indicador de los reservorios de carbono total bajo diferentes tratamientos selvícolas y así identificar los más apropiados para mitigar el efecto del cambio global. Nuestros resultados indican que el régimen de claras no altera a medio plazo el contenido de carbono edáfico, lo que denota la sostenibilidad de dichos tratamientos.

Palabras clave: capa orgánica del suelo / capa mineral del suelo / madera muerta / gestión forestal / pino negral / stock de carbono

7.1. Introducción

El secuestro de carbono por parte de los bosques constituye un importante mecanismo de mitigación del calentamiento global (Dixon *et al.*, 1994; Lal, 2004) y se ha convertido en un tema clave para investigadores y gestores forestales. Como consecuencia de ello, gran parte de la investigación actual en este campo se centra en mejorar nuestra capacidad de estimar los reservorios de carbono (C) en los diferentes componentes del bosque, lo cual a su vez es de especial interés para la producción forestal (Lal, 2005).

Pan *et al.* (2011) cuantificaron a escala global el efecto sumidero de carbono en los bosques y calcularon que el reservorio total era de 861 Pg C, constituidos por 383 Pg C (45%) en el suelo mineral (hasta una profundidad de 1 m), 363 Pg C (42%) en la biomasa aérea y radical, 73 Pg C (8%) en madera muerta y 43 Pg C (5%) en la hojarasca y humus (capa orgánica del suelo). Estas cifras generales revelan que cerca de la mitad del carbono de los bosques se almacena en el suelo (tanto en su capa orgánica como mineral), con lo cual este compartimento resulta significativo además de estable. La bibliografía actual sobre el contenido de carbono de los suelos forestales y la mitigación de los efectos del cambio global está proporcionando continuamente pruebas que respaldan la importancia de dicho compartimento (*e.g.*, Lal, 2004, 2005; Jandl *et al.*, 2007). Además, diversas estimaciones del carbono edáfico en diferentes tipos de bosques mediterráneos han puesto igualmente de manifiesto la relevancia del mencionado compartimento en la región. Así lo han hecho, por ejemplo, Rodeghiero *et al.* (2011) en el caso de sistemas Mediterráneos, Rodríguez-Murillo (2001) y Chiti *et al.* (2012) para bosques españoles o Howlett *et al.* (2011) para sistemas agroforestales (dehesas).

A pesar de los esfuerzos realizados para mejorar las estimaciones del carbono forestal, hay pocos estudios que hayan tenido en cuenta todos los posibles almacenes del bosque a la hora de calcular el carbono total (Lecoite *et al.*, 2006; Nunes *et al.*, 2010). Algunos trabajos obvian elementos como la madera muerta o el suelo mineral (Martin *et al.*, 2005; Bradford *et al.*, 2012), y a menudo se centran en un único estrato, como por ejemplo la biomasa (arbórea, arbustiva o herbácea) (Wirth *et al.*, 2004; Balboa-Murias *et al.*, 2006) o en la madera muerta (árboles muertos en pie o tumbados y madera muerta gruesa y fina) (Krankina & Harmon, 1995; Herrero *et al.*, 2010). Aunque dichos estudios mejoran nuestro conocimiento sobre el contenido en carbono de los bosques, se necesitan estimaciones más completas del carbono del suelo y las plantas si queremos identificar claramente el papel de los bosques en la mitigación del cambio global.

Por añadidura, una vez que se ha determinado cómo se distribuye el carbono almacenado en los distintos componentes del bosque, necesitamos identificar cómo afecta la selvicultura a dichos almacenes. Aunque el reservorio de carbono del suelo se incrementa más lentamente que el de la biomasa, el primero es más resistente a los cambios debidos a las actividades selvícolas (Vesterdal *et al.*, 2002). Así, las cortas de regeneración y las claras son las que más impacto producen en la biomasa vegetal y, como consecuencia, en el bosque como sumidero de carbono. En concreto, el régimen de claras, la duración del periodo de rotación, los sistemas de aprovechamiento y el control de la estructura de la masa son los aspectos de la gestión forestal que más intensamente influyen en el contenido en carbono de los bosques (Jandl *et al.*, 2007, Bravo *et al.*, 2008).

El empleo de las claras con el objetivo de modificar la estructura y la espesura de la masa, junto con las técnicas de aprovechamiento, alteran las cantidades de biomasa viva y muerta, cambian las tasas de desfronde (*e.g.*, Roig *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2006) e influyen en la acumulación de materia orgánica (*e.g.*, Slodicak *et al.*, 2005) al alterar las condiciones microclimáticas del suelo, tales como su humedad, su temperatura o su actividad biológica. La masa de la capa orgánica del suelo se reduce al aumentar la intensidad de la clara (Vesterdal *et al.*, 1995; Jonard *et al.*, 2006), lo cual en ocasiones podría causar un impacto severo en el contenido de carbono del suelo mineral. Así mismo, los diferentes sistemas de aprovechamiento pueden afectar a los niveles de carbono edáfico según sea la cantidad de biomasa (de pequeñas dimensiones) que se deje en el monte. Sin embargo, Johnson & Curtis (2001) encontraron que, en general, el método de aprovechamiento produce un reducido o nulo efecto sobre el carbono del suelo. Incluso en los casos en los que se empleó el método del árbol completo no se detectó ninguna diferencia significativa, aunque se producía una ligera reducción en el contenido de carbono en el suelo.

Por último, se ha demostrado que la composición específica, el orden taxonómico del suelo y el tiempo transcurrido desde la última actuación selvícola afectan al contenido de carbono edáfico (Nave *et al.*, 2010). Por lo tanto, los estudios experimentales a escala local o regional resultan imprescindibles para alcanzar un conocimiento adecuado de cómo la gestión forestal influye en la cantidad de carbono almacenado en los bosques bajo diferentes condiciones ambientales.

En este trabajo se examina el efecto de las claras sobre el contenido de carbono en los distintos compartimentos para determinar hasta qué punto dichos tratamientos selvícolas afectan positiva o negativamente a la capacidad de mitigación de los bosques. Hemos comparado los contenidos de carbono asociados a tres opciones de gestión (sin clara, clara moderada y clara fuerte) al final de la rotación, en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. Esta especie ha sido una

de las más empleadas en España en proyectos de repoblación a gran escala durante el pasado siglo, alcanzándose más de 800.000 ha reforestadas (Valbuena-Carabaña *et al.*, 2010), jugando en la actualidad un papel muy importante en el secuestro de carbono. Los principales objetivos de este trabajo son: i) determinar si las claras alteran el contenido de carbono del suelo, tanto en su capa orgánica como mineral; ii) analizar el efecto de las claras en el contenido total de carbono del bosque estudiado; y iii) determinar la distribución de carbono en los distintos reservorios de estos pinares (biomasa aérea y radical, materia muerta y suelo).

7.2 Material y métodos

7.2.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se localiza en la vertiente castellano-manchega de Sierra Morena (centro-sur de España). En esta zona montañosa, la mayoría de sus bosques proceden de repoblaciones realizadas a mediados del pasado siglo, siendo *Pinus pinaster* Ait. la especie más frecuentemente utilizada. Estas repoblaciones se ejecutaron fundamentalmente sobre masas degradadas de *Quercus faginea* Lam. y *Q. suber* L., así como sobre terrenos agrícolas marginales. La precipitación media anual de la zona es de unos 790 mm, con sequía estival y una temperatura media anual de algo más de 15°C (AEMET & IM, 2011). El tipo de suelo es Luvisol háplico (IUSS, 2007) o Inceptisol (Soil Survey Staff, 2010).

En 1984 el INIA-CIFOR estableció una experiencia de claras en un área repoblada en 1951 mediante plantación. La altitud media sobre la que se sitúa la masa estudiada es de algo más de 900 m, con pendientes del 15-20%. Como la densidad de plantación fue muy elevada (superior a 5000 pies ha⁻¹), se realizó un clareo en 1969. El experimento siguió un diseño en bloques completos aleatorizados con tres tratamientos y tres bloques, en parcelas de 1000 m² (40 x 25 m). Los tratamientos que se compararon incluyen claras de diferente intensidad: clara moderada (*M*) y clara fuerte (*F*), ambas por lo bajo, y un control (*T*) no aclarado (ver más detalles en Montero *et al.*, 1999 y Roig *et al.*, 2005). Al inicio del experimento la densidad de la masa era de 1394 (68) (\pm error estándar) pies ha⁻¹, con un área basimétrica media de 50,0 (1,2) m² ha⁻¹ y una altura dominante de 15,0 (0,2) m a los 33 años de edad. En la tabla 7.1 se muestran los valores medios de masa, por tratamiento, obtenidos en el último inventario.

Desde el inicio del experimento se han ejecutado tres claras: la primera en 1984, con una reducción media del área basimétrica del 30% y el 40% (para la clara *M* y *F*, respectivamente), la segunda en 1992 (reducción media del área basimétrica del 21% y el 24%

para *M* y *F*) y la más reciente, en 2005 (reducción media del área basimétrica del 14% y el 20% para *M* y *F*). El método de aprovechamiento utilizado fue el de árbol completo, extrayéndose de la parcela de estudio la copa (ramas y acículas) junto con el fuste. El peso seco de biomasa existente en la masa al final del periodo, expresado como el porcentaje respecto a las parcelas control, fue del 74% y el 65% para los tratamientos *M* y *F*, respectivamente, mostrándose la variación de la biomasa a lo largo del experimento en la figura 7.1.

Tabla 7.1. Características selvícolas medias y error estándar de las parcelas experimentales de claras de *Pinus pinaster* Ait. en el último inventario (año 2010).

Tratamiento	Edad (años)	Densidad (ha ⁻¹)	dg (cm)	G (m ² ha ⁻¹)	Ho (m)	V (m ³ ha ⁻¹)	Ba (Mg ha ⁻¹)	Br (Mg ha ⁻¹)
Testigo	59	870±60	31,3±1,4	67,0±6,8	20,6±0,6	590±56	269±28	61±8
Moderado	59	427±34	37,4±1,2	46,6±1,6	20,9±0,2	433±18	199±8	48±2
Fuerte	59	340±12	39,3±0,4	41,3±1,0	20,6±0,6	385±5	178±3	45±1

dg: diámetro cuadrático medio; *G*: área basimétrica; *Ho*: altura dominante; *V*: Volumen maderable; *Ba*: Peso seco de biomasa aérea; *Br*: Peso seco de biomasa radical.

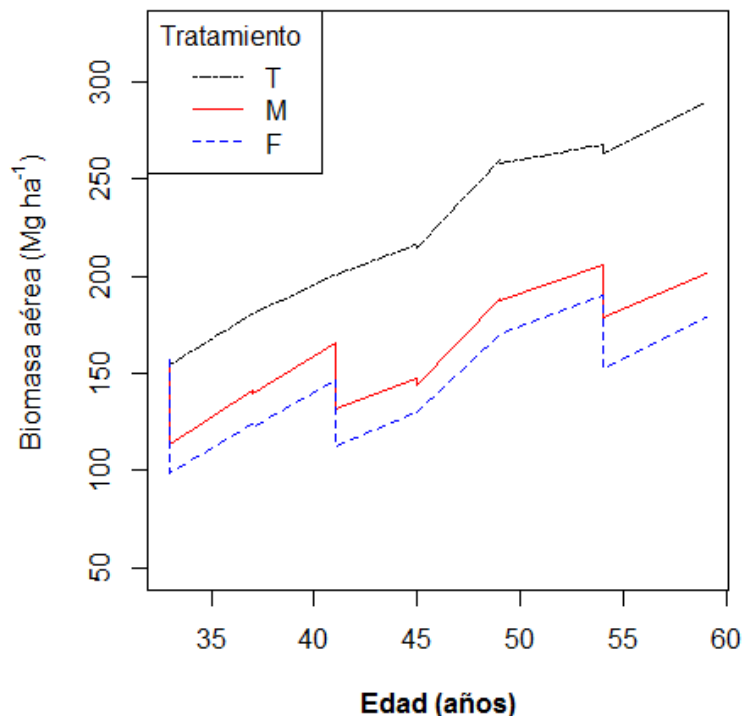


Figura 7.1. Variación de la biomasa aérea (Mg de materia seca ha⁻¹) para los diferentes tratamientos aplicados (*T*: Testigo, *M*: clara moderada, *F*: clara fuerte).

7.2.2. Método de muestreo y estimación de carbono

7.2.2.1. Muestreo edáfico

El muestreo edáfico fue efectuado en las parcelas experimentales a finales del invierno y principio de la primavera de 2010. Se seleccionaron cuatro puntos dentro de cada parcela, a 5 m del centro, a rumbos prefijados de 45°, 135°, 225° y 315°. En dichos puntos se tomaron muestras de suelo orgánico y mineral, mezclándose a continuación por capas (suelo orgánico) o por profundidades muestreadas (suelo mineral) para obtener una muestra compuesta por parcela y capa o profundidad. Las muestras de suelo orgánico se obtuvieron utilizando un marco metálico de 0,25 m de lado (0,0625 m²), considerándose diferentes capas o estratos: hojarasca sin descomponer (*QL*), fermentado o fragmentado (*QF*) y humificado (*QH*). El estrato *QL* contiene acículas, hojas, ramillas y cortezas sin descomponer, no contabilizándose ni las ramas de diámetro mayor de 2 cm ni las piñas puesto que se consideraron como madera muerta fina. El estrato *QF* incluye aquellos fragmentos y restos parcialmente descompuestos, mientras que la capa *QH* contiene material fuertemente descompuesto. Si este estrato presentaba un espesor menor de 1 cm, se consideraba como parte del estrato fragmentado, recogiendo conjuntamente (*QFH*) para evitar errores en la separación.

Las muestras de suelo mineral se extrajeron en los mismos cuatro puntos de muestreo de suelo orgánico, mediante la apertura de un perfil hasta los 30 cm de profundidad (Arrouays *et al.*, 2001; Chen & Xu, 2005; Rodeghiero *et al.*, 2010), considerándose tres intervalos fijos de profundidad para el muestreo (0-0,1; 0,1-0,2 y 0,2-0,3 m). Se constituyó una muestra compuesta por profundidad y parcela para realizar los análisis posteriores. Además, para estimar la densidad aparente de cada intervalo de profundidad se utilizó un cilindro de 10 cm de altura y 6,5 cm de diámetro para la obtención de una muestra de suelo inalterada. Para extraer el cilindro de los dos horizontes inferiores se eliminaron los superiores para evitar mezclar la muestra. Además, se tomaron fotografías de cada perfil para estimar la pedregosidad de cada intervalo de profundidad.

7.2.2.2 *Biomasa arbórea*

Las parcelas fueron inventariadas periódicamente cada cuatro años desde 1984 hasta 2000, y cada 5 años desde entonces siendo, en total, inventariadas siete veces. En estos inventarios, se midieron los diámetros normales de todos los árboles vivos y la altura total de una muestra de 30 pies por parcela (representativa de la distribución diamétrica) para calcular la altura media, así como de los 10 pies más gruesos por parcela para calcular la altura dominante. Para estimar la altura de los pies no medidos se construyó un modelo diámetro normal-edad-altura para cada parcela.

Para estimar el peso seco de las diferentes fracciones de biomasa (aérea y radical) se emplearon las ecuaciones desarrolladas por Ruiz-Peinado *et al.* (2011) para el pino negral, empleando el diámetro normal y la altura como variables independientes. Para transformar los valores de biomasa en carbono se aplicó el factor 51,1% (porcentaje medio de carbono en la madera) (Ibáñez *et al.*, 2002).

7.2.2.3 *Madera muerta*

Para analizar la biomasa leñosa total se consideraron tanto los restos gruesos de madera muerta como los finos. Los restos gruesos se estimaron mediante el inventario de todos los troncos caídos (material leñoso con un diámetro mayor de 7 cm en punta delgada y de más de 0,5 m de longitud), los tocones (dejados tras cortas pretéritas) y los árboles muertos en pie (incluyendo pies tronchados) dentro de la parcela. Cada tronco derribado, tocón o árbol muerto en pie fue clasificado en alguna de las cinco categorías de madera muerta en descomposición de Waddell (2002) para aplicar un factor de reducción por clase y así mejorar la precisión en el cálculo de volumen y biomasa (Harmon & Sexton, 1996). El volumen de los árboles caídos y muertos en pie (no tronchados) se calculó mediante el método de Smalian, basado en los diámetros de los extremos y la longitud total. El volumen de los árboles tronchados se calculó a partir del diámetro en su punto medio y la longitud (siendo su altura en todas las ocasiones inferior a 5 m). El volumen de los tocones se estimó mediante el diámetro a la mitad de su altura y su longitud total. También se recogieron muestras de todas las clases de madera en descomposición, calculándose la densidad básica de cada clase mediante el cálculo del volumen de las muestras secas en estufa por desplazamiento volumétrico en agua, para la transformación de volumen a peso de biomasa seca. Por último, se utilizó el factor de conversión para obtener pesos de carbono.

Los restos finos (madera muerta fina), definidos como aquéllos con un diámetro comprendido entre los 2 y los 7 cm, se estimaron utilizando dos subparcelas cuadradas de 3 m de lado. Dichas subparcelas se ubicaron aleatoriamente dentro de cada parcela. Los materiales

leñosos de menos de 2 cm de diámetro se consideraron como ramillos y por lo tanto muestreados como parte del suelo orgánico. Las piñas, debido al gran tamaño que tienen en el pino negral (longitud de 10 a 20 cm), se consideraron y muestrearon como restos finos en las subparcelas, ya que el muestreo de estos conos como parte del suelo orgánico en las subparcelas de 0,25 x 0,25 m² podría haber conducido a una infraestimación de su peso. Todos los restos finos fueron recogidos y pesados en campo y una submuestra se llevó a laboratorio para ser secada en estufa y calcular el contenido en humedad, aplicándose igualmente el factor de conversión para obtener el peso de carbono.

7.2.3. *Análisis de laboratorio*

Las muestras de suelo orgánico se secaron al aire y se homogeneizaron antes de ser procesadas. El estrato *QL* se separó en tres componentes (ramillas, acículas y corteza) para realizar un análisis más detallado. Todas las muestras se pesaron y una submuestra se secaron en estufa a 65°C hasta llegar a peso constante, con el fin de obtener el contenido en humedad y de ahí poder obtener la materia seca. Los análisis químicos para obtener el carbono orgánico se realizaron mediante combustión seca en un analizador LECO HCN-600 (St. Joseph, MI, USA). Debido a que el estrato *QH* no apareció en todas las muestras, los datos de carbono en esta capa se unieron con los datos del estrato *QF* tras el análisis químico, formando la capa *QFH*. El reservorio de carbono de la capa orgánica del suelo se calculó en función de la concentración de carbono y el peso seco de cada una de ellas.

