

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID



INSTITUTO UNIVERSITARIO DE  
INVESTIGACIÓN EN  
GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

Cuantificación de Carbono en Pinares (*Pinus nigra* Arn., *Pinus pinaster* Ait.,  
*Pinus sylvestris* L.) y Rebollares (*Quercus pyrenaica* Willd.) Mediterráneos

TESIS DOCTORAL  
Celia Herrero de Aza  
Palencia, 2010





**UNIVERSIDAD DE VALLADOLID**

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS AGRARIAS

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

Tesis Doctoral

**CUANTIFICACIÓN DE CARBONO EN PINARES  
(*Pinus nigra* Arn., *P. pinaster* Ait., *P. sylvestris* L.) y  
REBOLLARES (*Quercus pyrenaica* Willd.) MEDITERRÁNEOS**

**Celia Herrero de Aza**

*Palencia, 2010*

Dirigida por: Dr. Felipe Bravo Oviedo





**UNIVERSIDAD DE VALLADOLID**

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS AGRARIAS

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

Tesis Doctoral

**CUANTIFICACIÓN DE CARBONO EN PINARES  
(*Pinus nigra* Arn., *P. pinaster* Ait., *P. sylvestris* L.) y  
REBOLLARES (*Quercus pyrenaica* Willd.) MEDITERRÁNEOS**

---

*Tesis presentada por Celia Herrero de Aza en cumplimiento de los requisitos necesarios para la obtención del Título de Doctora por la Universidad de Valladolid. Dirigida por Dr. Felipe Bravo Oviedo, Catedrático de la Universidad de Valladolid.*

El director de la tesis:  
**Dr. Felipe Bravo Oviedo**

La doctoranda:  
**Dña. Celia Herrero de Aza**

*Palencia, 2010*



*A mis padres, a Pablo y a losu*

*A la gente del campo,  
por sus manos manchadas,  
porque sin querer  
nos regalaron nuestra historia*





## Agradecimientos

Este es el apartado más dinámico y difícil de todos los que en este trabajo aparecen. Al ser un proceso tan dilatado en el tiempo, aquellas personas que en su día fueron importantes se van reemplazando por otras nuevas. Todas me han regalado en algún momento lo mejor que poseían, por lo que mi primer agradecimiento va a ese instante que sirvió para seguir adelante.

Embriagada por distintos sentimientos de alegría y agotamiento, unidos con una melancolía de aquellos momentos primeros de muestreo, estas letras se escriben con un corazón encogido pero con una dilatada emoción.

Quería expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que han estado a mi lado estos años::

Gracias Felipe por dirigir esta tesis, con profesionalidad y alevosía. Gracias por todos los comentarios en rojo y por todas las correcciones realizadas en todos estos años, muchas me consta, de madrugada. Pero sobre todo, gracias por dirigir al grupo, por crear estructura, por facilitarnos los medios para infinidad de experiencias, por hacer de la escuela algo grande, por hacerlo con corazón.

Gracias Belén por implicarte en este documento. Sin querer queriendo has revisado una y otra vez muchas partes de esta tesis afinando hasta los detalles más pequeños. Gracias por el esfuerzo pero sobre todo, por la disponibilidad y la cercanía mostradas, que han hecho que los perfiles edáficos, por ejemplo, se me hiciesen menos pindios.

Gracias Roberto y Valentín por todos vuestros minutos, por todos los ajustes, por las convergencias y las que no, por los contrastes, porque a pesar de los pocos datos los análisis parecían importantes.

Gracias Jose Reque y Carlos del Peso por los comentarios que han bordado algunas de las partes de esta tesis. Gracias a los consejos de Francisco Lafuente para la ejecución de alguno de los experimentos.

Gracias a los compañeros y compañeras del gineceo y androceo, del Edificio "E" por el ambiente cálido y risueño, por las historias contadas, por los silencios concentrados, por esos cafés, esas preguntas, esas respuestas, esos consejos, alegrías y penas... Debo agradecer en especial a todas aquellas amig@s que me han ayudado en los largos muestreos de esta memoria, entre ellos, Anabel, Santi, Pablo, Iosu, Toni, Jorge, Irene, Pablo, Cristóbal, Miguel Segur, Luisfer, Pili, Pilar, Jaime, Bea, Beli, Hilda, Encarni, Mary, Mire, Pablo Pinto, Ammelle, MariaPaz, Norlan... También quería agradecer los ratos con estos y con otros que, por la consecución de esta tesis, además de muestreo y techo, hemos compartido vida.