El suelo mineral también se secó al aire, pasándose a continuación por un tamiz de 2 mm para obtener la tierra fina, a la cual se le realizaron los posteriores análisis. Se separó una submuestra para ser secada en estufa y calcular la materia seca. El contenido en carbono orgánico se obtuvo mediante un analizador LECO HCN-600. Las fracciones de arena, limo y arcilla se determinaron mediante el método de la pipeta de Robinson. No se detectó carbono inorgánico en estas muestras, por lo que se consideró todo el carbono como carbono orgánico. La estimación de la pedregosidad no muestreable se efectuó mediante procesado de imágenes con el software *ImageJ* (Rasband, 2006), mientras que la pedregosidad total se calculó teniendo en cuenta la pedregosidad no muestreable y la fracción de gruesos de la muestra.

El reservorio total de carbono del suelo mineral se calculó por profundidades, considerando la concentración de carbono, el espesor, la densidad aparente y la pedregosidad total de cada uno de ellos, según la ecuación 1.

$$COS_{stock} \approx COS_{conc} \cdot D_a \cdot Prof \cdot (1 - PT) \cdot 10 \quad [1]$$

donde COS_{stock} es el contenido de carbono orgánico del suelo por unidad de superficie ($Mg\ C\ ha^{-1}$), COS_{conc} es la concentración de carbono en la muestra de suelo ($kg\ C\ Mg^{-1}$ de suelo), D_a es la densidad aparente del suelo ($Mg\ suelo\ m^{-3}$), $Prof$ es la profundidad de la capa considerada (m), PT es la pedregosidad total (porcentaje en peso de los fragmentos $> 2\ mm$) y 10 es necesario para expresar el resultado final en las unidades correctas.

7.2.4. Análisis estadístico

Las diferencias entre tratamientos se examinaron mediante análisis de la varianza mediante un modelo mixto, utilizando el software *R* (R Development Core Team, 2011) y el paquete “*lme4*” (Bates *et al.*, 2012). El modelo se planteó con el tratamiento como efecto fijo y el bloque como efecto aleatorio. Los compartimentos o reservorios de carbono muestreados se definieron como: capa orgánica del suelo, capa mineral del suelo (30 primeros centímetros), biomasa arbórea (aérea y radical) y madera muerta (troncos, tocones, árboles secos y madera fina). En caso de detectarse diferencias, se aplicó el test de Tukey ($\alpha=0,05$) para comparar dos a dos los tratamientos, empleándose para ello el paquete “*multcomp*” (Hothorn *et al.*, 2008) en *R*. Como las muestras de suelo mineral se tomaron a profundidades fijas en los mismos puntos en cada parcela, era esperable que estuvieran correlacionadas. Por ello, para su análisis, se consideraron como medidas repetidas en el espacio vertical y la profundidad se incluyó como factor (efecto fijo) en el modelo mixto para ver su posible influencia.

7.3. Resultados

7.3.1. Propiedades edáficas

La tierra fina presentó una textura franco-arenosa con un contenido medio en arena del 70%, 20% en limo y 10% en arcilla. La densidad aparente aumentó con la profundidad, variando desde un mínimo de $0,96 \text{ Mg m}^{-3}$ hasta un máximo de $1,52 \text{ Mg m}^{-3}$. La pedregosidad fue mayor por debajo de los 10 cm, siendo más o menos estable a partir de dicha profundidad. La concentración de carbono en los primeros 10 cm de suelo mineral fue el doble que en la segunda profundidad (10-20 cm) y 2,5 veces que en la tercer profundidad (20-30 cm). La relación C:N fue alta (casi 30 para los horizontes 0-10 cm y 10-20 cm, y ligeramente inferior en el caso del 20-30 cm). Las propiedades edáficas básicas para los 30 primeros centímetros del suelo mineral se muestran en la tabla 7.2.

Tabla 7.2. Propiedades edáficas (media \pm error estándar) de la capa mineral del suelo (profundidad de 0-30 cm) de las masas estudiadas, por tratamientos.

Tratamiento	Prof (cm)	Arcilla (g kg ⁻¹)	Limo (g kg ⁻¹)	Arena (g kg ⁻¹)	TF (g kg ⁻¹)	Da (g cm ⁻³)	COS (g kg ⁻¹)	C:N
Testigo	0-10	111 \pm 16	172 \pm 6	717 \pm 21	843 \pm 21	1,13 \pm 0,02	50,1 \pm 2,0	30,4 \pm 1,4
	10-20	90 \pm 24	199 \pm 22	711 \pm 37	665 \pm 45	1,25 \pm 0,09	27,5 \pm 2,6	29,9 \pm 1,0
	20-30	95 \pm 19	208 \pm 27	697 \pm 42	670 \pm 122	1,47 \pm 0,11	22,7 \pm 1,6	27,4 \pm 1,6
Moderado	0-10	94 \pm 4	181 \pm 7	725 \pm 4	841 \pm 4	0,96 \pm 0,05	58,6 \pm 5,1	29,9 \pm 0,3
	10-20	100 \pm 15	234 \pm 11	666 \pm 25	630 \pm 7	1,23 \pm 0,11	35,4 \pm 2,3	27,7 \pm 1,9
	20-30	120 \pm 32	204 \pm 49	676 \pm 18	673 \pm 58	1,41 \pm 0,03	19,7 \pm 2,0	24,0 \pm 1,3
Fuerte	0-10	98 \pm 6	156 \pm 7	746 \pm 10	700 \pm 77	1,30 \pm 0,17	49,6 \pm 6,8	31,1 \pm 0,2
	10-20	101 \pm 13	202 \pm 18	697 \pm 29	548 \pm 91	1,41 \pm 0,06	24,9 \pm 0,8	32,0 \pm 1,2
	20-30	101 \pm 18	219 \pm 31	680 \pm 49	522 \pm 38	1,52 \pm 0,04	18,6 \pm 2,1	28,1 \pm 0,8

Prof: Profundidad; *TF*: Tierra fina; *Da*: Densidad aparente; *COS*: Concentración de carbono orgánico del suelo; *C:N*: Relación Carbono/Nitrógeno

7.3.2. Almacén de carbono edáfico

El stock de carbono total en el suelo (incluyendo la capa orgánica y los primeros 30 cm de la capa mineral) alcanzó los 120,4 Mg C ha⁻¹ en el caso del tratamiento *T*, 117,2 Mg C ha⁻¹ para *M* y 107,6 Mg C ha⁻¹ para *F*, sin diferencias significativas entre ellos.

El contenido de carbono almacenado en la capa orgánica del suelo (estratos *QL+QFH*) presentó una tendencia descendente según aumentaba la intensidad del tratamiento (reducción del 16% para *M* y del 30% para *F*, en relación a *T*), aunque ningún tratamiento fue estadísticamente diferente (Tabla 7.3). Esta tendencia decreciente con la intensidad de la clara también se observó cuando se analizaron los tres estratos por separado (Figura 7.2A). En el caso del estrato *QFH* sí se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas aclaradas y las testigos.

El contenido total de carbono en los primeros 30 cm de suelo mineral varió desde los 90,5 Mg C ha⁻¹ en el tratamiento *F* hasta los 96,6 Mg C ha⁻¹ en el *M*, sin diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Tabla 7.3). El análisis de la varianza con medidas repetidas reveló que la profundidad era significativa ($F(2, 16) = 53,4; P < 0,0001$), que el tratamiento no lo era ($F(2, 16) = 0,28; P = 0,7613$) y que no existía interacción entre ambos factores ($F(4, 16) = 1,06; P = 0,4078$). La primera profundidad del suelo mineral presenta unas cantidades de carbono almacenado mucho mayores que la segunda (10-20 cm) y la tercera (20-30 cm), suponiendo casi la suma de estas dos profundidades (Figura 7.2B).

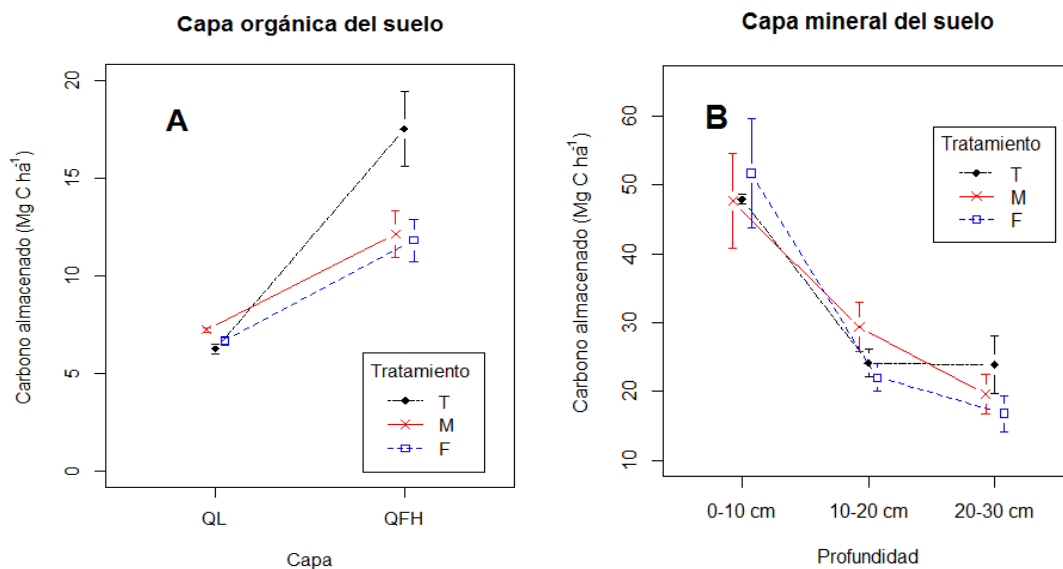


Figura 7.2. Valores medios de contenido de carbono (Mg C ha⁻¹) por tratamiento, para los diferentes estratos considerados de la capa orgánica del suelo (A) y profundidades en la capa mineral del suelo (B).

Tabla 7.3. Stocks de carbono medios y error estándar (Mg C ha⁻¹) almacenados en la biomasa viva, la madera muerta y el suelo para los distintos compartimentos y tratamientos.

Almacén / Tratamiento	Testigo	Moderado	Fuerte
<i>Biomasa aérea viva</i>	137,5±14,2 a	101,6±3,9 b	91,0±1,7 b
▪ Troncos tumbados	3,3±0,6 a	1,2±0,7 b	0,6±0,2 b
▪ Tocones	0,1±0,0 a	0,7±0,1 b	0,6±0,1 b
▪ Árboles secos	9,6±2,1 a	1,0±1,0 b	0 b
▪ Madera muerta fina	15,4±1,0 a	10,0±1,4 b	11,7±0,3 b
<i>Total madera muerta</i>	28,4±2,0 a	12,9±2,2 b	13,0±0,4 b
<i>Biomasa aérea viva y muerta</i>	165,9±14,9 a	114,5±2,3 b	103,9±1,8 b
▪ Capa orgánica suelo	24,5±1,8 a	20,6±3,9 a	17,0±1,4 a
▪ Capa mineral suelo	95,9±6,9 a	96,6±10,8 a	90,5±11,2 a
<i>Suelo</i>	120,4±5,5 a	117,2±13,6 a	107,6±10,6 a
<i>Biomasa radical</i>	31,0± 4,0a	24,7±0,9 a b	22,8±0,6 b
<i>Carbono actual en el bosque</i>	317,3±16,7 a	256,5±16,8 b	234,4±9,3 b
Carbono extraído en claras	0,0 a	116,9±15,9 b	145,1±7,9 c
<i>Carbono total acumulado</i>	317,3±16,7 a	373,3±26,2 b	379,5±11,4 b

Letras distintas muestran diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($\alpha = 0,05$)

7.3.3. Almacén de carbono en la biomasa y la madera muerta

El reservorio de carbono de la biomasa aérea arbórea (viva) varió desde los 137,5 Mg C ha⁻¹ para la masa sin aclarar (*T*) a los 91,0 Mg C ha⁻¹ para el tratamiento *F*, con diferencias significativas entre el control y las diferentes intensidades de clara aplicadas (Tabla 7.3). El carbono almacenado en la madera muerta también descendió con la intensidad de la clara, desde los 28,4 Mg C ha⁻¹ para el tratamiento *T* a los 12,9 Mg C ha⁻¹ en el *M* y 13,0 Mg C ha⁻¹ para el *F* y, de nuevo, dichas diferencias fueron significativas, aunque no entre las dos intensidades de clara. El mayor reservorio de carbono de la madera muerta lo constituyeron los restos finos (ramas finas y piñas) en todos los casos.

Los stocks de carbono en la biomasa aérea, considerando la biomasa viva y los diferentes reservorios de la madera muerta, del tratamiento testigo fueron siempre mayores que los de las masas aclaradas, con la excepción del carbono encontrado en tocones. Además, no se detectaron diferencias significativas entre las dos intensidades de clara (*M* y *F*) a pesar de que el carbono almacenado en la biomasa aérea arbórea fue mayor para *M* que para *F*. Si se considera solamente el compartimento que incluye toda la biomasa viva, incluyendo la aérea y la radical, se observa una tendencia similar (Tabla 7.3).

7.3.4. Almacén total de carbono del bosque

El reservorio total de carbono en el tratamiento *M* (incluyendo biomasa arbórea aérea y materia muerta, biomasa arbórea radical, capa orgánica del suelo y los primeros 30 cm de la capa mineral) fue un 19% inferior al del tratamiento *T*, mientras que el descenso en el caso del tratamiento *F* alcanzó el 26 % (Figura 7.3). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el tratamiento control (*T*) y las masas aclaradas (*M* y *F*), aunque entre los tratamientos *M* y *F* las diferencias no resultaron ser estadísticamente significativas.

7.4. Discusión

7.4.1. Carbono edáfico

A la vista del análisis de los datos edáficos podemos afirmar que las intensidades de clara estudiadas no afectan significativamente al contenido de carbono del suelo (capa orgánica y primeros 30 cm del suelo mineral), a pesar de que se extrajeron los árboles completos y por tanto no se produjeron aportes al suelo a través de los restos de corta. Estos resultados coinciden con el meta-análisis de Johnson & Curtis (2001), el cual reveló que el aprovechamiento tiene generalmente un efecto escaso o nulo sobre el contenido de carbono en el suelo en su conjunto, aunque en su estudio se detectaron algunas diferencias en función del sistema de aprovechamiento, mostrando que el método de árbol completo conducía a una pequeña reducción del 6% en el contenido de carbono del horizonte A. Sin embargo, en otro estudio desarrollado por Nave *et al.* (2010), los autores encontraron que la gestión forestal (incluyendo las claras y las cortas finales) reducía el contenido de carbono del suelo en un pequeño pero significativo porcentaje (8%), con varias fuentes de variación.

Por lo que respecta al contenido de carbono de los primeros 30 cm del suelo mineral, la ausencia de diferencias significativas entre diferentes métodos de gestión se ha puesto de manifiesto en diversos estudios (*e.g.*, Johnson & Curtis, 2001; Jones *et al.*, 2008; Chatterjee *et al.*, 2009). Sin embargo, Nave *et al.* (2010) destaca que el tipo de suelo podría tener influencia en los cambios acaecidos en el contenido de carbono del suelo mineral. Estos autores detectaron que en el caso de Inceptisoles (el mismo orden de suelo que el de nuestro experimento), el lapso de tiempo transcurrido desde que se realizan las cortas constituía la principal fuente de variación. Así, la pérdida de carbono es temporal y se recupera tras un periodo que varía entre los 6 y los 20 años después de la intervención. Por consiguiente, es posible que hayan existido algunas diferencias en las cantidades de carbono almacenadas en el suelo entre tratamientos, pero la ausencia de una observación continua ha impedido su detección. Como la rotación entre claras fue en todos los casos igual o mayor a ocho años, este periodo de tiempo podría haber sido suficiente para que el suelo se recuperara de la potencial pérdida de carbono. Además, hay que tener en cuenta que el muestreo se realizó pasados cinco años tras la última clara, la cual, además, fue la más ligera de las tres aplicadas (reducción del área basimétrica del 14% para M y del 20% para el tratamiento F), pudiendo el suelo recuperarse más rápidamente de una posible reducción de carbono acumulado.

Se asume que la selvicultura afecta de manera distinta al suelo orgánico y al mineral. Nave *et al.* (2010) encontraron que el contenido de carbono de la capa orgánica del suelo es más vulnerable a los cambios acaecidas tras las cortas (reducción media de carbono del 30%) que el suelo mineral. Así, en este estudio se muestra que el carbono almacenado en la capa orgánica del suelo muestra unas reducciones medias distintas en función del tipo de masa, presentando una reducción media del 36% en masas de frondosas y una reducción media del 20% en masas de coníferas y masas mixtas. Sin embargo, en nuestro estudio no se han detectado diferencias significativas en el carbono de la capa orgánica para los distintos tratamientos, aunque sí se detecta un descenso del contenido de carbono al aumentar la intensidad de la clara (reducción media del 16 y el 30% para *M* y *F* respectivamente, comparando con *T*), tal y como han evidenciado otros autores (*e.g.*, Vesterdal *et al.*, 1995; Jones *et al.*, 2008; Nilsen & Strand, 2008). En términos relativos, estas reducciones son sustanciales, dado el pequeño tamaño del reservorio de carbono del suelo orgánico (con respecto al suelo mineral); por ello, pequeños descensos en términos absolutos pueden significar cambios importantes en términos relativos. Varios factores podrían explicar el descenso del carbono acumulado en la capa orgánica cuando la clara se intensifica, como por ejemplo la reducción del desfronde tras la intervención. En este mismo sitio experimental, Roig *et al.* (2005) hallaron cambios en la producción de desfronde como consecuencia de las claras, aunque los efectos desaparecían cinco años después del tratamiento debido al crecimiento del árbol y la expansión de la copa. Este efecto transitorio observado en el desfronde parece apoyar la mencionada hipótesis de que puede existir una reducción temporal en el stock de carbono del suelo (fundamentalmente en la capa orgánica) debido a la aplicación de claras (Yanai *et al.*, 2000), aunque no se ha detectado en nuestro estudio. Además, la reducción del carbono acumulado en la capa orgánica y detectado con el aumento de la intensidad de clara (Tabla 7.3) también puede deberse a un incremento en las tasas de descomposición a raíz de los cambios producidos en la humedad y temperatura de la superficie del suelo, o a la incorporación de materia orgánica al suelo mineral durante la ejecución de las tareas selvícolas por la mezcla entre la capa orgánica y los primeros centímetros de la capa mineral del suelo (Jonard *et al.*, 2006). Así, se ha encontrado que la cantidad de carbono en el estrato *QFH* de las parcelas testigo resultó significativamente mayor que el de la misma capa en las parcelas aclaradas (Figura 7.2A).

La relación C:N se ha empleado habitualmente como un indicador del grado de descomposición y la calidad de la materia orgánica del suelo (Batjes, 1996). También se ha utilizado como indicador del secuestro de carbono en los suelos (Vesterdal *et al.*, 2008) aunque, en el caso de las muestras analizadas en este estudio, no se encontraron diferencias entre tratamientos para dicha variable (al menos al final del periodo de rotación). Los altos valores de C:N encontrados en el suelo mineral denotan un bajo grado de descomposición de la materia

orgánica, en la que dominan formas estables de carbono consistentes con su origen en el desfronde (Díaz-Pinés *et al.*, 2011).

El carbono acumulado en el suelo (capa orgánica y mineral) de las masas estudiadas ha sido similar a aquellas masas de otras especies en condiciones climáticas análogas, tal y como lo han mostrado Charro *et al.* (2010) y Díaz-Pinés *et al.* (2011) para *Pinus sylvestris* en el centro de España (85-130 Mg C ha⁻¹). En el caso de *P. pinaster* (subsp. *atlantica*) en el sudoeste de Francia, el rango encontrado fue más amplio (58-203 Mg C ha⁻¹) dependiendo de la zona muestreada, variando desde localizaciones secas sobre dunas hasta húmedas en páramos donde se encontró el contenido de carbono más alto (Augusto *et al.*, 2010).

7.4.2. Carbono en la biomasa y la madera muerta

El carbono en la madera muerta en los tratamientos aclarados supone el 45% del que existe en el tratamiento control, siendo la fracción fina (ramillas y piñas) el mayor compartimento en todos los casos. Por su parte, la fracción gruesa (árboles muertos en pie o derribados y tocones) de las parcelas aclaradas suponen el 22% (*M*) y el 10% (*F*) de la cantidad presente en las no aclaradas (*T*). Estos valores encontrados coinciden con las estimaciones realizadas por Fridman & Walheim (2000) sobre la cantidad de restos leñosos gruesos en bosques intervenidos, oscilando este valor entre el 2% y el 30% respecto de la de bosques no intervenidos. En estas cifras tiene bastante influencia el método de aprovechamiento: las masas en las que se extraen árboles completos albergan menos restos leñosos que aquéllas en las que se sacan sólo los fustes (Rittenhouse *et al.*, 2012). Además, en la región Mediterránea se intenta, en general, reducir la cantidad de restos de corta que quedan en el monte con el fin de disminuir el riesgo de incendio, a pesar de que este compartimento juega un importante papel en los procesos ecológicos. El carbono acumulado en tocones en las parcelas aclaradas supone el 5% del total del carbono de la materia muerta en éstas. Y aunque en el tratamiento *F* (más intenso) existe un número mayor de tocones medidos, éstos supusieron un almacén de carbono inferior al del tratamiento *M* porque los primeros presentaban una clase de descomposición más alta. Además, en el tratamiento *F*, la mortalidad está controlada por la actuación selvícola, por lo que no existen árboles muertos en pie y los derribados suponen una cantidad muy pequeña.

Las diferencias en las cantidades totales de carbono encontradas entre masas aclaradas y no aclaradas es debida fundamentalmente a la cantidad de biomasa (viva y muerta), como ya fue adelantado en otros estudios referentes a los efectos que la gestión forestal tiene sobre el almacenamiento de carbono (*e.g.*, Skovsgaard *et al.*, 2006; Chatterjee *et al.*, 2009; Jurgensen *et al.*, 2012). La ausencia relativa de diferencias entre los tratamientos *M* y *F* es probablemente debida a la escasa diferencia en la intensidad de la clara, tal y como podemos comprobar

comparando la cantidad de biomasa aérea existente tras la intervención en cada tratamiento con respecto al control (74% en el caso de *M* y 65% en el de *F*). El componente de materia muerta también contribuye a las diferencias en el total de carbono, siendo dicho componente claramente atribuible a la gestión, tal y como se ha mostrado en estudios previos (Krankina & Harmon, 1995; Nilsen & Strand, 2008).

7.4.3. Distribución del carbono en el bosque

El almacén de carbono más importante identificado en nuestro estudio fue la biomasa arbórea (53%, 50% y 49% del total actual del bosque en cada tratamiento para *T*, *M* y *F*, respectivamente), incluyendo la biomasa aérea y la radical (Figura 7.3). En siguiente lugar aparece la capa mineral del suelo (los primeros 30 cm), que constituye el 30%, el 38% y el 39% del total para *T*, *M* y *F*, respectivamente. Después está el reservorio de la capa orgánica del suelo, que varía entre el 9% (*T*) y el 5% (*M*) y el de la materia muerta entre el 8% (*T* y *M*) y el 7% (*F*). Estos porcentajes son relativamente cercanos a las cifras generales aportadas por Pan *et al.* (2011) para los contenidos globales de carbono (aproximadamente 50% de carbono en el suelo y 50% de carbono en la biomasa viva y muerta). En nuestro trabajo, la proporción de carbono edáfico encontrada fue menor que ese porcentaje medio, aunque es importante tener en cuenta que en nuestro estudio el origen de la masa es de repoblación sobre terrenos agrícolas marginales, cuyos contenidos de carbono en el suelo son inferiores a los de los bosques naturales, además de que hemos considerado únicamente los primeros 30 cm del suelo mineral.

Las cantidades totales de carbono almacenado en los pinares de *P. pinaster* encontradas en nuestro estudio (rango entre 234,4 y 317,3 Mg C ha⁻¹) fueron muy parecidas a las mostradas por Nunes *et al.* (2010) para diferentes masas de pino negral (subsp. *atlantica*) en Portugal. Estos autores consideraron compartimentos de carbono similares en su estudio e identificaron una tendencia decreciente en el contenido total de carbono según un gradiente altitudinal y de precipitación (desde el norte al centro-sur de Portugal). Así, el total de carbono almacenado osciló entre los 308,6 Mg C ha⁻¹ en la localidad de mayor altitud y más húmeda (más al norte) y los 100,6 Mg C ha⁻¹ en la de menor altitud y más seca (más al sur), en pinares con una edad media de 36 años.

Aunque en este estudio se han detectado diferencias significativas entre tratamientos relativas al contenido de carbono de la biomasa viva aérea, hay que recordar que en las parcelas aclaradas se extrajo una gran cantidad de carbono en los tratamientos aplicados. A lo largo de las tres intervenciones, un total de 116,9 (15,9) Mg C ha⁻¹ se extrajeron en el tratamiento *M* y 145,1 (7,9) Mg C ha⁻¹ en el *F*. Considerando estas cifras, el carbono total de la biomasa aérea (viva + muerta + extraída) alcanza 165,9 (14,9) Mg C ha⁻¹ en el tratamiento testigo, 231,4 (18,2)

Mg C ha⁻¹ en el tratamiento M y 249,0 (6,1) Mg C ha⁻¹ para el F, existiendo diferencias estadísticamente significativas solamente entre parcelas aclaradas y no aclaradas. Este hecho subraya la trascendencia que tiene la gestión forestal en la mitigación de los efectos del cambio global. Por ello, los reservorios de carbono *in situ* no son los únicos indicadores relevantes del secuestro de carbono, ya que el carbono en la biomasa extraída (incluyendo la biomasa que forma parte de los productos de madera o la usada para la sustitución de combustibles fósiles) puede constituir una importante cantidad de carbono secuestrado procedente de bosques gestionados.

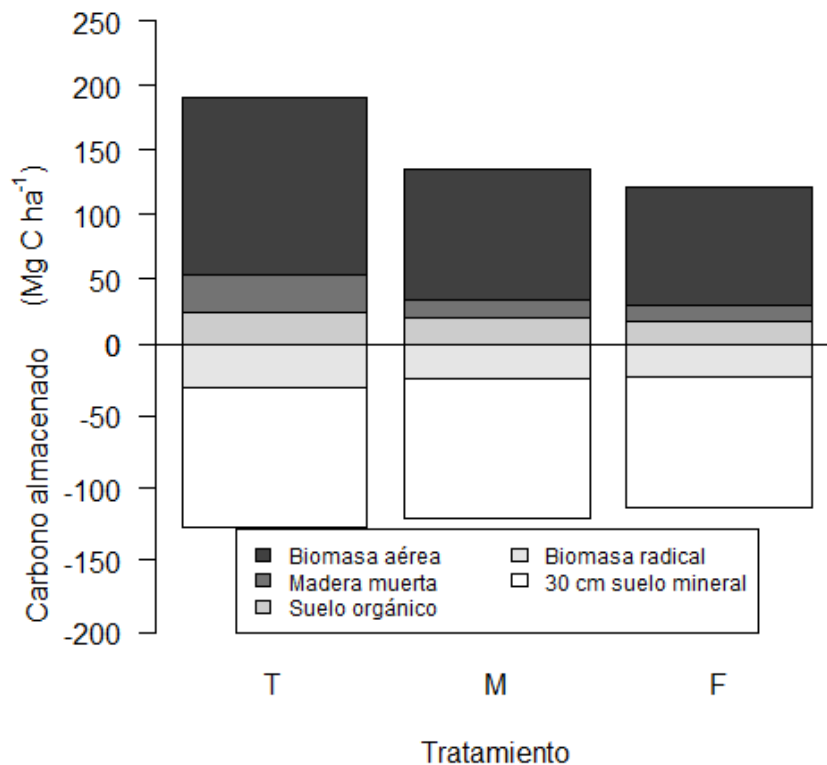


Figura 7.3. Contenidos de carbono (Mg C ha⁻¹) en el bosque para los diferentes compartimentos y tratamientos considerados (T: sin aclarar, M: clara moderada, F: clara fuerte).

7.5. Conclusiones

Los resultados de este estudio en un pinar Mediterráneo de pino negral revelan que la aplicación de claras no modifican significativamente las cantidades de carbono almacenado tanto en la capa orgánica del suelo como en su capa mineral, incluso aunque se utilice el método de árbol completo en el aprovechamiento. Este extremo podría ser de gran importancia para el manejo de este tipo de masas repobladas. En primer lugar, los resultados sugieren que, bajo el régimen de claras descrito, el reservorio de carbono edáfico no se ve comprometido a medio plazo, con turnos medios-largos. Además, los resultados respaldan la sostenibilidad de la selvicultura aplicada a la repoblación, al menos bajo una perspectiva temporal de décadas y desde un punto de vista del contenido de carbono de la biomasa viva, muerta y del suelo. En segundo lugar, dado que las diferencias entre los contenidos de carbono de un tratamiento y otro sólo se detectaron para la biomasa arbórea *in situ* y extraída, estos componentes pueden ser utilizados como indicadores de las cantidades totales de carbono almacenadas para comparar el efecto de las distintas alternativas selvícolas en la mitigación del cambio global, particularmente si consideramos que la biomasa arbórea ha sido el mayor reservorio de carbono encontrado en este sistema forestal Mediterráneo.

7.6. Referencias bibliográficas

- AEMET, IM, 2011. Iberian climate atlas. Agencia Estatal de Meteorología (España) e Instituto de Meteorología (Portugal). Madrid, España, 79 p.
- ARROUAYS D, DESLAIS W, BADEAU V, 2001. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management* 17, 7-11.
- AUGUSTO L, BAKKER MR, MOREL C, MEREDIEU C, TRICHET P, BADEAU V, ARROUAYS D, PLASSARD C, ACHAT DL, GALLET-BUDYNEK A, MERZEAU D, CANTELOUP D, NAJAR M, RANGER J, 2010. Is 'grey literature' a reliable source of data to characterize soils at the scale of a region? A case study in a maritime pine forest in southwestern France. *European Journal of Soil Science* 61, 807-822.
- BALBOA-MURIAS MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, MERINO A, ÁLVAREZ-GONZALEZ JG, 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237, 29-38.
- BATES D, MAECHLER M, BOLKER B, 2012. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and syntax. R package version 0.999375-42, <http://lme4.r-forge.r-project.org/>
- BATJES NH, 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.
- BLANCO JA, IMBERT J, CASTILLO FJ, 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237, 342-352.
- BRADFORD JB, FRAVER S, MILO AM, D'AMATO AW, PALIK B, SHINNEMAN DJ, 2012. Effects of multiple interacting disturbances and salvage logging on forest carbon stocks. *Forest Ecology and Management* 267, 209-214.
- BRAVO F, BRAVO-OVIEDO A, DÍAZ-BALTEIRO L, 2008. Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forest under two management alternatives: a modeling approach. *European Journal of Forest Research* 127, 225-234.
- CHARRO E, GALLARDO J, MOYANO A, 2010. Degradability of soils under oak and pine in Central Spain. *European Journal of Forest Research* 129, 83-91.

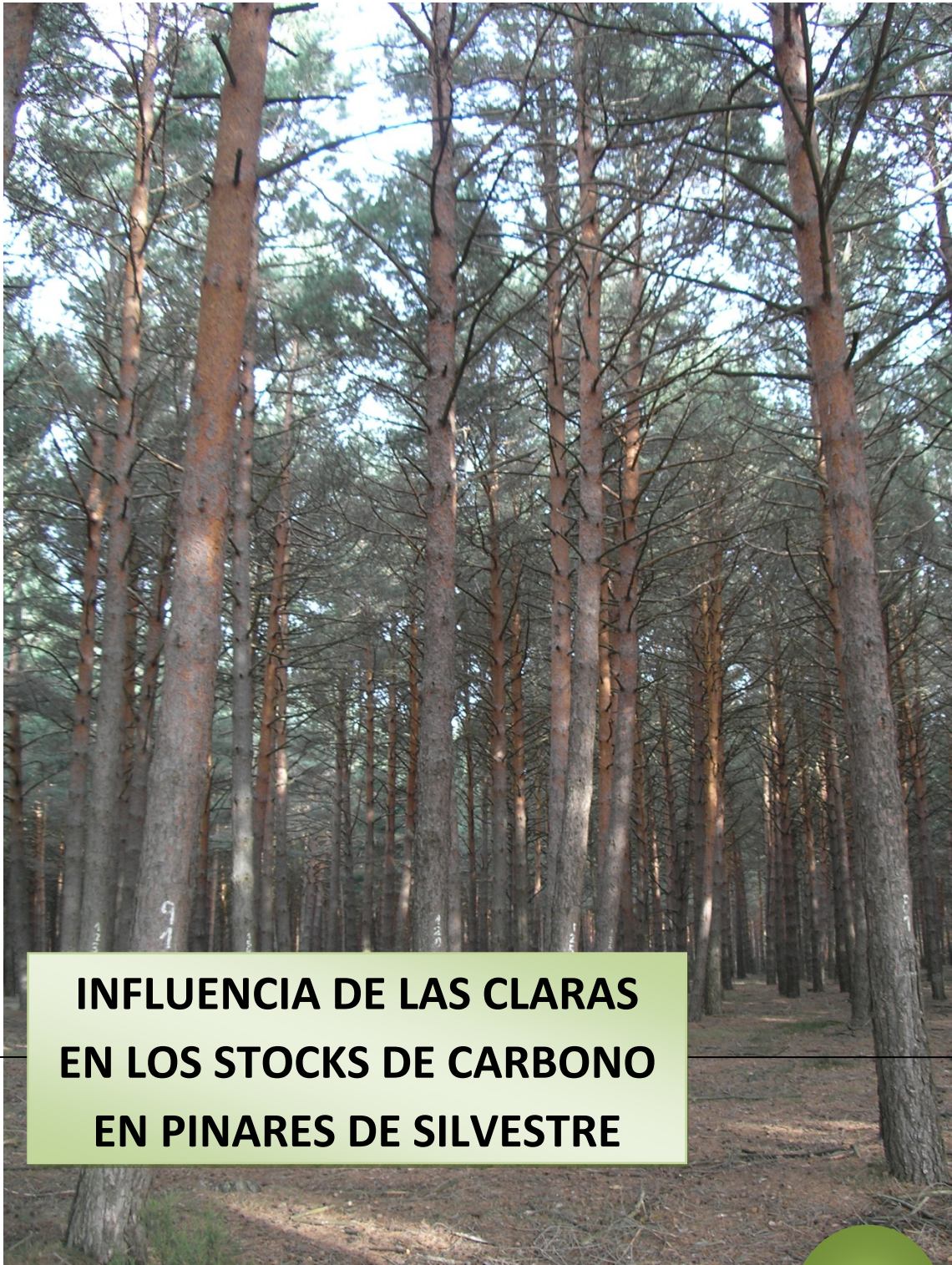
- CHATTERJEE A, VANCE GF, TINKER DB, 2009. Carbon pools of managed and unmanaged stands of ponderosa and lodgepole pine forests in Wyoming. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 1893-1900.
- CHEN CR, XU ZH, 2005. Soil carbon and nitrogen pools and microbial properties in a 6-year-old slash pine plantation of subtropical Australia: impacts of harvest residue management. *Forest Ecology and Management* 206, 237-247.
- CHITI T, DÍAZ-PINÉS E, RUBIO A, 2012. Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biology and Fertility of Soils* 48, 817-826.
- DÍAZ-PINÉS E, RUBIO A, VAN MIEGROET H, MONTES F, BENITO M, 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management* 262, 1895-1904.
- DIXON RK, BROWN S, HOUGHTON RA, SOLOMON AM, TREXLER MC, WISNIEWSKI J, 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystem. *Science* 263, 185-190.
- FRIDMAN J, WALHEIM M, 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131, 23-36.
- HARMON ME, SEXTON J, 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. Univ. Washington, Seattle, WA, USA.
- HERRERO C, PANDO V, BRAVO F, 2010. Modelling coarse woody debris in *Pinus* spp. plantations. A case study in Northern Spain. *Annals of Forest Science* 67, 708.
- HOTHORN T, BRETZ F, WESTFALL P, 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50, 346-363.
- HOWLETT DS, MORENO G, MOSQUERA LOSADA MR, NAIR PKR, NAIR VD, 2011. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 1897-1904.
- IBÁÑEZ JJ, VAYREDA J, GRACIA C, 2002. Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya. In: BRAVO F, RÍO M, PESO C (Eds.), El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la gestión forestal sostenible. Fundación General de la Universidad de Valladolid, Palencia, España, pp. 67-77.
- IUSS (International Union Soil Science Working Group), 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006. In: FAO (Ed.), World Soil Resources Reports n° 103. FAO, Roma, Italy, 117 p.