Gracias Martita y Rosa, y a vuestro equipo, por los análisis físico-químicos del suelo y por pelearos con todas las muestras, siempre acompañándolo con la mejor sonrisa.

Gracias Alex, por acercarte y aportar, por las conversaciones regaladas, por la revisión realizada y por apostar y gestionar esos ecosistemas de "Páramos y Valles". Gracias Jaime por la revisión concienzuda del documento sin tiempo, sin fuerzas, sin descanso... sólo por amistad.

Gracias a los proyectos de financiación (Forsee, Estructura, dinámica y selvicultura para la conservación y el uso sostenible de los bosques en el Sistema Central y Plan Nacional) y a los que los han liderado (Julio, Christophe, Felipe) por los que pudimos realizar estos estudios, a la Uva, por las estancias

en el extranjero, y a un convenio con Cesefor y la empresas forestales Sayfor y Tecnosylva, que permitieron la cumplimentación de algunos trabajos de esta tesis. Gracias también a los/as conserjes y secretarías por tantos favores a fondo perdido, en especial a Celia Redondo.

Gracias a todas las personas que han aportado desinteresadamente sus dones y detalles artísticos en esta tesis, a los artistas Rosa Sánchez (dibujos de ecosistema), Espe Aretxaga (todos los esquemas y arreglos una y otra vez) y Borja Leza (portada exterior). Gracias Eduardo Vielba por la revisión literaria y la maquetación exhaustiva, porque no se te resiste ni el más tedioso de los documentos. Cuanto más agobiado estuviste, más tiempo me dedicaste. Gracias por el 2%, gracias. Gracias a Pablo Herrero de Aza y a Iosu Berraondo, por sus correcciones y colaboraciones. Mil gracias a los forestales Rubén Heras, Rubén Arconada y Jaime y Bea Olaizola por sus comentarios. Gracias Blanca por tu cariño a la botánica.

Gracias a los coautores de los artículos por su ayuda y su sapiencia. En especial gracias a Andrés Bravo, Vicente Monleón, Olga Krankina, Alicia Ortega, Belén Turrión, Paco Rodríguez. Gracias a la comunidad de Chile y de Oregón por acogerme y enseñarme...

Gracias a mi familia, por ser colchón de tanta vida, porque sin su apoyo (material, alimenticio, anímico) no hubiera podido terminar esto. Gracias por preguntarme muchos los días... día tras día, como Breogán o mi padre, cuándo terminaba este documento (los Ramón J., Julito, los Arenaz, Rasillos, Ortegas y Avutardos, P. Zurimendi, P. Pinto, Andrés, J. Gonzalo, J.Pajares, Ana y un largo etcétera).

Gracias a todas las personas que ponen su ilusión en la lucha por un mundo más justo, desde el sector forestal, desde la ecología, desde la economía social y solidaria, desde la agricultura, desde el mundo rural..., porque me demuestran continuamente cuánto me falta por hacer. En concreto, a las que me han permitido estar hoy aquí. Para que Trinidad Arroyo (primera mujer palentina que llegó a ser doctora [en medicina]) expusiese su tesis doctoral, muchos esfuerzos fueron y han sido necesarios para conseguir las condiciones en las que se presenta esta otra. Por eso, un gran agradecimiento a todas esas personas batalladoras que lucharon, luchan y lucharán para conseguir justicia y dignidad.

Por último, gracias Iosu por salir al Este todas las mañanas de estos intensos y magníficos años.





índices

---



## Índice

Índice general.....	13
Índice de tablas.....	17
Índice de figuras.....	19
Índice de los anexos.....	23
Tabla de variables y unidades.....	25
Resumen.....	29
Abstract.....	33
1. Introducción.....	37
1.1 Contexto actual.....	37
1.2 Cuantificación retrospectiva de carbono en la biomasa arbórea a escala comarcal.....	39
1.3 Cuantificación estática de carbono a escala de rodal.....	41
1.3.1 Caracterización de la biomasa arbórea.....	41
a) Ecuaciones alométricas de biomasa arbórea.....	41
b) Factores de expansión de biomasa (BEF).....	42
c) Modelos de perfil exterior.....	42
d) Caracterización de los tejidos interiores del fuste y variación en la concentración de carbono.....	44
d) Relación altura-diámetro ( <i>hd</i> ).....	44
1.3.2 Caracterización estructural del estrato arbustivo y de matorral.....	45
1.3.3 Caracterización de la madera muerta.....	46
1.3.4 Caracterización del suelo y de la hojarasca.....	48
1.4 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización.....	51
Objetivos.....	53
2. Materiales y métodos.....	59
2.1 Áreas de estudio.....	59
“Páramos y Valles”.....	59
El Sistema Central.....	60
“La Castillería”.....	61
2.2 Datos.....	62
2.2.1 Datos procedentes de las parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN).....	62
2.2.2 Datos procedentes de parcelas de muestreo del Instituto de Gestión Forestal Sostenible.....	63
2.2.3 Datos complementarios.....	69
2.3 Procedimientos y análisis.....	70
2.3.1 Cuantificación retrospectiva de carbono a escala comarcal.....	71