- JANDL R, LINDNER M, VESTERDAL L, BAUWENS B, BARITZ R, HAGEDORN F, JOHNSON DW, MINKKINEN K, BYRNE KA, 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253-268.
- JOHNSON DW, CURTIS PS, 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.
- JONARD M, MISSON L, PONETTE Q, 2006. Long-term thinning effects on the forest floor and the foliar nutrient status of Norway spruce stands in the Belgian Ardennes. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 2684-2695.
- JONES HS, GARRETT LG, BEETS PN, KIMBERLEY MO, OLIVER GR, 2008. Impacts of harvest residue management on soil carbon stocks in a plantation forest. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1621-1627.
- JURGENSEN M, TARPEY R, PICKENS J, KOLKA R, PALIK B, 2012. Long-term effect of silvicultural thinnings on soil carbon and nitrogen pools. *Soil Science Society of America Journal* 76, 1418-1425.
- KRANKINA ON, HARMON ME, 1995. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, Air and Soil Pollution* 82, 227-238.
- LAL R, 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- LAL R, 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220, 242-258.
- LECOINTE S, NYS C, WALTER C, FORGEARD F, HUET S, RECENA P, FOLLAIN S, 2006. Estimation of carbon stocks in a beech forest (Fougeres Forest-W. France): extrapolation from the plots to the whole forest. *Annals of Forest Science* 63, 139-148.
- MARTIN JL, GOWER ST, PLAUT J, HOLMES B, 2005. Carbon pools in a boreal mixedwood logging chronosequence. *Global Change Biology* 11, 1883-1894.
- MONTERO G, ORTEGA C, CAÑELLAS I, BACHILLER A, 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una población de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Investigación Agraria-Sistemas y Recursos Forestales Fuera de Serie*, 175-206.
- NAVE LE, VANCE ED, SWANSTON CW, CURTIS PS, 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259, 857-866.

- NILSEN P, STRAND LT, 2008. Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years. *Forest Ecology and Management* 256, 201-208.
- NUNES L, PATRICIO MS, TOMÉ J, TOMÉ M, 2010. Carbon and nutrients stocks in even-aged maritime pine stands from Portugal. *Forest Systems* 19, 434-448.
- PAN Y, BIRDSEY RA, FANG J, HOUGHTON R, KAUPPI PE, KURZ WA, PHILLIPS OL, SHVIDENKO A, LEWIS SL, CANADELL JG, CIAIS P, JACKSON RB, PACALA SW, MCGUIRE AD, PIAO S, RAUTIAINEN A, SITCH S, HAYES D, 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988-993.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011. R: A language and environment for statistical computing. In: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RASBAND W, 2006. ImageJ. U. S. National Institute of Health, Bethesda, Maryland, USA.
- RITTENHOUSE TAG, MACFARLAND DM, MARTIN KJ, VAN DEELEN TR, 2012. Downed wood associated with roundwood harvest, whole-tree harvest, and unharvested stands of aspen in Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 266, 239-245.
- RODEGHIERO M, RUBIO A, DÍAZ-PINÉS E, ROMANYÀ J, MARAÑÓN-JIMÉNEZ S, LEVY GJ, FERNANDEZ-GETINO AP, SEBASTIÀ MT, KARYOTIS T, CHITI T, SIRCA C, MARTINS A, MADEIRA M, ZHIYANSKI M, GRISTINA L, LA MANTIA T, 2011. Soil carbon in Mediterranean ecosystems and related management problems. In: JANDL R, RODEGHIERO M, OLSSON M (Eds.), Soil carbon in sensitive European ecosystems. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 175-218.
- RODEGHIERO M, TONOLLI S, VESCOVO L, GIANELLE D, CESCATTI A, SOTTOCORNOLA M, 2010. INFOCARB: A regional scale forest carbon inventory (Provincia Autonoma di Trento, Southern Italian Alps). *Forest Ecology and Management* 259, 1093-1101.
- RODRIGUEZ-MURILLO JC, 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33, 53-61.
- ROIG S, RIO M, CAÑELLAS I, MONTERO G, 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management* 206, 179-190.

- RUIZ-PEINADO R, RÍO M, MONTERO G, 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems* 20, 176-188.
- SLODICAK M, NOVAK J, SKOVSGAARD JP, 2005. Wood production, litter fall and humus accumulation in a Czech thinning experiment in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management* 209, 157-166.
- SOIL SURVEY STAFF, 2010. Keys to soil taxonomy, Eleven Edition. USDA-Natural Resources Conservation Services, Washington, DC, USA.
- SKOVSGAARD JP, STUPAK I, VESTERDAL L, 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470-488.
- VALBUENA-CARABAÑA M, LÓPEZ DE HEREDIA U, FUENTES-UTRILLA P, GONZÁLEZ-DONCEL I, GIL L, 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Review of Palaeobotany and Palynology* 162, 492-506.
- VESTERDAL L, DALSGAARD M, FELBY C, RAULUND-RASMUSSEN K, JORGENSEN BB, 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 77, 1-10.
- VESTERDAL L, RITTER E, GUNDERSEN P, 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management* 169, 137-147.
- VESTERDAL L, SCHMIDT IK, CALLESEN I, NILSSON LO, GUNDERSEN P, 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management* 255, 35-48.
- WADDELL KL, 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological Indicators* 1, 139-153.
- WIRTH C, SCHUMACHER J, SCHULZE ED, 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24, 121-139.

YANAI RD, ARTHUR MA, SICCAMO TG, FEDERER CA, 2000. Challenges of measuring forest floor organic matter dynamics: Repeated measures from a chronosequence. *Forest Ecology and Management* 138, 273-283.



**INFLUENCIA DE LAS CLARAS
EN LOS STOCKS DE CARBONO
EN PINARES DE SILVESTRE**



8. ¿CÓMO AFECTAN LAS CLARAS A LAS CANTIDADES DE CARBONO EN UNA REPOBLACIÓN DE *Pinus sylvestris* L.?

Este capítulo es una versión modificada del trabajo "*¿Cómo afectan las claras a las cantidades de carbono en una repoblación de Pinus sylvestris L.?*" de Ruiz-Peinado R, Bravo-Oviedo A, López-Senespleda E, Río M, Montero G (2013) presentado en el 6º CFE y publicado en: Montero González G, Guijarro Guzmán M (Eds.). Actas 6º Congreso Forestal Español. CD-Rom. 6CFE01-117: 13 p. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.

Objetivos específicos

- V. *Evaluación de la influencia de la aplicación de claras en las cantidades de carbono fijadas en pinares mediterráneos procedentes de repoblación.*

Datos

- Zona de estudio. Pinar de *Pinus sylvestris* L. procedente de repoblación, donde existe un ensayo de claras instalado por el INIA-CIFOR (Villasur de Herreros, Burgos).
- Base de datos de diámetro y altura de los 7 inventarios realizados desde la instalación del ensayo en 1982.
- Base de datos del muestreo realizado en los diferentes compartimentos de carbono: capa orgánica del suelo, suelo mineral hasta 30 cm de profundidad y madera muerta por componentes.

Metodología

- Variables. Cantidades de carbono por reservorio y tratamiento (tipo de clara).
- Análisis estadístico. Análisis de la varianza mediante un modelo mixto y análisis de la varianza de medidas repetidas.

Principales resultados obtenidos

- No se han detectado influencias importantes resultantes de la aplicación de claras en los reservorios de carbono del suelo, tanto en la capa orgánica del mismo como en el suelo mineral (hasta 30 cm de profundidad).
- A la mitad del turno, las cantidades de carbono en la masa se ven afectadas por el peso de las claras aplicadas, presentando mayor cantidad de carbono acumulado las masas sin aclarar que las aclaradas de forma más fuerte, aún cuando se incluyen las cantidades de carbono que han sido extraídas en claras.

8. ¿CÓMO AFECTAN LAS CLARAS A LAS CANTIDADES DE CARBONO EN UNA REPOBLACIÓN DE *Pinus sylvestris* L.?

8.0. Resumen

La estimación del carbono fijado por los bosques tiene gran relevancia por su contribución a la mitigación del cambio climático. Es importante conocer cuáles son los efectos que la aplicación de claras tiene en los distintos reservorios de carbono. En este trabajo se cuantifica el efecto que produce en las cantidades de carbono, la aplicación de distintas intensidades de clara en una masa de *Pinus sylvestris* L. procedente de repoblación forestal. El sitio de ensayo está situado en Villasur de Herreros (Burgos), al pie de la sierra de la Demanda. Los tratamientos ensayados fueron control, clara baja moderada y clara baja fuerte, habiéndose realizado tres intervenciones hasta la fecha. Los compartimentos analizados son la biomasa aérea (actual y extraída en las claras) y la biomasa radical arbórea, la madera muerta, la capa orgánica del suelo y los 30 primeros cm del suelo mineral. El análisis del carbono en los diferentes compartimentos sólo presentó diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en la cantidad de biomasa aérea, existiendo, para la biomasa radical diferencias entre el tratamiento control y las aclaradas y para la madera muerta diferencias entre el control y la clara fuerte. En cambio, las cantidades de carbono existentes en el suelo, tanto en la capa orgánica como en la mineral, no son estadísticamente distintas entre los tratamientos aplicados. El carbono total acumulado en el bosque, donde se incluye el carbono extraído en las claras, muestra que sólo existen diferencias significativas entre los tratamientos control y clara fuerte, no existiendo diferencias entre las dos intensidades de claras, ni entre el control y la clara débil.

Palabras clave: Biomasa aérea y radical / carbono en el suelo / ciclo del carbono / gestión forestal / pino silvestre / stock de carbono

8.1. Introducción

Conocer las cantidades de carbono que almacenan los sistemas forestales es fundamental a la hora de efectuar acciones de mitigación del cambio climático mediante la gestión forestal. Así, por ejemplo, Pan *et al.* (2011) estimaron la cantidad de carbono (C) en los bosques mundiales en 861 Pg C, con un reparto en biomasa viva del 44%, en el suelo del 42% (hasta 1 m de profundidad), en madera muerta del 8% y en la capa orgánica en descomposición del 5%, además de un potencial de secuestro de 2,4 Pg C año⁻¹. En estos estudios queda de manifiesto que los principales reservorios de carbono están en la biomasa viva y el suelo, representando más de 80% del carbono en los bosques y que, además, la gestión forestal puede influir con sus actividades, no sólo modificando este reparto sino también conservando estas cantidades y fomentando su crecimiento.

En las repoblaciones forestales es particularmente importante conocer como es el reparto de carbono en los distintos reservorios. En España, se repoblaron 3,6 millones de hectáreas, aproximadamente, durante el periodo 1940-2006, siendo ejecutadas como primera repoblación sobre terrenos forestales desnudos. Además, 638 mil ha fueron repobladas en áreas de incendios o regeneración tras cortas de aprovechamiento y 668 mil ha sobre terrenos agrarios (SECF, 2011). Montero (2000) estima en más de medio millón de hectáreas la superficie de primera repoblación con pino silvestre en España. Esto muestra la importancia que presenta esta especie en los sistemas forestales arbolados y no sólo por la superficie repoblada, sino también porque en muchos de los casos las cantidades de carbono existentes en el suelo (capa orgánica y capa mineral) antes de la repoblación son bajas, al carecer el suelo de una cubierta arbolada, y muy distintas de las cantidades que pueda tener un bosque que procede de regeneración natural.

La aplicación de claras es una de las intervenciones necesarias para un correcto desarrollo de la masa, particularmente importante en repoblaciones que parten de elevadas densidades iniciales, más aún en relación con el efecto que puede tener la selvicultura en la mitigación del cambio climático. Esta influencia de la selvicultura en la fijación de carbono en masas forestales ha sido estudiada para algunas especies en bosques templados. Así, existen algunos trabajos sobre los efectos que las claras tienen en los reservorios de carbono (*e.g.*, Janssens *et al.*, 1999; Skovsgaard *et al.*, 2006; Powers *et al.*, 2011), pero son escasos los desarrollados en la región Mediterránea, donde las condiciones en las que vegetan las masas difieren a las de otros bosques de la zona templada. Estimar las cantidades existentes en un momento puntual o los potenciales crecimientos y, además, conocer cuál es el efecto que tiene la aplicación de selvicultura (clareos, claras, cortas de regeneración...) puede proporcionar una valiosa información en la toma de decisiones, ofreciendo datos cuantitativos a los gestores para

poder respaldar la sostenibilidad de la gestión forestal, al menos desde el punto de vista de la fijación de carbono.

El objetivo de este trabajo es conocer cuál es la influencia de las claras en la cantidad de carbono en masas donde se lleva aplicando selvicultura desde hace 30 años. Así, se han cuantificado las cantidades de carbono acumuladas en los diferentes reservorios del bosque (biomasa aérea y radical, carbono en el suelo, madera muerta y carbono extraído en las claras) en una repoblación de pino silvestre de 52 años de edad sometida a diferentes intensidades de claras.

8.2. Material y métodos

8.2.1. Área de estudio

La zona de estudio está situada al este de la provincia de Burgos, en el municipio de Villasur de Herreros, al pie de la Sierra de la Demanda. La altitud es de 1200 m, con precipitación media anual de 959 mm y temperatura media anual de 9,2 °C (MAGRAMA, 2012). La zona donde se localiza la masa presenta unas pendientes bajas, siendo en su mayor parte llana. El suelo es clasificado como un Cambisol Húmico (IUSS, 2007).

La masa forestal en la que se sitúa el estudio procede de repoblación con *Pinus sylvestris* L. sobre terrenos rasos que fueron utilizados marginalmente por la agricultura y fuertemente pastoreados. El índice de sitio estimado de esta repoblación, siguiendo la clasificación de Río *et al.* (2006) para masas procedentes de repoblación en Castilla y León, se corresponde con un valor de 18 (calidad intermedia). En esta masa, el INIA-CIFOR instaló un sitio de ensayo de claras en 1982 cuando la masa contaba con 22 años de edad (Montero *et al.*, 2004), donde se han ensayado tres intensidades de clara: testigo sin aclarar (*T*), clara baja moderada (*M*) y clara baja fuerte (*F*). El diseño fue de bloques completos aleatorizados, estableciéndose tres bloques con tres tratamientos en cada uno de ellos. Las parcelas tienen una superficie de 1000 m², con una franja de 10 m alrededor de ellas donde se aplica el mismo tratamiento para evitar el efecto borde. En las parcelas de ensayo se han realizado tres claras: la primera en 1982 con una reducción del área basimétrica del 11% para el tratamiento *M* y del 22% para el tratamiento *F*, respecto al *T*; la segunda en 1992 con una reducción media del 17% y del 30% para los tratamientos *M* y *F* respectivamente; la tercera en 2002 con una reducción media del 29% y 39% para los tratamientos *M* y *F* respectivamente. La reducción media total del área basimétrica, a fecha del último inventario, es del 26% para la clara *M* y del 37% para la

clara *F*, respecto al tratamiento *T*. El sistema de aprovechamiento forestal utilizado en las claras ha sido el de fustes enteros, con trituración de restos in situ.

8.2.2. Recogida de datos

Desde su instalación en 1982, las parcelas han sido inventariadas periódicamente cada cinco años, disponiéndose en la actualidad de siete inventarios. Estos inventarios contienen datos del diámetro normal de todos los pies y la altura total de una muestra de 30 árboles por parcela para la estimación de la altura media y de los 10 árboles más gruesos para la determinación de la altura dominante, según el criterio de Assmann (1970). Las alturas de los árboles no medidos fueron estimadas mediante la aplicación de un modelo mixto, en función del diámetro normal, las alturas medidas y la parcela a la que pertenecen los árboles (Robinson & Wykoff, 2004). La tabla 8.1 muestra las principales características dasométricas de la masa para el último inventario.

En la estimación de biomasa aérea y radical se han usado los modelos para pino silvestre de Ruiz-Peinado *et al.* (2011), que utilizan como variables independientes el diámetro normal y la altura total del árbol. En la posterior transformación de materia seca a peso de carbono se ha utilizado el valor de carbono en la madera de 50,9%, propuesto por Ibáñez *et al.* (2002).

Tabla 8.1. Principales características selvícolas (media \pm error estándar) para cada intensidad de clara ensayada.

Tipo de clara	Edad (años)	Densidad (ha^{-1})	Ho (m)	dg (cm)	G ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	V ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	Ba ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Br ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Testigo	52	1460 \pm 66	17,7 \pm 0,3	24,5 \pm 0,4	68,7 \pm 1,9	474 \pm 9	266 \pm 7	114 \pm 4
Moderada	52	780 \pm 14	17,8 \pm 0,3	28,8 \pm 0,4	50,7 \pm 0,2	376 \pm 5	207 \pm 2	84 \pm 1
Fuerte	52	590 \pm 36	17,2 \pm 0,2	30,7 \pm 0,8	43,3 \pm 0,9	321 \pm 8	178 \pm 4	72 \pm 2

Ho: Altura dominante; *dg*: diámetro medio cuadrático; *G*: Área basimétrica; *V*: Volumen; *Ba*: Peso seco de biomasa aérea; *Br*: Peso seco de biomasa radical.

El muestreo de suelos (capa orgánica y mineral) y la estimación de la madera muerta se realizaron en otoño de 2010. La capa orgánica del suelo fue recogida en 4 puntos a distancia fija del centro de la parcela (5 m) y según los rumbos 45°, 135°, 225° y 315°. Para ello se utilizó un marco metálico de superficie conocida (25 x 25 cm) y se realizó una separación en capa orgánica fresca (*QL*), capa fragmentada (*QF*) y capa humificada (*QH*). En la mayoría de los casos se encontró que la capa humificada presentaba un espesor menor de 1 cm, por lo que se incluyó dentro de la capa fragmentada, denominándose capa *QFH*. Los cuatro puntos de muestreo de cada parcela se unieron para formar una muestra compuesta por capa y parcela. Las muestras orgánicas se llevaron a laboratorio, donde se secaron al aire y la capa orgánica fresca se separó en las principales fracciones (ramillos, acículas, cortezas y piñas) para realizar un análisis detallado. Posteriormente fueron secadas a 65 °C y pesadas para conocer la cantidad de materia seca por superficie. En estas muestras se llevó a cabo un análisis de carbono utilizando un analizador LECO-HCN 600 (St. Joseph, USA), mediante el método de la combustión en atmósfera rica en oxígeno. Para el cálculo del carbono existente en estas capas orgánicas del suelo se utilizó el valor de concentración de carbono en cada capa y el peso de materia seca de esa capa. El suelo mineral se muestreó en los mismos puntos en que se recogió la capa orgánica, mediante la apertura de una calicata. La recogida de muestras del suelo mineral se realizó mediante el método de muestreo por profundidades fijas, con un intervalo de 10 cm hasta una profundidad de 30 cm. Las cuatro muestras de cada profundidad existentes en cada parcela, se unieron para formar una muestra compuesta, sobre la cual se realizaron los análisis. En laboratorio las muestras compuestas se homogeneizaron, se secaron al aire y se tamizaron para separar la tierra fina. Ésta, posteriormente, se secó en cámara a 65 °C para la realización de los análisis. Así, se analizaron los principales parámetros físico-químicos y el contenido en carbono mediante un analizador LECO-HCN 600. La densidad aparente del suelo se estimó utilizando el método de los cilindros de acero con volumen conocido, realizándose una estimación para cada profundidad muestreada. En el cálculo de la cantidad de carbono acumulado en la capa mineral del suelo se utilizaron los siguientes datos: densidad aparente de cada profundidad, espesor de cada profundidad, porcentaje de carbono en cada profundidad y la pedregosidad no muestreable del suelo.

Para estimar las cantidades de madera muerta gruesa se realizó un muestro completo de todos los árboles muertos en pie o sobre el suelo (enteros o en partes) y los tocones en todas las parcelas. Cada uno de ellos fue clasificado según su estado de descomposición (Waddell, 2002) para aplicar un factor de reducción en el cálculo de volumen (Harmon & Sexton, 1996), siendo el volumen de cada pieza calculado según la fórmula de Smalian. Además, se recogieron muestras de madera de cada estado de descomposición para realizar cálculos de densidad básica (obtenido mediante el desplazamiento volumétrico de muestras secas), para la conversión a peso

de biomasa y también para la realización de un análisis del carbono medio contenido en cada estadio de descomposición. Para la estimación de la cantidad de madera muerta fina, considerando madera fina aquella con diámetro comprendido desde 7 a 2 cm de diámetro (las inferiores a este diámetro se muestrearon incluidas en la capa orgánica del suelo), se replantearon dos subparcelas de 16 m² (4x4 m) de manera aleatoria por parcela, donde se recogió y pesó toda la madera muerta encontrada. También se llevó a laboratorio una muestra de la madera fina para conocer el porcentaje de materia seca, mediante su secado en cámara. Para el cálculo del peso de carbono se ha utilizado el porcentaje de carbono existente en la madera.

8.2.3. *Análisis de los datos*

Se realizó un análisis de varianza mediante la aplicación de modelos mixtos, usando R Software (R Development Core Team, 2012) y el paquete “*lme4*” (Bates *et al.*, 2012), para identificar diferencias entre las cantidades de carbono almacenados en cada compartimento del bosque, en función del tratamiento aplicado. En estos modelos se ha considerado el tratamiento como efecto fijo y el bloque como efecto aleatorio. Cuando el modelo identificó que el tratamiento era significativo, se aplicó el test HSD (*Honestly Significant Differences*) de comparación de medias para clarificar entre qué tratamientos existían esas diferencias.

Para el análisis del contenido de carbono almacenado en la capa mineral del suelo y en la capa orgánica, puesto que se han utilizado datos de diferentes profundidades o capas que la forman, se ha de tener en cuenta que los datos en cada parcela están correlacionados. Así, las capas o profundidades se han considerado como medidas repetidas en el sitio, siendo la profundidad incluida como un factor fijo, analizándose mediante medias repetidas (RMANOVA) para ver la influencia de la profundidad y el tratamiento aplicado conjuntamente.

8.3. Resultados

La biomasa aérea en el último inventario (año 2012) ascendió a 266,1 Mg de materia seca ha⁻¹ (135,4 ± 3,1 Mg C·ha⁻¹) (media ± error estándar) para el tratamiento *T*, 206,9 Mg de materia seca ha⁻¹ (105,3 ± 1,1 Mg C·ha⁻¹) para el tratamiento *M* y 177,8 Mg de materia seca ha⁻¹ (90,5 ± 1.8 Mg C·ha⁻¹) para el tratamiento *F*, existiendo diferencias significativas entre todos los tratamientos. En la figura 8.1 se muestra la variación de la biomasa aérea desde la instalación del experimento para cada tratamiento aplicado. En el último inventario y respecto a la cantidad de biomasa existente en el tratamiento *T*, existe una reducción de la cantidad de biomasa aérea del 22% en el tratamiento *M* y del 34% en el tratamiento *F*, en correspondencia con la reducción

en área basimétrica explicada en la sección anterior. El carbono acumulado en la biomasa radical se situó en 57,8 (1,6), 42,7 (0,2) y 38,0 (1,8) Mg C·ha⁻¹ para el tratamiento *T*, *M* y *F* respectivamente, existiendo diferencias estadísticamente significativas entre el tratamiento testigo y las masas aclaradas (*M* y *F*).

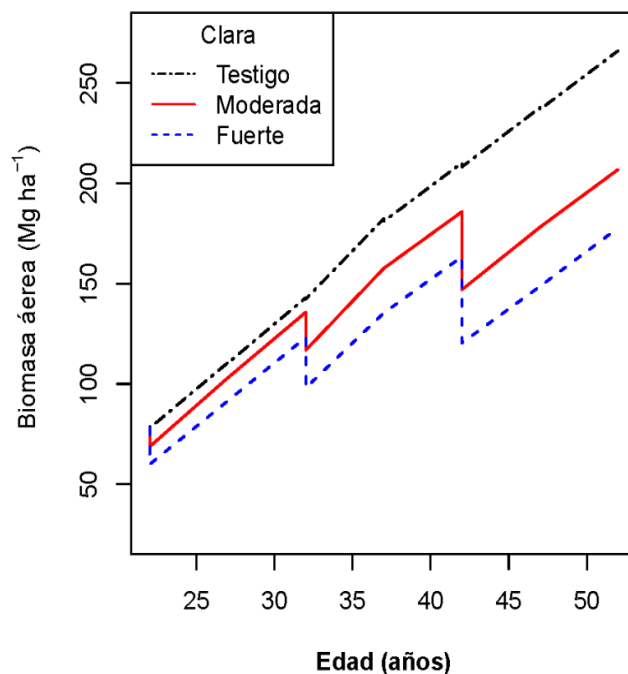


Figura 8.1. Variación de la biomasa aérea (Mg materia seca·ha⁻¹) para los tres tipos de clara aplicados.

La cantidad de carbono existente en la madera muerta alcanzó 13,5 (0,4), 15,9 (2,4) y 21,3 (1,0) Mg C·ha⁻¹, respectivamente para los tratamientos *T*, *M* y *F*, representando en ellos la madera muerta fina entre el 90% y el 98% de ese peso. Se identificaron diferencias significativas entre tratamientos, mostrándose diferentes el tratamiento *T* del tratamiento *F*.

Las cantidades de carbono acumuladas en la capa orgánica del suelo se sitúan en 17,4 (1,7), 19,3 (1,2) y 14,7 (0,7) Mg C·ha⁻¹ (*T*, *M* y *F* respectivamente), no existiendo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. En el análisis que considera las muestras repetidas en el espacio (profundidad), se ha estudiado la influencia de la capa (*QL* y *QFH*) y el tratamiento aplicado, encontrándose que no hay diferencias entre tratamientos (p -value = 0,4541); en cambio la capa si presenta diferencias estadísticas (p -value < 0,0001), siendo la interacción capa y tratamiento no significativamente diferente (p -value = 0,7600). En este caso la capa *QFH* acumula una cantidad de carbono mayor, entre 2,5 y 3,7 veces la cantidad de la capa *QL*.

El suelo mineral presentó una textura franca, con un contenido medio de arcilla del 15%, un 36% de limo y un 49% de arena. La tabla 8.2 muestra los resultados de los análisis para los parámetros edáficos más importantes. No se ha encontrado carbono inorgánico (CaCO_3) en las muestras minerales, por lo cual todos los resultados obtenidos se refieren a carbono orgánico. Así, las cantidades de carbono acumulado en los primeros 30 cm del suelo mineral alcanzan los 88,2 (8,0), 87,2 (4,1) y 87,4 (5,6) $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ para los tratamientos *T*, *M* y *F* respectivamente. En este caso, tampoco existen diferencias significativas entre los tratamientos aplicados. El análisis de medidas repetidas para la capa mineral del suelo, donde se considera conjuntamente la profundidad y el tipo de clara aplicada, muestra que el tratamiento no es significativo ($p\text{-value} = 0,9785$), la profundidad es significativa ($p\text{-value} < 0,0001$) y la interacción tratamiento y profundidad tampoco es significativa ($p\text{-value} = 0,7073$). En este caso, sólo existieron diferencias estadísticamente significativas entre la profundidad 0-10 cm y las siguientes profundidades (10-20 y 20-30 cm).

El carbono total actual en la masa, incluyendo todos los compartimentos existentes en el bosque (biomasa aérea y radical, capa orgánica del suelo, 30 primeros cm del suelo mineral y madera muerta), alcanza los 312,4 (2,4) $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ en el caso del tratamiento *T*, con un reparto del 62% en la biomasa viva (43% del total del bosque en la biomasa aérea y 19% en la radical), el 34% en el suelo (28% del total del bosque en la capa mineral del suelo y 6% en la capa orgánica) y el 4% en la madera muerta. El tratamiento *M* presenta una disminución de carbono acumulado del 13% respecto al tratamiento *T*, llegando a 270,6 (4,1) $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$, distribuyéndose el 55% en la biomasa viva (39% la aérea y 16% la radical del total del bosque), el 39% el carbono en el suelo (32% en la capa mineral y 7% en la capa orgánica) y el 6% la madera muerta. En el tratamiento *F* también existe una disminución del 19% respecto del *T*, alcanzando los 251,9 (7,62) $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$, almacenando la biomasa viva un 51% (36% la aérea y 15% la radical), el suelo un 41% (35% en la capa mineral y 6% en la capa orgánica) y un 8% la madera muerta. El análisis de medias reveló diferencias estadísticamente significativas entre el tratamiento *T* y los tratamientos *M* y *F*, no existiéndolas entre estos últimos.

Tabla 8.2. Principales parámetros fisico-químicos de la tierra fina del suelo (media \pm error estándar).

Profundidad	EG (%)	Arena (g kg^{-1})	Limo (g kg^{-1})	Arcilla (g kg^{-1})	pH (H_2O)	pH (KCl)	MO (%)
0-10 cm	16,6 \pm 3,4	476 \pm 8	381 \pm 7	143 \pm 4	4,4 \pm 0,1	3,4 \pm 0,1	7,8 \pm 0,4
10-20 cm	38,4 \pm 3,2	515 \pm 12	344 \pm 9	141 \pm 5	4,5 \pm 0,1	3,6 \pm 0,1	4,5 \pm 0,3
20-30 cm	25,2 \pm 3,7	496 \pm 12	342 \pm 8	162 \pm 12	4,7 \pm 0,1	3,7 \pm 0,1	3,3 \pm 0,5

EG: Elementos gruesos en la tierra fina del suelo; MO: Materia orgánica.

El carbono total acumulado, incluyendo las cantidades de carbono que han sido extraídas en las operaciones de clara, eleva las cantidades de carbono en la masa donde se han aplicado el tratamiento *M* hasta 304,3 Mg C·ha⁻¹ y a 295,8 Mg C·ha⁻¹ para el tratamiento *F*. Para el tratamiento *T* se aumenta hasta los 315,5 Mg C·ha⁻¹ debido a la extracción de árboles secos. El test de comparación de medias revela que sólo existen diferencias estadísticamente significativas entre el tratamiento *T* y la clara *F*. La figura 8.2 muestra los resultados de carbono acumulado en cada compartimento muestreado, el total actual de la masa principal y el total acumulado, junto con los resultados de la aplicación del test de comparación de medias.

8.4. Discusión

La aplicación de claras en la masa estudiada ha modificado de manera significativa la cantidad de carbono en los compartimentos de biomasa viva, tanto aérea (reducción del 22% y 33% para los tratamientos *M* y *F* respectivamente) como radical (reducción del 26% y 34% para la clara *M* y *F* respectivamente). Respecto al carbono acumulado en la biomasa radical, la aplicación de claras ha llevado a que existan diferencias entre las parcelas aclaradas y las no aclaradas, debido fundamentalmente a la diferencia en el número de pies y área basimétrica (Tabla 8.1). En las masas aclaradas (tratamientos *M* y *F*) los valores de carbono acumulado en la biomasa radical son similares, ya que, aunque existe una pequeña diferencia en el número de pies, la masa en el tratamiento *F* presenta un mayor diámetro cuadrático medio. Además de constatar diferencias en estos compartimentos debido a la selvicultura aplicada, las claras mejoran la estabilidad de la masa frente a algún desequilibrio, ya sea biótico o abiótico, además de concentrar el crecimiento en árboles de mayores dimensiones.

Pero, para conocer cuál es el efecto real de la aplicación de claras en el carbono fijado en una masa forestal, es fundamental incluir en la contabilidad aquellas cantidades de carbono que han sido extraídas en las claras, puesto que están dentro de la producción del sistema. Estas cantidades extraídas en claras ascienden a 3,1, 33,7 y 43,9 Mg C·ha⁻¹ para los tratamientos *T* (cortas de árboles secos), *M* y *F*, respectivamente (Figura 8.2). Así, incluyendo estos valores de carbono extraído junto con aquellos de carbono existente en la biomasa aérea, se obtienen valores acumulados muy similares para todos los tratamientos (139 Mg C·ha⁻¹ para el tratamiento *T* y también para el *M* y 134 Mg C·ha⁻¹ para la clara *F*), desapareciendo las diferencias estadísticas que se detectaron en el análisis del carbono acumulado en la biomasa aérea.

Las cantidades de madera muerta, tanto gruesa como fina, varían entre un 4%, 6% y 8% del total del carbono del bosque, para los tratamientos *T*, *M* y *F* respectivamente. Este aumento del porcentaje relativo, y también de la cantidad total, de madera muerta con el grado de intensidad de claras, es debido a la cantidad de madera muerta fina encontrada. Ésta supone entre el 90% (tratamiento *T*) y el 98% (tratamiento *M*) del total de madera muerta, estando claramente influenciada por el tipo de aprovechamiento utilizado y la gestión de los restos de corta realizada, empleándose el método de fustes enteros con trituración de los restos en el sitio. Este sistema genera una mayor concentración de madera muerta fina (en términos absolutos) en las parcelas con mayor intensidad de clara.

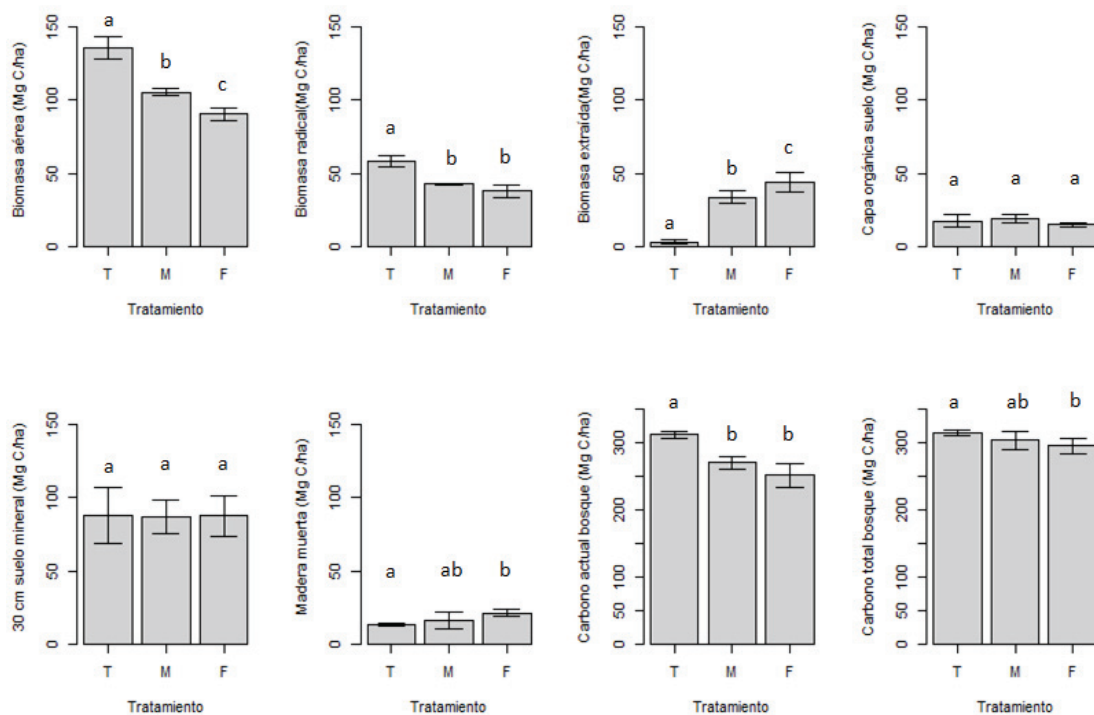


Figura 8.2. Carbono acumulado en los distintos compartimentos según el tratamiento aplicado (*T*: tratamiento testigo; *M*: clara baja moderada; *F*: clara baja fuerte). Letras distintas señalan diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos.

El carbono almacenado en el suelo (capa orgánica y capa mineral) varía entre 102 Mg C ha⁻¹ (tratamiento *F*) y 107 Mg C ha⁻¹ (tratamiento *M*), siendo bastante similar a los valores presentados por otros autores para esta misma especie. Así, en España, Díaz-Pinés *et al.* (2011) presentan una horquilla entre 83 y 130 Mg C ha⁻¹ para diferentes zonas del Sistema Central (Ávila y Segovia), muestreando hasta 50 cm de profundidad del suelo. Valores mayores son los encontrados por Charro *et al.* (2010), también en un pinar de repoblación de 50 años de edad del Sistema Central (Salamanca), con 166 Mg C ha⁻¹, hasta 20 cm de profundidad. Y valores menores han sido encontrados por Herrero *et al.* (2011) en los suelos de pinares de repoblación de 40-50 años (con *Pinus sylvestris*, *P. nigra* y *P. pinaster*) en la comarca “Páramos y Valles” de Palencia, obteniendo valores medios de 67 Mg C ha⁻¹, muestreando hasta 60 cm de profundidad. Otros estudios realizados en Europa muestran cifras similares, como el de Schulp *et al.* (2008) llevado a cabo en Holanda donde encontraron para pinares gestionados de pino silvestre de 60 años de edad cantidades de carbono en suelo (hasta 20 cm de profundidad) que alcanzan los 98 Mg C ha⁻¹ o el realizado por Janssens *et al.* (1999) en Bélgica donde en una repoblación de 69 años de esta misma especie encontraron 140 Mg C ha⁻¹, hasta 1 m de profundidad.

La influencia de la aplicación de claras de carácter moderado o fuerte, con una rotación de 10 años y una edad de iniciación temprana (22 años), no ha tenido un efecto negativo en el carbono almacenado en el suelo. Así, no existen diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos considerando el suelo de forma conjunta (capa orgánica y capa mineral), ni tampoco en las dos capas consideradas de manera separada. Existen estudios que confirman estos resultados (*e.g.*, Johnson & Curtis, 2001; Skovsgaard *et al.*, 2006; Chatterjee *et al.*, 2009), aunque en ambiente mediterráneo estos efectos no habían sido constatados para diferentes especies. Así, los resultados de este estudio coinciden con los hallados por Ruiz-Peinado *et al.* (2013) en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. en Sierra Morena (Ciudad Real), donde también se han aplicado distintas intensidades de claras, en una masa de 59 años de edad (final del turno en esta estación y especie). Como prognosis de este compartimento (carbono en el suelo), en el futuro no se prevén grandes influencias debidas a la selvicultura. En la actualidad la masa se sitúa en torno a la mitad del turno, establecido en 90-100 años por el carácter multifuncional de la masa (productor-protector-recreo) (Río *et al.*, 2006; Montero *et al.*, 2008), y un futuro plan de claras podría incluir una o dos claras relativamente débiles con rotación de 15 años. De este modo, las intervenciones más fuertes ya se habrían realizado en la primera mitad del turno y este compartimento no tendría por qué ser fuertemente influenciado por las futuras operaciones selvícolas.