2.3.2	Cuantificación estática de carbono a escala de rodal.....	72
2.3.2.1	Caracterización de la biomasa arbórea.....	72
	Copa.....	72
	Fuste.....	73
	Modelos de perfil exterior.....	73
	Caracterización de los tejidos interiores del fuste (albura y duramen).....	76
	Relación <i>hd</i> .....	78
	Contenido de Carbono en el fuste y en la biomasa aérea total.....	79
2.3.2.2	Caracterización estructural del sotobosque arbustivo y de matorral.....	79
2.3.2.3	Caracterización y modelización de la madera muerta leñosa.....	81
2.3.2.4	Caracterización del suelo y de la hojarasca.....	83
2.3.3	Cuantificación dinámica de carbono. Modelización del incremento en diámetro.....	88
2.4	Resumen de los principales métodos utilizados en este trabajo.....	91
3.	Principales resultados.....	95
3.1	Cuantificación retrospectiva de carbono a escala comarcal.....	95
3.2	Cuantificación estática de carbono a escala de rodal.....	97
3.2.1	Caracterización de la biomasa arbórea.....	97
	a) COPA.....	97
	a.1) Caracterización de la copa.....	97
	a.2) Concentración de C en los distintos componentes de la copa.....	98
	a.3) Ecuaciones alométricas de la copa.....	98
	b) FUSTE.....	100
	b.1) Modelos de perfil exterior.....	100
	b.2) Modelización del espesor de corteza.....	107
	b.3) Caracterización de los tejidos interiores del fuste (albura y duramen).....	109
	b.4) Relación <i>hd</i> .....	111
	b.5) Cuantificación del carbono en el interior del fuste.....	113
	b.6) Contenido de carbono en el fuste y en la biomasa aérea total.....	115
3.2.2	Caracterización estructural del sotobosque arbustivo y de matorral.....	117
	3.2.2.1 Análisis comarcal.....	117
	3.2.2.2 Análisis local.....	117
3.2.3	Caracterización y modelización de la madera muerta leñosa.....	121
	3.2.3.1 Modelización de la madera muerta.....	121
	a) Plantaciones de pino.....	121
	b) Rebollares naturales.....	122
	c) Cuantificación de carbono en la madera muerta fina.....	123
	3.2.3.2 Cuantificación de la madera muerta en distintos ecosistemas de España, Rusia y Oregon.....	125
3.2.4	Caracterización del suelo y de la hojarasca.....	126
	3.2.4.1 Resultados del estudio comarcal.....	126
	a) Resultados del suelo.....	126
	b) Resultados de la hojarasca.....	128
	3.2.4.2 Resultados del estudio local.....	129
	Sección 1. Ciclo del carbono.....	129

---

S1.1 Resultados del suelo.....	129
S1.2 Resultados de la hojarasca.....	134
S1.3 Resultados del balance de carbono.....	135
Sección 2. Flujo nutritivo.....	139
3.3 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización del incremento en diámetro.....	143
3.4 Cuantificación total de carbono en el ecosistema forestal.....	149
4. Discusión.....	153
4.1 Cuantificación retrospectiva de C a escala comarcal.....	153
4.2 Cuantificación estática de C a escala rodal.....	155
4.2.1 Caracterización de la biomasa arbórea.....	155
4.2.2 Caracterización estructural del sotobosque arbustivo y de matorral.....	162
4.2.3 Caracterización y modelización de la madera muerta leñosa.....	164
4.2.4 Caracterización del suelo y de la hojarasca.....	165
4.3 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización del incremento en diámetro.....	173
4.4 Carbono total acumulado en el ecosistema.....	175
4.5 La fijación de carbono y la gestión forestal.....	177
4.6 Implicaciones para la gestión forestal en la comarca “Páramos y Valles”.....	178
Conclusiones.....	183
Referencias .....	187
Anexos.....	220