Las cantidades de carbono almacenado en la capa orgánica del suelo son superiores en el tratamiento *M* que en el *T* y mayor en este que en el *F*, no encontrando diferencias significativas entre los tratamientos. El valor más alto encontrado en el tratamiento *M* podría explicarse por la mayor cantidad de madera muerta fina que se incorpora a la capa orgánica tras el tratamiento de los restos. La menor cantidad del tratamiento *F* (menor que el *T*) puede deberse a la acción de las claras fuertes en la disminución de la espesura y la apertura de la masa, con una disminución de los aportes por desfronde con la mayor intensidad de clara, efecto observado por Blanco *et al.* (2006) en pinares de silvestre aclarados del Pirineo navarro. Este hecho resultante de la aplicación de claras fuertes, combinado con el probable incremento en las tasas de descomposición debido a la mayor incidencia de luz y consecuente elevación de la temperatura en la superficie, puede hacer aumentar la velocidad de descomposición de restos y disminuir la cantidad total de carbono acumulado en la capa mineral en este tratamiento.

Tampoco la aplicación de claras de distinta intensidad ha mostrado diferencias en los tratamientos para las cantidades de carbono almacenadas en la capa mineral del suelo. Los valores encontrados son prácticamente idénticos en los tres tratamientos (87-88 Mg C ha⁻¹). En esta similitud de valores tiene mucha influencia que el muestreo de suelos se haya realizado ocho años después de la última clara, ya que, posiblemente hayan existido variaciones temporales en esas cantidades debidas a la mezcla de horizontes superficiales con la capa orgánica del suelo en los trabajos de corta, aunque debido al tiempo transcurrido se han estabilizado los valores. Nave *et al.* (2010) no identificaron diferencias tras seis años después de las cortas en ciertos tipos de suelos, habiéndose superado ese tiempo en este trabajo. La profundidad también tiene gran importancia en la distribución del carbono en el suelo, observándose que los 10 primeros centímetros del suelo mineral presentan una cantidad muy importante de carbono, disminuyendo los stocks con la profundidad. En ésta primera profundidad considerada, la cantidad de carbono es casi la suma de las siguiente dos profundidades (10-20 y 20-30 cm).

Las diferencias encontradas en el carbono total actual del bosque entre el tratamiento *T* (no aclarado) y los tratamientos *M* y *F* (aclarados) son debidas, casi en su totalidad, a la diferencia de carbono acumulado entre estos grupos en la biomasa aérea y radical, debido a las claras. Aparte del mayor reservorio de carbono que es la biomasa viva, el suelo es otro de los reservorios más importantes. Si se incluye la biomasa radical arbórea en el sistema suelo, dada su gran relación con el suelo (rizodeposición de carbono), el sistema suelo alcanza una importancia relativa del 53%-57% del total de carbono acumulado en el sistema, según intensidades de clara. Este hecho ofrece más datos sobre la importancia de este reservorio, en este caso por las cantidades encontradas, aunque también por los tiempos de almacenaje, ya que

gran parte del carbono está o puede estar en formas recalcitrantes permaneciendo, en condiciones normales, durante un extenso plazo de tiempo.

Si se considera la producción acumulada del bosque, incluyendo el carbono en la biomasa aérea y radical, madera muerta y biomasa extraída, se constata una pequeña pérdida de producción en los tratamientos aclarados respecto al tratamiento *T*. Esta reducción fue del 6% para el tratamiento *M* y del 8% para el *F*. La pérdida de volumen acumulado debido a las claras fue descrita por Assmann (1970) y ha sido también cuantificada en masas naturales de pino silvestre en varias zonas de Europa tras la aplicación de claras moderadas (e.g., Mäkinen & Isomäki, 2004). También se ha descrito en pino silvestre en España (Río *et al.*, 2008), encontrando estos autores un valor crítico del 83% de área basimétrica residual en masas aclaradas respecto del área basimétrica testigo, por debajo del cual se pierde más de un 5% del crecimiento en volumen. Los tratamientos *M* y *F* aplicados presentan, actualmente, un área basimétrica residual del 74% y del 63% respectivamente, inferiores al valor crítico, detectándose también la pérdida de producción en las masas aclaradas, expresado en carbono acumulado en la biomasa. Sin embargo, esta pérdida de producción acumulada no ha sido constatada en un estudio del impacto de la selvicultura en el carbono fijado en masas de *Pinus pinaster* (Ruiz-Peinado *et al.*, 2013). En este estudio citado, se encontró que la producción acumulada fue mayor en las parcelas con clara más fuerte, existiendo diferencias significativas entre las masas aclaradas y no aclaradas, por situarse el área basimétrica de las parcelas aclaradas dentro del óptimo productivo para esta especie.

8.5. Conclusiones

La aplicación de un plan de claras intenso (tres claras por lo bajo, con un periodo de rotación de 10 años, con aprovechamiento de fuste entero) sobre una masa de *Pinus sylvestris*, una vez superado la mitad del turno propuesto, no supone una modificación de las cantidades de carbono almacenadas en el suelo, tanto en la capa orgánica como en la capa mineral, mostrando la sostenibilidad de las operaciones selvícolas, al menos desde el punto de vista de la fijación de carbono.

El carbono total actual existente en el bosque se ve afectado por la aplicación de claras, presentando la masa sin aclarar una mayor cantidad de carbono que las parcelas aclaradas, diferencias debidas exclusivamente a la diferencia en las cantidades de carbono en la biomasa aérea y radical. Sin embargo, si se considera el carbono total acumulado incluyendo lo extraído en las claras, solo existen pérdidas de carbono con respecto a la masa sin aclarar en las claras más fuertes.

8.6. Referencias bibliográficas

- ASSMANN E, 1970. The principles of forest yield study. Pergamon Press, Oxford, UK, 506 p.
- BATES D, MAECHLER M, BOLKER B, 2012. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and Eigenfaces. R package version 0.999375-42.
- BLANCO JA, IMBERT JB, CASTILLO FJ, 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237, 342-352.
- CHARRO E, GALLARDO J, MOYANO A, 2010. Degradability of soils under oak and pine in Central Spain. *European Journal of Forest Research* 129, 83-91.
- CHATTERJEE A, VANCE GF, TINKER DB, 2009. Carbon pools of managed and unmanaged stands of ponderosa and lodgepole pine forests in Wyoming. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 1893-1900.
- DÍAZ-PINÉS E, RUBIO A, VAN MIEGROET H, MONTES F, BENITO M, 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management* 262, 1895-1904.
- HARMON ME, SEXTON J, 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. USLTER Network Publication N° 20. Univ. Washington, Seattle, WA, USA, 39 p.
- HERRERO C, BRAVO F, TURRIÓN MB, 2011. Cuantificación de carbono en el suelo y en el mantillo en pinares y rebollares del Norte de España. En: GALLARDO JF, GARCÍA-OLIVA F, TURRIÓN MB (Eds.). *Materia orgánica edáfica y captura de carbono en sistemas iberoamericanos*, Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, pp. 249-266.
- IBÁÑEZ JJ, VAYREDA J, GRACIA C, 2002. Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya. En: BRAVO F, RÍO M, PESO C (Eds.), *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la gestión forestal sostenible*. Fundación General de la Universidad de Valladolid, Palencia, pp. 67-77.
- IUSS (INTERNATIONAL UNION SOIL SCIENCE WORKING GROUP), 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006. In: FAO (Ed.) *World Soil Resources Reports* n° 103. Roma, Italy, 117 p.

- JANSSENS I.A, SAMPSON DA, CERMAK J, MEIRESONNE L, RIGUZZI F, OVERLOOP S, CEULEMANS R, 1999. Above- and belowground phytomass and carbon storage in a Belgian Scots pine stand. *Annals of Forest Science* 56, 81-90.
- JOHNSON DW, CURTIS PS, 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), 2012. Infraestructura de datos espaciales. <http://sig.magrama.es/geoportal> [Acceso 25 Junio 2012].
- MÄKINEN H, ISOMÄKI A, 2004. Thinning intensity and growth of Scots pine stands in Finland. *Forest Ecology and Management* 201, 311-325.
- MONTERO G, 2000. Breve descripción del proceso repoblador en España (1940-1995). Documento inédito.
- MONTERO G, MADRIGAL G, RUIZ-PEINADO R, BACHILLER A, 2004. Red de parcelas experimentales del CIFOR-INIA. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 18, 229-236.
- MONTERO G, RÍO M, ROIG S, ROJO A, 2008. Selvicultura de *Pinus sylvestris* L. En: SERRADA R, MONTERO G, REQUE J (Eds). Compendio de selvicultura aplicada en España. INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, pp 503-534.
- NAVE LE, VANCE ED, SWANSTON CW, CURTIS PS, 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259, 857-866.
- PAN Y, BIRDSEY RA, FANG J, HOUGHTON R, KAUPPI PE, KURZ WA, PHILLIPS OL, SHVIDENKO A, LEWIS SL, CANADELL JG, CIAIS P, JACKSON RB, PACALA SW, MCGUIRE AD, PIAO S, RAUTIAINEN A, SITCH S, HAYES D, 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988-993.
- POWERS M, KOLKA R, PALIK B, MCDONALD R, JURGENSEN M, 2011. Long-term management impacts on carbon storage in Lake States forests. *Forest Ecology and Management* 262, 424-431.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RIO M, CALAMA R, CAÑELLAS I, ROIG S, MONTERO G, 2008. Thinning intensity and growth response in SW-European Scots pine stands. *Annals of Forest Science* 65, 308.

- RÍO M, LÓPEZ-SENEPLEDA E, MONTERO G, 2006. Manual de gestión para masas procedentes de repoblación de *Pinus pinaster* Ait., *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arn. en Castilla y León. Junta de Castilla y León, 102 pp.
- ROBINSON AP, WYKOFF WR, 2004. Imputing missing height measures using a mixed-effects modeling strategy. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 2492-2500.
- RUIZ-PEINADO R, RÍO M, MONTERO G, 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems* 20, 176-188.
- RUIZ-PEINADO R, BRAVO-OVIEDO A, LÓPEZ-SENEPLEDA E, MONTERO G, RÍO M, 2013. Do thinnings influence biomass and soil carbon stock in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research* 132, 253-262.
- SCHULP CJE, NABUURS GJ, VERBURG PH, DE WAAL RW, 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management* 256, 482-490.
- SECF (SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES), 2011. Situación de los bosques y del sector forestal en España. Informe 2010, 302 p. [Disponible en <http://www.secforestales.org/web/images/inforestal2010.pdf>]
- SKOVSGAARD JP, STUPAK I, VESTERDAL L, 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470-488.
- WADDELL KL, 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological Indicators* 1, 139-153.



SINTESIS FINAL

9

9. SÍNTESIS FINAL

9.1. Estimación y reparto de biomasa y carbono en sistemas forestales

La estimación de la biomasa, carbono fijado o cantidades de nutrientes en la vegetación de los sistemas forestales a partir de datos procedentes de inventarios requiere de herramientas que permitan realizar su cuantificación de una manera precisa. Para ello, se han venido utilizando diferentes relaciones o ecuaciones en algunas especies forestales, tanto arbóreas como arbustivas, aunque el objetivo principal con el que fueron construidas no siempre fue el de estimar las cantidades de carbono existentes. Específicamente para esto, Gracia *et al.* (2002) abordaron el desarrollo de factores de expansión de biomasa y Montero *et al.* (2005) desarrollaron modelos de estimación de biomasa y carbono a escala nacional, presentando valores y modelos para las principales especies forestales españolas con el objetivo principal de estimar las cantidades de carbono existentes en los bosques.

Sin embargo, se ha constatado que los factores de expansión de biomasa no son valores constantes, sino que dependen fundamentalmente de la edad de la masa (*e.g.*, Lehtonen *et al.*, 2004; Jalkanen *et al.*, 2005; Lehtonen *et al.*, 2007) o del volumen existente en la masa (Fang *et al.*, 1998; Fang & Wang, 2001). Por estos motivos, en la actualidad, para la estimación de carbono de las especies arbóreas se prefieren los modelos de estimación de biomasa como herramientas más precisas en la cuantificación del carbono de los bosques.

Tradicionalmente, los modelos de estimación de biomasa han sido desarrollados como relaciones alométricas entre el peso seco de biomasa y el diámetro normal del árbol. Sin embargo, la inclusión de otras variables en estos modelos (principalmente altura total o altura de copa) junto con el diámetro normal también han sido bastante utilizados, sobre todo en la última década (*e.g.*, Carvalho & Parresol, 2003; Balboa Murias *et al.*, 2006; Pérez-Cruzado & Rodríguez-Soalleiro, 2011), siendo presentada como una mejora en la predicción.

Por ello, los modelos para la estimación de biomasa y carbono que se han desarrollado en este trabajo presentan una mejora respecto de los previamente existentes de Montero *et al.* (2005), dado que: *i*) Se ha incluido la altura total junto con el diámetro normal como variables independientes en aquellos casos en que existía una mejora del modelo con esta inserción y, además, *ii*) los modelos ajustados para las diferentes fracciones de biomasa aérea considerada cumplen la propiedad aditiva, hecho no contemplado en los modelos previos.

- i) Mediante la inclusión de la altura se ha constatado una mejora predictiva en los modelos, presentando unos mejores estadísticos de ajuste (menor raíz del error cuadrático medio y mayor eficiencia del modelo). Este avance ya fue adelantado por algunos autores (*e.g.*, Bi *et al.*, 2004; Joosten *et al.*, 2004; Lambert *et al.*, 2005; Cienciala *et al.*, 2006), alegando que de esta manera se incluye información indirecta de las condiciones de crecimiento (Wirth *et al.*, 2004). A pesar de que con la introducción de otras variables independientes como la longitud de copa se pueda mejorar la bondad de ajuste de los modelos (*e.g.*, Carvalho & Parresol, 2003; Antonio *et al.*, 2007), especialmente en aquellos relacionados con la biomasa de copa, estas variables no son habitualmente medidas en los inventarios forestales y, por ello, finalmente se ha decidido no incluirlas en los modelos. Por otro lado, en los modelos de estimación de biomasa radical solamente se encontró como significativo el diámetro normal del árbol, hecho que ya ha sido encontrado en otros trabajos (Drexhage & Colin, 2001; Tobin *et al.*, 2007).
- ii) Dado que se han considerado distintas fracciones de biomasa aérea del árbol, es deseable que estos modelos cumplan la propiedad aditiva por la cual la suma de las diferentes fracciones sea la biomasa total. De las tres principales maneras de agregación de los sistemas de ecuaciones para el cumplimiento de la propiedad aditiva (Parresol, 1999), la utilización de la técnica de mínimos cuadrados generalizados conjuntos (*Seemingly Unrelated Regressions, SUR*) mejora la eficiencia de las estimaciones, ya que este procedimiento tiene en cuenta la correlación entre los errores de las diferentes ecuaciones, resultando en una varianza menor (Parresol, 1999, 2001; Álvarez-González *et al.*, 2007).

La mejora frente a las ecuaciones previamente ajustadas ha sido comprobada tras realizar la comparación con los modelos existentes propuestos por Montero *et al.* (2005). Estos fueron ajustados mediante la adopción del mejor modelo individual para cada fracción, ajuste por transformación logarítmica y utilizando solamente el diámetro normal como variable independiente. Así, se ha verificado que en todos los casos el comportamiento de los modelos ajustados utilizando metodología *SUR* fue mejor o al menos igual, utilizando en la comparación estadísticos de ajuste como la raíz del error cuadrático medio (*RMSE*) y la eficiencia del modelo (*EF*). Esta comparación es bastante ilustrativa, puesto que la base de datos usada por Montero *et al.* (2005) en la construcción de modelos dependientes del diámetro, ha sido también utilizada en este trabajo, aunque aquí se ha ampliado el número de muestras en algunas especies para cubrir un mayor rango diamétrico. En este caso la mejora expresada en términos de la raíz del error cuadrático medio es idéntica en coníferas y en frondosas (reducción media del 20%) y la eficiencia de los modelos se incrementó de manera más acusada en frondosas (aumento medio del 18%) que en coníferas (aumento medio del 8%).

El empleo de estos modelos, junto con los desarrollados por distintos autores para otras especies forestales de nuestro país, en la estimación de las cantidades de biomasa y carbono de los bosques españoles a partir de datos del Inventario Forestal Nacional (hecho que ya se está desarrollando con los datos del Cuarto Inventario), permitirá cuantificar de una forma más precisa e insesgada el efecto sumidero de los sistemas forestales a escala nacional (*e.g.*, Bravo *et al.*, 2007; Cañellas *et al.*, 2008; Río *et al.*, 2008).

Además, dada la disponibilidad de ecuaciones para las diferentes fracciones de biomasa en estos modelos (fuste, ramas de distintos tamaños incluyendo las acículas u hojas en muchos casos, raíces), se puede determinar qué cantidades de carbono se van a extraer en función del tipo de aprovechamiento que se realice (árbol completo, fustes enteros,...) y el objetivo del aprovechamiento (madera, biomasa...) (Ruiz-Peinado *et al.*, 2010). Además, se pueden emplear para valorar la sostenibilidad del tipo de aprovechamiento que se utilice, dado que se pueden emplear para contabilizar la extracción de nutrientes, y, también, para estimar las cantidades de biomasa que pueden ser aprovechadas con fines energéticos tras las cortas de aprovechamiento.

Los modelos aquí desarrollados presentan una serie de limitaciones que es necesario conocer y que, fundamentalmente, proceden de la muestra utilizada. Las especies forestales que se han cubierto en este trabajo presentan una distribución más o menos extensa y, en todos los casos, ha sido imposible muestrear en las principales áreas de distribución debido a un gran número de limitaciones, aunque principalmente estas fueron los costes económicos y el tiempo. Además, en algunas especies la muestra no fue lo suficientemente grande para cubrir las clases diamétricas más altas, o no al menos con la intensidad deseada, puesto que los individuos de

mayor diámetro estaban protegidos o eran ejemplares singulares, contando con poco sentido su apeo y pesaje, aunque el fin científico pretendido pudiera haberlo requerido. Otra de las limitaciones que presentan los datos es el bajo número de sistemas radicales que se han extraído para el ajuste de modelos de biomasa subterránea. En este caso se decidió tener un menor número de muestras aunque repartidas en todas las clases diamétricas accesibles para un gran número de especies, que tener una muestra más grande en menos especies, dado que el trabajo realizado fue extenso, realizándose de forma concienzuda y con una gran dedicación de personal y medios. Aparte de la limitación de la muestra en su parte subterránea, no hay que olvidar que existen otros factores que pueden influir en el reparto de biomasa entre la parte aérea y la radical como son la estación, la edad y el tipo de selvicultura que se aplica en la masa, como elementos más importantes. Aunque el muestreo no fue diseñado pensando en estas alteraciones intra-específicas de la alometría, todas ellas han sido tenidas en consideración a la hora de obtener una muestra lo menos sesgada posible.