## Índice de tablas

Tabla 1.1 Concentración de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) y Factores de expansión de biomasa (BEF) en distintas especies forestales según los criterios del IPCC e Ibáñez et al. (2002).....	43
Tabla 2.1 Distribución de los distintos trabajos efectuados en las comarcas objeto de estudio.....	60
Tabla 2.2 Datos medios de diámetro y altura del IFN2 e IFN3 de las comarcas “Páramos y Valles” y Sistema Central.....	63
Tabla 2.3 Características medias de la red de parcelas de muestreo del estrato arbóreo.....	64
Tabla 2.4 Datos obtenidos de la biomasa arbórea.....	66
Tabla 2.5 Características medias de las parcelas del muestreo de detalle comarcal.....	68
Tabla 2.6 Datos obtenidos del sotobosque arbustivo y de matorral, de la madera muerta y del suelo.....	69
Tabla 2.7 Resumen de las parcelas utilizadas en los trabajos en las distintas comarcas.....	71
Tabla 2.8 Estadísticos de ajuste y validación utilizados para la evaluación de los modelos.....	74
Tabla 2.9 Ecuaciones para caracterizar los tejidos interiores del fuste.....	76
Tabla 2.10 Resumen de los principales métodos utilizados.....	91
Tabla 3.1 Fijación de carbono, en términos relativos ( $\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ) en las principales especies de las comarcas estudiadas.....	97
Tabla 3.2 Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en las distintas partes de la copa (ramas, ramillas y hojas o acículas) en cada una de las especies estudiadas.....	99
Tabla 3.3 Tests de tipo III de efectos fijos del modelo mixto del factor de forma $r$ .....	105
Tabla 3.4 Parámetros de los distintos modelos ajustados para caracterizar la corteza.....	108
Tabla 3.5 Parámetros de los distintos modelos ajustados para caracterizar los tejidos interiores del fuste.....	110
Tabla 3.6 Parámetros estadísticos y de ajuste de los 31 modelos $hd$ probados en <i>Pinus spp.</i> y <i>Quercus pyrenaica</i> .....	111
Tabla 3.7 Concentración de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en las diferentes especies y partes anatómicas.....	114
Tabla 3.8 Tests de tipo III de efectos fijos del modelo mixto de la variación de la concentración de C lo largo y ancho del fuste.....	114
Tabla 3.9 Valor medio, mínimo, máximo y desviación típica del Índice Volumétrico (adimensional) en cada una de las especies del sotobosque arbustivo y de matorral de la comarca “Páramos y Valles”.....	118
Tabla 3.10 Valores de abundancia, riqueza, diversidad (Índice de Shannon), diversidad máxima y uniformidad obtenidos en los distintos transectos realizados en los pinares de repoblación y rebollares naturales de “Páramos y Valles”.....	119
Tabla 3.11 Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en las distintas especies arbustivas y de matorral.....	121
Tabla 3.12 Propiedades físicas del inventario comarcal y diferencias significativas entre ecosistemas según test de Tukey.....	127

Tabla 3.13 Propiedades físico-químicas del inventario comarcal y diferencias significativas entre ecosistemas según test de Tukey.....	128
Tabla 3.14 Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en la hojarasca a nivel comarcal por tipo de ecosistema.....	129
Tabla 3.15 Propiedades físicas de los distintos horizontes del perfil.....	130
Tabla 3.16 Propiedades físico-químicas de los distintos horizontes del perfil.....	131
Tabla 3.17 Indicadores de la estabilidad de la materia orgánica ( $C_{\text{fox}}$ , $C_{\text{lábil}}$ , $C_{\text{mic}}$ , $C_{\text{min3d}}$ ) y sus cocientes con respecto a C para los 10 primeros cm del suelo.....	133
Tabla 3.18 Parámetros de estabilidad de la materia orgánica en función del tipo de masa y el estado de desarrollo.....	134
Tabla 3.19 Contenido de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en la hojarasca inalterada, fragmentada y humificada en cada una de las parcelas.....	135
Tabla 3.20 Evolución del peso seco, de la concentración de C y de la relación C/N del desfronde a lo largo del tiempo en los distintos tipos de masa.....	136
Tabla 3.21 Porcentajes de los distintos tipos de hojarasca y tiempo medio de residencia por parcela muestreada.....	137
Tabla 3.22 Valores de $k$ (constante de degradación de la materia orgánica) estimados para los pinares de repoblación y los rebollares naturales de “Páramos y Valles” .....	139
Tabla 3.23 Concentraciones de los macro y micronutrientes de las acículas y hojas (foliares), de la hojarasca y del horizonte A del suelo de los pinares ( $n=9$ ) y rebollares ( $n=3$ ) de la comarca “Páramos y Valles”.....	140
Tabla 3.24 Componentes de la varianza del modelo lineal mixto del incremento en diámetro de <i>Pinus pinaster</i> y <i>Pinus sylvestris</i> en “Páramos y Valles” y en el Sistema Central.....	145
Tabla 3.25 Tests de tipo III de efectos fijos del modelo mixto del incremento en diámetro de los pinares de “Páramos y Valles”.....	146
Tabla 3.26 Componentes de la varianza del modelo lineal mixto del incremento en diámetro de <i>Quercus pyrenaica</i> en “Páramos y Valles” y en “La Castillería”.....	148
Tabla 3.27 Cuantificación de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en los componentes del ecosistema forestal en los distintos tipos de masa.....	150