El estudio del reparto de la biomasa entre la parte radical y la parte aérea (*root:shoot ratios*) nos permite conocer en qué manera se está almacenando el carbono en la biomasa (Cairns *et al.*, 1997). Aunque entre los modelos ajustados hay específicos para la estimación de biomasa radical utilizando el diámetro normal como variable independiente, también se consideró interesante desarrollar estos coeficientes de reparto dada la ausencia de valores previos para muchas de estas especies en nuestro país y el uso de valores por defecto o por comparación con otras especies en el cálculo de biomasa subterránea para los informes enviados al UNFCCC y en los inventarios de Gases de Efecto Invernadero.

Las cifras obtenidas indican la existencia de una gran variabilidad de las relaciones entre el peso de la parte radical y el peso de la parte aérea para las especies arbóreas estudiadas y que tienen que ver con los factores antes mencionados. Realizando una agrupación por clases de especies estudiadas, se ha visto que el valor para las frondosas es significativamente distinto y más alto que en las coníferas. En la bibliografía existen hallazgos divergentes sobre este hecho, así Kurz *et al.* (1996) encontraron diferencias entre especies de frondosas y coníferas en Canadá, aunque Cairns *et al.* (1997) y Mokany *et al.* (2006) no las encontraron en una numerosa tipología de bosques y biomas en todo el mundo. Las diferencias encontradas entre coníferas y frondosas en nuestro país pueden estar muy relacionadas con la selvicultura reciente que se ha aplicado a muchas masas de frondosas. Éstas han sido gestionadas en monte bajo, con turnos cortos para la obtención de leñas y carbón. A este factor se le une la reiteración de incendios, lo que ha hecho que la acumulación de biomasa en los sistemas radicales sea importante. Aún más, estos factores combinados con el efecto del clima mediterráneo, resultan en unas masas de frondosas con un sistema radical profundo y de buena extensión, muy adaptado a la acumulación de carbohidratos (Canadell & Rodà, 1991).

9.2. Estimación de biomasa en matorrales

Una vez que se dispone de herramientas para cuantificar las cantidades de carbono fijadas por las especies arbóreas, el siguiente reto es desarrollar modelos para la estimación del carbono fijado por las especies arbustivas o de matorral.

Existen en la bibliografía bastantes trabajos de estimación individual de biomasa para especies arbustivas, incluso en especies Mediterráneas (*e.g.*, Castro *et al.*, 1996; Patón *et al.*, 2002; Blanco & Navarro, 2003). Los diferentes modelos cuentan con una gran diversidad de variables independientes, siendo los más frecuentes el diámetro en la base (cuello de la raíz), la anchura máxima de copa, la altura total o el biovolumen ocupado por la planta. Aunque la descripción de las plantas individuales puede tener bastante interés, los inventarios forestales no están centrados en este estrato y no presentan valores individuales. En el mejor de los casos, estos inventarios presentan información a nivel formación o para las principales especies existentes. Aunque esto pudiera representar una limitación, también supone una oportunidad para desarrollar modelos de estimación utilizando variables existentes en aquellos inventarios forestales cuyo interés no sea este estrato. Así, de trabajar con plantas individualizadas se pasa a trabajar por formación, pudiendo estas formaciones ser descritas *ad hoc* o utilizarse aquellas detalladas en series de vegetación o mapas forestales. Además, con el fin de utilizar los datos del Inventario Forestal Nacional, se ha optado por utilizar en los modelos de estimación aquellas variables independientes que éste ha medido sobre el estrato arbustivo (altura media y fracción de cabida cubierta), con el objetivo de utilizar esta importante base de datos en la cuantificación de reservorios de carbono de formaciones arbustivas. También dentro del ajuste de estos modelos se incluyeron variables del estrato arbóreo (área basimétrica, densidad o fracción de cabida cubierta). Sin embargo, estas variables no resultaron significativas en los modelos dado que en las zonas donde se ha muestreado el estrato arbóreo presentaba baja densidad, siendo principal el estrato arbustivo. Así pues, por el hecho de presentar el estrato arbóreo una pequeña influencia relativa sobre el estrato arbustivo, estos modelos pueden ser empleados sobre terrenos desarbolados.

Esta metodología de trabajo, utilizando formaciones y empleando como variables independientes la cobertura de matorral y su altura media, está siendo empleada dentro del proyecto RECAMAN (Valoración de la Renta y el Capital de los Montes de Andalucía), por el grupo de Selvicultura del INIA-CIFOR para la estimación del carbono fijado en diferentes sistemas arbustivos en Andalucía (Montero *et al.*, 2013a).

En otros estudios se ha empleado la edad del matorral como variable independiente (e.g., Patón *et al.*, 1998; Navarro & Blanco, 2006), aunque en el estudio realizado para las formaciones en la dehesa (*Cistus ladanifer* y *Retama sphaerocarpa*) ésta no ha sido incluida en los modelos, principalmente porque es una variable que no es recogida en los inventarios forestales. Además, puede suceder que las formaciones de matorral no sean comunidades coetáneas en las cuales aplicar una edad media pueda conllevar a cometer errores groseros. También, el manejo de la vegetación (desbroces selectivos) y/o la gestión del ganado y su presión sobre aquellos arbustos más apetecibles puede conllevar que la variación en la edad dentro de una misma zona sea muy alta.

En los sistemas arbustivos la biomasa radical tiene una gran importancia (e.g., Kummerow, 1982; Jackson *et al.*, 1996) suponiendo una buena parte del reservorio de carbono existente en este tipo de formaciones, sobre todo en zonas de clima Mediterráneo. Por ello, las relaciones entre el peso de la parte radical y la parte aérea (*root:shoot ratios*) pueden utilizarse para estimar de manera directa y bastante precisa la biomasa radical, una vez calculada la biomasa aérea, aparte de conocer como está repartido el carbono. Así, se han construido este tipo de relaciones para las especies de estudio constatándose la gran diferencia que existe entre ambas, fundamentalmente debido a la diferencia en el tipo de reproducción y a la distribución del sistema radical. Así, las especies rebrotadoras, como *R. sphaerocarpa*, cuentan con un sistema radical más grande, potente y preparado para la acumulación de carbohidratos que las especies cuya reproducción se realiza principalmente por semillas, como *C. ladanifer*, presentando ésta un sistema radical de menor tamaño y somero, ya que invierten sus recursos en el crecimiento de la biomasa aérea (Kruger *et al.*, 1997; Silva & Rego, 2004).

Tras la estimación de cantidades de biomasa, para realizar cuantificaciones del carbono fijado en sistemas arbustivos con una mayor precisión, es necesario disponer de información sobre la cantidad de carbono específica en los tejidos leñosos de estas dos especies estudiadas. Del análisis químico de los tejidos leñosos se ha constatado que existen diferencias estadísticamente significativas entre ambas especies, aunque las cifras no se alejaron del valor general (50%) propuesto en la bibliografía. En un trabajo posterior, Montero *et al.* (2013b) realizaron un completo estudio de contenidos de carbono en especies arbustivas, donde también se incluyeron las especies estudiadas, constándose también la misma afirmación.

Al igual que en la estimación de biomasa en especies arbóreas, la mayoría de las limitaciones de este tipo de modelos suelen referirse a la obtención de la muestra. Así, en este caso la muestra procede de un área geográfica bastante concreta, aunque la zona es bastante representativa de las dehesas de la parte oeste de la península Ibérica, siendo también las especies bastante representativas tanto de terrenos arbolados como de aquellos donde la vegetación arbórea es muy escasa o ha desaparecido. En el diseño de muestreo se ha contemplado el estudio en varios estadios de desarrollo, con la consideración implícita de la edad, calidad de estación y gestión de la vegetación en cada zona, para una mejor caracterización de estos sistemas forestales. También, el número de muestras de biomasa radical extraídas es pequeño dentro del estudio del reparto de biomasa entre la parte aérea y la radical, siendo una limitación en estos modelos. Las restricciones económicas y de tiempo debido a la minuciosidad del trabajo de extracción de estos sistemas radicales, sobre todo en el caso de *R. sphaerocarpa*, fueron los principales motivos.

9.3. Influencia de la selvicultura en los stocks de carbono

La selvicultura, mediante la aplicación de tratamientos intermedios y cortas de regeneración, es una de las actividades que afectan considerablemente a las cantidades de carbono que tienen almacenadas los sistemas forestales. Con la retirada de vegetación tanto arbórea como arbustiva en clareos, desbroces, claras, cortas finales, etc., se reduce de manera importante la biomasa viva existente en el sistema. Esa disminución implica también una reducción de los aportes por desfronde al suelo (*e.g.*, Roig *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2006), aunque también puede aumentar la cantidad de madera muerta existente en el sistema si el aprovechamiento contempla el hecho de dejar los restos sobre el terreno tras ser tratados. Igualmente, la gestión forestal puede alterar las cantidades de carbono existentes en el suelo ya que en las labores de corta y extracción se producen alteraciones por mezcla de la capa orgánica y los primeros centímetros de la capa mineral, así como cambios en el microclima del suelo que pueden modificar las tasas de descomposición debido a la presencia de mayor radiación (*e.g.*, Jandl *et al.*, 2007; Nave *et al.*, 2010).

Sin embargo, hay una escasez de trabajos, sobre todo en ambientes mediterráneos, que estudien el impacto de los diferentes tratamientos selvícolas en los almacenes de carbono. Además, si las condiciones climatológicas características de estos ambientes se combinan con suelos más o menos pobres, la gestión selvícola de esas masas podría modificar de manera importante los reservorios de carbono, cuestión que es necesario conocer. También es conocido que el sistema de aprovechamiento utilizado puede influir en los stocks de carbono, tanto en el de madera muerta como en la capa orgánica y mineral del suelo (Johnson & Curtis, 2001). Además, si se considera dejar los restos de corta tras el aprovechamiento, éstos pueden funcionar como almacén de carbono y nutrientes al suelo y servir de protección al suelo mineral en las labores de desembosque de la madera (*e.g.*, Han *et al.*, 2006; Page-Dumroese *et al.*, 2010).

Los resultados obtenidos en los estudios realizados muestran que, en el caso del ensayo de claras de *P. pinaster* que se encuentra al final del turno propuesto, existen diferencias estadísticamente significativas en el carbono almacenado en la *biomasa viva* entre las parcelas sin aclarar y aquellas aclaradas. Los menores valores se sitúan en las masas aclaradas, siendo una consecuencia esperada de la aplicación de las claras. Entre las distintas intensidades de claras (moderada y fuerte) no se encontraron diferencias significativas, probablemente porque la diferencia entre ambos tipos de clara no fue grande. En el ensayo de *P. sylvestris* (en la mitad del turno propuesto) se encontraron diferencias entre todos los tratamientos ensayados respecto a las cantidades de carbono en la biomasa viva, siendo decrecientes con la intensidad de clara.

Los resultados de ambos ensayos nos muestran la influencia de la selvicultura en el reservorio de carbono en la biomasa *in situ*.

Pero, sin duda, uno de los reservorios sobre los que menos se conoce el potencial impacto de la selvicultura es sobre la *capa mineral del suelo*. En ambos estudios no se han detectado impactos importantes por la aplicación de claras en el stock de carbono respecto este reservorio. En general, la selvicultura que se aplica en los pinares mediterráneos no es muy intensa (en relación con los pesos y rotaciones de claras) y aunque exista una puntual extracción de carbono debida a las cortas (claras y clareos) y sus trabajos, el carbono en el suelo es generalmente más resistente a cambios o intervenciones selvícolas que en otros reservorios (Vesterdal *et al.*, 2002).

No obstante, en algunos estudios se ha documentado una reducción de la cantidad de carbono almacenada en la *capa orgánica del suelo* (e.g., Vesterdal *et al.*, 1995; Nilsen & Strand, 2008), siendo ésta atribuida, por una lado, tanto a la reducción temporal en las tasas de desfronde tras la clara como a la mezcla de capa orgánica y capa mineral en las labores de extracción, y por otro, al incremento temporal de las tasas de descomposición por cambios en la humedad y temperatura de la superficie del suelo. En nuestro estudio, en la masa de *P. pinaster* se encontró una ligera reducción del carbono almacenado en la capa orgánica aunque no fue estadísticamente significativa. En este caso, esta ligera reducción coincidió con la utilización del sistema de aprovechamiento de árbol completo, en el cual los restos del aprovechamiento (raberón, ramas y acículas) no quedan en el sitio de corta sino que se extraen junto al árbol. En cambio, la reducción del stock de carbono en la capa orgánica del suelo no fue hallada en la masa de *P. sylvestris* donde se ha extraído el fuste entero y los restos de corta quedaron triturados sobre el suelo.

Por tanto, los resultados obtenidos en nuestros estudios permiten afirmar que las claras no muestran una influencia significativa respecto a la acumulación de carbono en el suelo al menos en el corto-medio plazo, después de tres décadas de gestión y control de las masas de estudio. Estos resultados están en consonancia con lo encontrado en varios trabajos como los de Johnson & Curtis (2001), Skovsgaard *et al.* (2006) o Jurgensen *et al.* (2012).

En relación con las cantidades de carbono existentes en el reservorio de *madera muerta*, las diferencias encontradas entre las distintas intensidades de clara en cada estudio, muestran una clara relación con el tipo de aprovechamiento que se ha realizado. Así, si no quedan restos en la masa (extracción del árbol completo en la masa de *P. pinaster*) las cantidades de carbono en la madera muerta son mayores y estadísticamente diferentes en la masa sin aclarar que en las masas aclaradas, sin ser significativamente diferentes entre intensidades de clara. En cambio, si

los restos quedan en el sitio (extracción del fuste entero en la masa de *P. sylvestris*), las cantidades de carbono acumuladas en el reservorio de madera muerta son mayores en la masa donde se ha realizado una clara más fuerte y estadísticamente diferentes de aquellas existentes en la masa sin aclarar. Dentro de este reservorio, en las masas aclaradas la madera muerta fina supone entre un 78% y un 90% del carbono fijado si se ha utilizado el árbol completo como método de aprovechamiento, mientras que en el caso del aprovechamiento de fuste entero esta fracción fina se sitúa entre un 92% y 98%. En las masas aclaradas, los mayores valores absolutos se presentan en el estudio donde se empleó el método de fustes enteros.

Como se ha comentado, los stocks de carbono que se encuentran actualmente en el bosque (*in situ*) en ambos pinares estudiados muestran que las masas sin aclarar presentan mayores cantidades de carbono, siendo, además, estadísticamente diferentes a los encontrados en las masas aclaradas. Sin embargo, a los stocks de carbono encontrados en la masa *in situ* hay que añadirles las cantidades de carbono que han sido extraídas en las claras realizadas, obteniéndose así los stocks totales acumulados. De esta forma, en la masa de *P. pinaster* las cantidades totales acumuladas (*in situ* + extraídas) son mayores y estadísticamente diferentes en las masas aclaradas que en las no aclaradas, una vez que se ha llegado al final del turno previsto. Sin embargo, en el estudio sobre *P. sylvestris* que se sitúa hacia la mitad del turno propuesto, la masa sin aclarar presenta una mayor cantidad de carbono total acumulada (incluyendo las cantidades de carbono extraídas) y significativamente diferente de la existente en la masa sobre la que se han aplicado clara fuerte, aunque no estadísticamente distinta del stock acumulado en la masa sobre la que se aplicaron claras moderadas. En este último estudio (*P. sylvestris*), como se ha venido comentado la masa se sitúa en la mitad del turno propuesto, lo que puede influenciar los resultados obtenidos. Por tanto, sería muy interesante continuar con el control de este ensayo hasta el final del turno para tener datos de la evolución total. No obstante, la silvicultura aplicada en este ensayo ha seguido las pautas aconsejadas, realizándose claras tempranas y planificándose éstas con un mayor peso que las que se realicen en la segunda mitad del turno (Río *et al.*, 2006; Montero *et al.*, 2008). Según lo indicado y a la vista de los resultados obtenidos donde se ha constatado una ligera pérdida de producción en las claras fuertes sobre *P. sylvestris* (hecho también adelantado en la literatura en Europa), podríamos también considerar que ha habido una mejor reacción a las claras en *P. pinaster*, donde no se ha encontrado esa pérdida. Sin embargo, aún no existen trabajos en esta especie que puedan confirmarlo.

A la luz de todos los resultados encontrados sobre la aplicación de claras en los distintos reservorios de carbono, proponemos la utilización de manera conjunta de los stocks de carbono existentes tanto en la biomasa del bosque (in situ) como los extraídos en claras como indicadores de la gestión forestal. Actualmente, al aplicar el criterio “*Fijación de carbono*” sólo se contabiliza el carbono en la biomasa viva en la masa, pudiéndose establecer conclusiones erróneas acerca de que las masas sobre las que no se han efectuado claras ya que presentan cantidades de carbono mayores que las masas aclaradas y por ende llegar a conclusiones ilógicas como que realizar selvicultura no es conveniente para aumentar la fijación de carbono, cuando no se ha tenido en cuenta las cantidades extraídas. También, al no haber encontrado influencias significativas de las claras en el stock de carbono acumulado en el suelo, no es necesario realizar un seguimiento continuo de éste, pudiéndose utilizar por sí solos los indicadores propuestos (biomasa in situ y extraída) de más fácil medición o estimación.

Además, en este trabajo se han estudiado masas procedentes de repoblación considerando que éstas cuentan con un potencial grande para la fijación de carbono, puesto que la cantidad total de carbono existente en ese sitio (biomasa y suelo) antes de la repoblación es pequeña. Por ello, si se ha realizado un cambio de uso de suelo (de agrícola marginal a bosque) o si se ha revegetado un bosque degradado, podrá existir una acumulación importante de carbono tanto en la biomasa vegetal (aérea y radical) como estabilizado en el suelo (Guo & Gifford, 2002), tanto a partir de las raíces (rizodeposición) como de la mineralización de la materia orgánica procedente del desfronde que pasa al suelo. Este hecho es muy importante ya que en España durante la segunda mitad del siglo XX se realizaron repoblaciones forestales que han supuesto un importante aumento de la superficie forestal. Así, se estiman en 3,6 millones de hectáreas las repobladas entre 1940 y el año 2006 que fueron realizadas como primera repoblación (SECF, 2011). Para el mismo periodo se estiman en más de 0,6 millones de ha las repoblaciones realizadas en terrenos afectados por incendios forestales o en áreas de regeneración tras cortas de aprovechamiento y otros 0,6 millones de ha en terrenos agrarios en el marco de la Política Agraria Comunitaria (PAC). Desglosando las superficies por especies, según Montero (2000) contando con datos hasta el año 1995, se estima en más 0,7 millones de ha las repobladas con *Pinus pinaster* y algo más de 0,5 millones de ha las repobladas con *P. sylvestris*, siendo éstas las dos especies más ampliamente utilizadas.

Estas cifras, junto con los valores de carbono obtenidos en estos estudios, muestran la importancia de las repoblaciones para la mitigación del cambio climático. Estas repoblaciones cuentan con unas particularidades de gestión debido a las altas densidades de plantación o siembra, monoespecificidad y una distribución regular tras una preparación inicial de suelo más o menos intensa en algunos casos, por las que generalmente presentan necesidades de claras tempranas. Además, los rápidos crecimientos que suelen tener las masas procedentes de repoblación en las edades juveniles en comparación con masas naturales similares, apoya las intervenciones tempranas. Todo ello respaldado por los resultados obtenidos en estos estudios, de que la aplicación de claras no repercute de manera notable en la capacidad de mitigación de estas masas.

Así, desde el punto de vista de fijación de carbono, los resultados obtenidos fortalecen aún más la aplicación de claras en las masas forestales, añadiendo otro objetivo importante a la doble vertiente selvícola y económica generalmente considerada en estas intervenciones (Río, 1999; Serrada, 2011). Sin embargo, es necesario continuar con los estudios de este tipo ya que existen algunas situaciones que es necesario conocer más a fondo, sobre todo en zonas de clima mediterráneo donde estos estudios son bastante escasos. Otro de los efectos sobre los que las claras pueden tener influencia son las variaciones en el reparto de biomasa en función de la intensidad de las mismas, ya que éstas liberan de competencia y los árboles modifican la asignación de recursos entre las distintas fracciones de biomasa. Por otra parte, es necesario tener información acerca de los efectos de la aplicación de cortas de regeneración en el carbono acumulado en el suelo, tanto en las variaciones de los stocks como el tiempo de duración de los efectos. También hay que conocer cuál es la influencia de la selvicultura en masas de otras especies, cuestión a estudiar tanto en masas de otras especies de coníferas distintas a las estudiadas como en frondosas, además del examen de los efectos en masas mixtas. El estudio de los efectos en el muy corto plazo, en los años posteriores a las intervenciones selvícolas, o en el largo plazo mediante el seguimiento de dispositivos experimentales también son cuestiones a considerar.

9.4. Referencias bibliográficas

- ÁLVAREZ-GONZÁLEZ JG, RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R, ROJO-ALBORECA A, 2007. Resolución de problemas del ajuste simultáneo de sistemas de ecuaciones: heterocedasticidad y variables dependientes con distinto número de observaciones. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 23, 35-42.
- ANTONIO N, TOMÉ M, TOMÉ J, SOARES P, FONTES L, 2007. Effect of the tree, stand and site variables of the allometry of *Eucalyptus globulus* tree biomass. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 895-906.
- BALBOA-MURIAS MA, RODRIGUEZ-SOALLEIRO R, MERINO A, ALVAREZ-GONZALEZ JG, 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237, 29-38.
- BRAVO F, HERRERO C, ORDÓÑEZ C, SEGUR M, GÓMEZ C, MENÉNDEZ M, CÁMARA A, 2007. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles. In: BRAVO F (Coord.) El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Fundación Gas Natural, Barcelona, pp 143-196.
- BI HQ, TURNER J, LAMBERT MJ, 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. *Trees-Structure and Function* 18, 467-479.
- BLANCO JA, IMBERT JB, CASTILLO FJ, 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 237, 342-352.
- BLANCO P, NAVARRO RM, 2003. Aboveground phytomass models for major species in shrub ecosystems of Western Andalucía. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12, 47-55.
- CAIRNS MA, BROWN S, HELMER EH, BAUMGARDNER GA, 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111, 1-11.
- CANADELL J, RODÀ F, 1991. Root biomass of *Quercus ilex* in a montane Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research* 21, 1771-1778.
- CAÑELLAS I, SÁNCHEZ-GONZÁLEZ M, BOGINO SM, ADAME P, HERRERO C, ROIG S, TOMÉ M, PAULO JA, BRAVO F, 2008. Silviculture and carbon sequestration in

- Mediterranean oak forests. In: BRAVO F, LEMAY V, JANDL R, GADOW KV (Eds.) *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Springer, pp 317-338.
- CARVALHO JP, PARRESOL BR, 2003. Additivity in tree biomass components of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). *Forest Ecology and Management* 179, 269-276.
- CASTRO I, CASADO MA, RAMÍREZ-SANZ L, DE MIGUEL JM, COSTA TENORIO M, DÍAZ PINEDA F, 1996. Funciones de estimación de la biomasa aérea de varias especies del matorral mediterráneo del centro de la península Ibérica. *Orsis* 11, 107-116.
- CIENCIALA E, CERNY M, TATARINOV F, APLTAUER J, EXNEROVA Z, 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees-Structure and Function* 20, 483-495.
- DREXHAGE M, COLIN F, 2001. Estimating root system biomass from breast-height diameters. *Forestry* 74, 491-497.
- FANG JY, WANG ZM, 2001. Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. *Ecological Research* 16, 587-592.
- FANG JY, WANG GG, LIU GH, XU SL, 1998. Forest biomass of China: An estimate based on the biomass-volume relationship. *Ecological Applications* 8, 1084-1091.
- GRACIA C, SABATÉ S, VAYREDA J, IBÁÑEZ J, 2002. Aboveground biomass expansion factors and biomass equations of forest in Catalonia. COST E21, WG1-Biomass Workshop, Besalú, España.
- GUO LB, GIFFORD RM, 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360.
- HAN HS, PAGE-DUMROESE D, HAN SK, TIROCKE J, 2006. Effects of slash, machine passes, and soil moisture on penetration resistance in a cut-to-length harvesting. *International Journal of Forest Engineering* 17, 11-24.
- JACKSON RB, CANADELL J, EHLERINGER JR, MOONEY HA, SALA OE, SCHULZE ED, 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108, 389-411.
- JALKANEN A, MÄKIPÄÄ R, STAHL G, LEHTONEN A, PETERSSON H, 2005. Estimation of the biomass stock of trees in Sweden: comparison of biomass equations and age-dependent biomass expansion factors. *Annals of Forest Science* 62, 845-851.

- JANDL R, LINDNER M, VESTERDAL L, BAUWENS B, BARITZ R, HAGEDORN F, JOHNSON DW, MINKKINEN K, BYRNE KA, 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253-268.
- JOHNSON DW, CURTIS PS, 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.
- JOOSTEN R, SCHUMACHER J, WIRTH C, SCHULTE A, 2004. Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest Ecology and Management* 189, 87-96.
- JURGENSEN M, TARPEY R, PICKENS J, KOLKA R, PALIK B, 2012. Long-term effect of silvicultural thinnings on soil carbon and nitrogen pools. *Soil Science Society of America Journal* 76, 1418-1425.
- KRUGER LM, MIDGLEY JJ, COWLING RM, 1997. Resprouters vs reseeders in South African forest trees; a model based on forest canopy height. *Functional Ecology* 11, 101-105.
- KUMMEROW J, 1982. The relation between root and shoot systems in chaparral shrubs. In: CONRAD CE, OECHEL WC (Eds.) Dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems. USDA Forest Service General Technical Report PSW-058, California, USA, pp 142-147.
- KURZ W, BEUKEMA S, APPS M, 1996. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1973-1979.
- LAMBERT MC, UNG CH, RAULIER F, 2005. Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 1996-2018.
- LEHTONEN A, CIENCIALA E, TATARINOV F, MÄKIPÄÄ R, 2007. Uncertainty estimation of biomass expansion factors for Norway spruce in the Czech Republic. *Annals of Forest Science* 64, 133-140.
- LEHTONEN A, MÄKIPÄÄ R, HEIKKINEN J, SIEVÄNEN R, LISKI J, 2004. Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188, 211-224.
- MOKANY K, RAISON RJ, PROKUSHKIN AS, 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12, 84-96.

- MONTERO G, 2000. Breve descripción del proceso repoblador en España (1940-1995). Documento inédito.
- MONTERO G, PASALODOS-TATO M, LÓPEZ-SENEPLEDA E, ONRUBIA R, MADRIGAL G, 2013a. Ecuaciones para la estimación de la biomasa en matorrales y arbustados mediterráneos. En: MONTERO G, GUIJARRO-GUZMÁN M (Eds.). Actas 6º Congreso Forestal Español CD-Rom. 6CFE01-140:13 p. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- MONTERO G, PASALODOS-TATO M, MONTOTO R, LÓPEZ-SENEPLEDA E, ONRUBIA R, BRAVO-OVIEDO A, RUIZ-PEINADO R, 2013b. Contenido de carbono en la biomasa de las principales especies de matorral y arbustados de España. En: MONTERO G, GUIJARRO-GUZMÁN M (Eds.). Actas 6º Congreso Forestal Español CD-Rom. 6CFE01-139:11 p. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- MONTERO G, RÍO M, ROIG S, ROJO A, 2008. Selvicultura de *Pinus sylvestris* L. En: SERRADA R, MONTERO G, REQUE J (Eds.). Compendio de selvicultura aplicada en España. INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, pp 503-534.
- MONTERO G, RUIZ-PEINADO R, MUÑOZ M, 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, 270 p.
- NAVARRO RM, BLANCO P, 2006. Estimation of aboveground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15, 197-207.
- NAVE LE, VANCE ED, SWANSTON CW, CURTIS PS, 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 25, 857-866.
- NILSEN P, STRAND LT, 2008. Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years. *Forest Ecology and Management* 256, 201-208.
- PAGE-DUMROESE DS, JURGENSEN M, TERRY T, 2010. Maintaining soil productivity during forest or biomass-to-energy thinning harvests in the Western United States. *Western Journal of Applied Forestry* 25 (1):5-11.
- PARRESOL BR, 1999. Assessing tree and stand biomass: A review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45, 573-593.

- PARRESOL BR, 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 865-878.
- PATÓN D, AZÓCAR P, TOVAR J, 1998. Growth and productivity in forage biomass in relation to the age assessed by dendrochronology in the evergreen shrub *Cistus ladanifer* (L.) using different regression models. *Journal of Arid Environments* 38, 221-235.
- PATÓN D, NÚÑEZ J, BAO D, MUÑOZ A, 2002. Forage biomass of 22 shrub species from Monfragüe Natural Park (SW Spain) assessed by log-log regression models. *Journal of Arid Environments* 52, 223-231.
- PÉREZ-CRUZADO C, RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R, 2011. Improvement in accuracy of aboveground biomass estimation in *Eucalyptus nitens* plantations: Effect of bole sampling intensity and explanatory variables. *Forest Ecology and Management* 261, 2016-2028.
- RÍO M, 1999. Régimen de claras y modelos de producción para *Pinus sylvestris* L. en los sistemas Central e Ibérico. Tesis doctoral, INIA, 257 p.
- RÍO M, BARBEITO I, BRAVO-OVIEDO A, CALAMA R, CAÑELLAS I, BRAVO F, 2008. Carbon sequestration in Mediterranean pine forest. In: BRAVO F, LEMAY V, JANDL R, GADOW KV (Eds.) *Managing forest ecosystems: the challenge of climate change*. Kluwer Academic Publishers, pp. 221-245.
- RÍO M, LÓPEZ SENESPLEDA E, MONTERO G, 2006. Manual de gestión para masas procedentes de repoblación de *Pinus pinaster* Ait., *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arn. en Castilla y León. Serie Técnica. Junta de Castilla y León, 102 p.
- ROIG S, RÍO M, CAÑELLAS I, MONTERO G, 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management* 206, 179-190.
- RUIZ-PEINADO R, MONTERO G, RÍO M, SÁNCHEZ-JIMÉNEZ V, 2010. Alternativas de gestión forestal para distintos usos de la madera. En: MONTERO G, RUIZ-PEINADO R, SÁNCHEZ-JIMÉNEZ V (Coord.) *La biomasa forestal. Gestión y viabilidad*. Fundación Construcción y Madera, Madrid, pp 153-237.
- SECF (SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES), 2011. Situación de los bosques y del sector forestal en España. Informe 2010. 302 pp. Disponible en la URL: [<http://www.secforestales.org/web/images/inforestal2010.pdf>]

- SERRADA R, 2011. Apuntes de Selvicultura. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Madrid. 502 p.
- SILVA JS, REGO FC, 2004. Root to shoot relationships in Mediterranean woody plants from Central Portugal. *Biologia* 59, 1-7.
- SKOVSGAARD JP, STUPAK I, VESTERDAL L, 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 470-488.
- TOBIN B, CERMAK J, CHIATANTE D, DANJON F, IORIO AD, DUPUY L, ESHEL A, JOURDAN C, KALLIOKOSKI T, LAIHO R, NADEZHDINA N, NICOLL B, PAGES L, SILVA J, SPANOS I, 2007. Towards developmental modelling of tree root systems. *Plant Biosystems* 141, 481-501.
- VESTERDAL L, DALSGAARD M, FELBY C, RAULUND-RASMUSSEN K, JORGENSEN BB, 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 77, 1-10.
- VESTERDAL L, RITTER E, GUNDERSEN P, 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management* 169, 137-147.
- WIRTH C, SCHUMACHER J, SCHULZE ED, 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24, 121-139.



CONCLUSIONES

10

10. CONCLUSIONES

- I. Los modelos de estimación de biomasa desarrollados para 23 especies forestales españolas suponen una herramienta fundamental para la cuantificación de la biomasa y el carbono almacenado por los bosques españoles. La utilización del diámetro normal y la altura total como variables independientes en estos modelos, les otorga gran aplicabilidad, ya que la inclusión de la altura permite incorporar, al menos de manera indirecta, información sobre las condiciones de crecimiento en las que se encuentran los árboles.

- II. Los modelos de estimación de biomasa aérea ajustados suponen una mejora importante de los previamente existentes. Se trata de modelos más precisos e insesgados, en los cuales se ha empleado para su ajuste una gran cantidad de datos procedentes de un rango diamétrico amplio; y se ha utilizado la metodología de ajuste de mínimos cuadrados generalizados conjuntos (metodología *SUR*) con la cual se contempla la propiedad aditiva (la suma de las diferentes fracciones de biomasa aérea es igual a la biomasa total aérea).

- III. Se han constatado diferencias en el reparto de biomasa entre la parte aérea y la parte radical entre especies y entre grupos de coníferas y frondosas, a partir de la observación de las relaciones entre el peso de biomasa de la parte radical y el peso de la parte aérea (*root:shoot ratios*). Las frondosas presentaron un valor más alto, muy relacionado con la historia selvícola de sus masas, la reiteración de incendios y la adaptación al medio Mediterráneo en el que viven la mayor parte de ellas.

- IV. La estimación de biomasa para dos especies de matorral típicas de las dehesas Ibéricas (*Cistus ladanifer* L. y *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.) se ha realizado desde dos aproximaciones: la primera mediante el desarrollo de modelos de estimación a nivel individual y la segunda a partir de la realización de modelos a nivel formación. A nivel individual el mejor predictor de la biomasa aérea fue el biovolumen, mientras que a nivel formación se han utilizado como variables independientes la altura media y la cobertura de este estrato. Así, los modelos ajustados a nivel formación utilizan variables que habitualmente son medidas sobre este estrato en los inventarios forestales, como se realiza en el Inventario Forestal Nacional, por lo cual pueden ser aplicados a los datos de las parcelas de dicho Inventario.
- V. El estudio del reparto de biomasa entre la parte aérea y la parte radical en estas especies de matorral ha mostrado diferencias estadísticamente significativas entre ambas, con un valor mayor en *Retama sphaerocarpa* (1,46) frente al encontrado en *Cistus ladanifer* (0,56). Estos resultados están en consonancia con los distintos tipos funcionales que presentan ambas especies, mostrando *C. ladanifer* reproducción fundamentalmente sexual y sistema radical somero, y *R. sphaerocarpa* reproducción básicamente asexual y sistema radical profundo.
- VI. La contribución del estrato arbustivo al reservorio de carbono en dehesas con matorral se estima que se sitúa entre el 9% (*R. sphaerocarpa*) y el 13% (*C. ladanifer*) del total de este sistema, contemplando su biomasa aérea y radical.
- VII. La aplicación de claras en pinares Mediterráneos modifica de forma significativa las cantidades de carbono almacenadas en la biomasa. Así, las masas no aclaradas presentan mayores cantidades almacenadas que las masas aclaradas, disminuyendo la cantidad con la intensidad de la clara. Este resultado muestra claramente la influencia de la selvicultura aplicada.

- VIII. Las claras no ha mostrado una influencia significativa en el carbono almacenado en los suelos en masas con origen de repoblación. Incluso, cuando se utilizan sistemas de aprovechamiento de árbol completo que conllevan una extracción total de carbono, sin que los restos puedan incorporarse al suelo. Por ello, se puede afirmar que el carbono almacenado en este compartimento es relativamente estable, al menos en el corto-medio plazo, evidenciándose la sostenibilidad de estas prácticas, desde el punto de vista de la fijación de carbono.
- IX. El carbono fijado en los suelos de los pinares de repoblación estudiados, hasta una profundidad de 30 cm e incluyendo su capa orgánica, supone entre un 35 y 45% del carbono presente en este tipo de masas.
- X. La madera muerta supone un 5% del carbono existente en la masa cuando se utiliza un sistema de aprovechamiento de árbol completo, presentando las masas aclaradas menores cantidades de carbono en este reservorio que las masas sin aclarar. En el caso de utilización del sistema de fustes enteros dejando los restos triturados en la masa, el porcentaje varía entre el 6% y el 8% dependiendo la intensidad de clara aplicada, contando la masa aclarada con mayores cantidades de carbono en la madera muerta que las no aclaradas.
- XI. La estimación del carbono total fijado por una masa forestal sobre la que se aplica selvicultura debe incluir aquellas cantidades que fueron extraídas en tratamientos parciales, para realizar una contabilidad total. Así, al final del turno propuesto, las cantidades de carbono fijadas por las masas aclaradas pueden llegar a ser mayores que en las masas sin aclarar, si la selvicultura seguida ha sido adecuada. Por ello, se propone la utilización de las cantidades de carbono acumuladas en la biomasa viva en el bosque junto con las cantidades de biomasa extraídas en cortas intermedias como un indicador de gestión forestal sostenible, para contemplar el efecto global de la selvicultura.