## Índice de figuras

Figura 1.1 Proyecciones de los modelos de aumento de la temperatura a nivel mundial.....	37
Figura 1.2 Fijación de carbono en el ecosistema forestal (1.2a) y en los distintos componentes (1.2b).....	38
Figura 1.3a Estadios de descomposición por los que puede pasar un árbol que muere en pie.....	46
Figura 1.3b Fotos de los distintos estadios de descomposición encontrados en campo.....	47
Figura 1.4 Ciclo de la materia orgánica y flujo de nutrientes entre copa, hojarasca y suelo en el ecosistema forestal.....	49
Figura 1.5 Esquema gráfico del análisis retrospectivo, estático y dinámico de los distintos trabajos.....	54
Figura 1.6 Esquema temático del análisis retrospectivo, estático y dinámico de los distintos trabajos.....	56
Figura 2.1 Situación de las áreas de estudio.....	61
Figura 2.2 Características medias de los árboles apeados en las distintas parcelas en la comarca “Páramos y Valles”.....	66
Figura 2.3 Dispositivo de inventario del muestreo de detalle comarcal.....	67
Figura 2.4 Dispositivo de muestreo utilizado del Inventario Forestal de Estados Unidos (FIA) para el muestreo de la madera viva y muerta.....	70
Figura 2.5 Esquema del estudio del C almacenado en la biomasa arbórea.....	73
Figura 3.1 Balance de fijación de C en “Páramos y Valles” y Sistema Central.....	96
Figura 3.2 Biomasa seca (Mg) de los distintos componentes de la copa en cada una de las parcelas muestreadas en “Páramos y Valles”.....	98
Figura 3.3 Diferencias en la concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) por especie en las partes de la copa: ramas, ramillas y hojas o acículas.....	98
Figura 3.4 Base de datos inicial y tras el ajuste no paramétrico Loess en <i>Pinus</i> spp. y <i>Quercus pyrenaica</i> .....	101
Figura 3.5a Gráficos de correlación de los residuos en las especies de <i>Pinus</i> spp.....	102
Figura 3.5b Gráficos de correlación de los residuos en la especie <i>Quercus pyrenaica</i> .....	102
Figura 3.6 Gráfico de residuales frente a la altura relativa ( <i>hr</i> ) para la validación de los modelos de perfil de <i>Pinus</i> spp. y <i>Quercus pyrenaica</i> .....	103
Figura 3.7 Comparación dos a dos de los modelos de perfil ajustados para cada una de las especies del género <i>Pinus</i> (a,b,c) y comparación entre el modelo de perfil ajustado para las tres especies (todos los datos) y el ajustado para cada una de ellas (d, e, f).....	104
Figura 3.8a Factor de forma <i>r</i> en cada una de las especies de <i>Pinus</i> spp.....	106
Figura 3.8b Factor de forma <i>r</i> en cada quinquenio en el árbol 6 de la parcela P1 de <i>Pinus pinaster</i> .....	106
Figura 3.9 Espesor medio de corteza ( <i>e</i> ) a lo largo de la altura en las distintas especies.....	107
Figura 3.10 Corrección de la heterocedasticidad en el caso de <i>Pinus</i> spp. (a) y <i>Quercus pyrenaica</i> (b) mediante regresión ponderada.....	112

Figura 3.11 Concentración de C ( $\text{g } 100\text{g}^{-1}$ m.s.) a lo largo del fuste en las distintas partes anatómicas y especies.....	115
Figura 3.12 Contenido de C ( $\text{Mg C m}^{-3}$ ) en el fuste y en la copa por especie en “Páramos y Valles”.....	116
Figura 3.13 Relación entre la diversidad y la densidad de arbolado en los distintos tipos ecosistemas (a: <i>Pinus</i> spp. y b: <i>Quercus pyrenaica</i> ).....	120
Figura 3.14 Curva ROC del modelo logístico de los pinares de “Páramos y Valles” . . . . .	121
Figura 3.15 Curva ROC del modelo logístico de los rebollares de “Páramos y Valles” .....	123
Figura 3.16 Observados frente a predichos del modelo bietápico.....	124
Figura 3.17 Distribución de la madera muerta en los distintos estadios de descomposición.....	125
Figura 3.18 Carbono total acumulado ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en las parcelas analizadas en función de la especie y el estado de desarrollo .....	132
Figura 3.19a Desfronde de hojarasca en el tiempo.....	136
Figura 3.19b Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en la hojarasca por tipo de masa.....	136
Figura 3.20a Contenido de C muestreado a lo largo del año.....	137
Figura 3.20b Relación C/N a lo largo del año en cada tipo de masa considerado.....	137
Figura 3.21a Porcentaje relativo de hojarasca humificada en relación al tiempo medio de residencia (TMR) en los ecosistemas de la comarca “Páramos y Valles” .....	138
Figura 3.21b Relación C/N de la hojarasca humificada respecto del tiempo medio de residencia (TMR) en los ecosistemas de la comarca “Páramos y Valles” .....	138
Figura 3.22a Evolución del peso y del contenido de C en las bolsitas de descomposición en las masas inventariadas a lo largo del tiempo.....	139
Figura 3.22b Evolución de la relación C/N en las bolsitas de descomposición a lo largo del tiempo en cada uno de los tipos de masa.....	139
Figura 3.23a Niveles críticos, marginales y satisfactorios de los principales nutrientes foliares en las parcelas de <i>Pinus</i> spp. de “Páramos y Valles” .....	141
Figura 3.23b Niveles críticos, marginales y satisfactorios de los principales nutrientes foliares en las parcelas de <i>Quercus pyrenaica</i> de “Páramos y Valles” .....	141
Figura 3.24 a y b. ACP realizado en la copa de los pinares de “Páramos y Valles” .....	142
Figura 3.25 a y b. ACP realizado en la hojarasca de los pinares de “Páramos y Valles” .....	142
Figura 3.26 a y b. ACP realizado en el suelo de los pinares de “Páramos y Valles” .....	143
Figura 3.27 Simulación del incremento en diámetro en la especie <i>Pinus pinaster</i> en cada una de las regiones consideradas.....	144
Figura 3.28 Simulación del crecimiento en diámetro en la especie <i>Pinus sylvestris</i> en cada una de las regiones consideradas.....	145
Figura 3.29 Simulación del incremento en diámetro en las especies del género <i>Pinus</i> en “Páramos y Valles” .....	147
Figura 3.30 Carbono total acumulado en los distintos componentes del ecosistema forestal en los pinares y rebollares de “Páramos y Valles” .....	149
Figura 4.1 Comparación de la biomasa arbórea obtenida mediante las ecuaciones de Montero et al. (2005) y Factores de expansión de biomasa (BEF) en <i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus sylvestris</i> y <i>Quercus</i> <i>pyrenaica</i> .....	155
Figura 4.2 Diferencias en la evolución del perfil a lo largo del fuste	

---

en <i>Pinus</i> spp. y <i>Quercus pyrenaica</i> .....	157
Figura 4.3 Perfil de cada una de las especies de <i>Pinus</i> spp. en “Páramos y Valles”.....	158
Figura 4.4 Relación entre el C acumulado en la biomasa aérea y el Índice de Shannon en las distintas parcelas muestreadas en “Páramos y Valles”.....	163
Figura 4.5 Logaritmo del incremento en diámetro frente a la altura dominante en las masas de <i>Pinus</i> spp. en los 5 grupos considerados.....	174
Figura 4.6a Gradeos en las nuevas plantaciones realizadas en la comarca “Páramos y Valles”.....	180
Figura 4.6b Plántula de rebollo de 2 savias establecida en una plantación mixta de <i>Pinus nigra</i> y <i>Quercus pyrenaica</i> en “Páramos y Valles”.....	180



## Índice de anexos

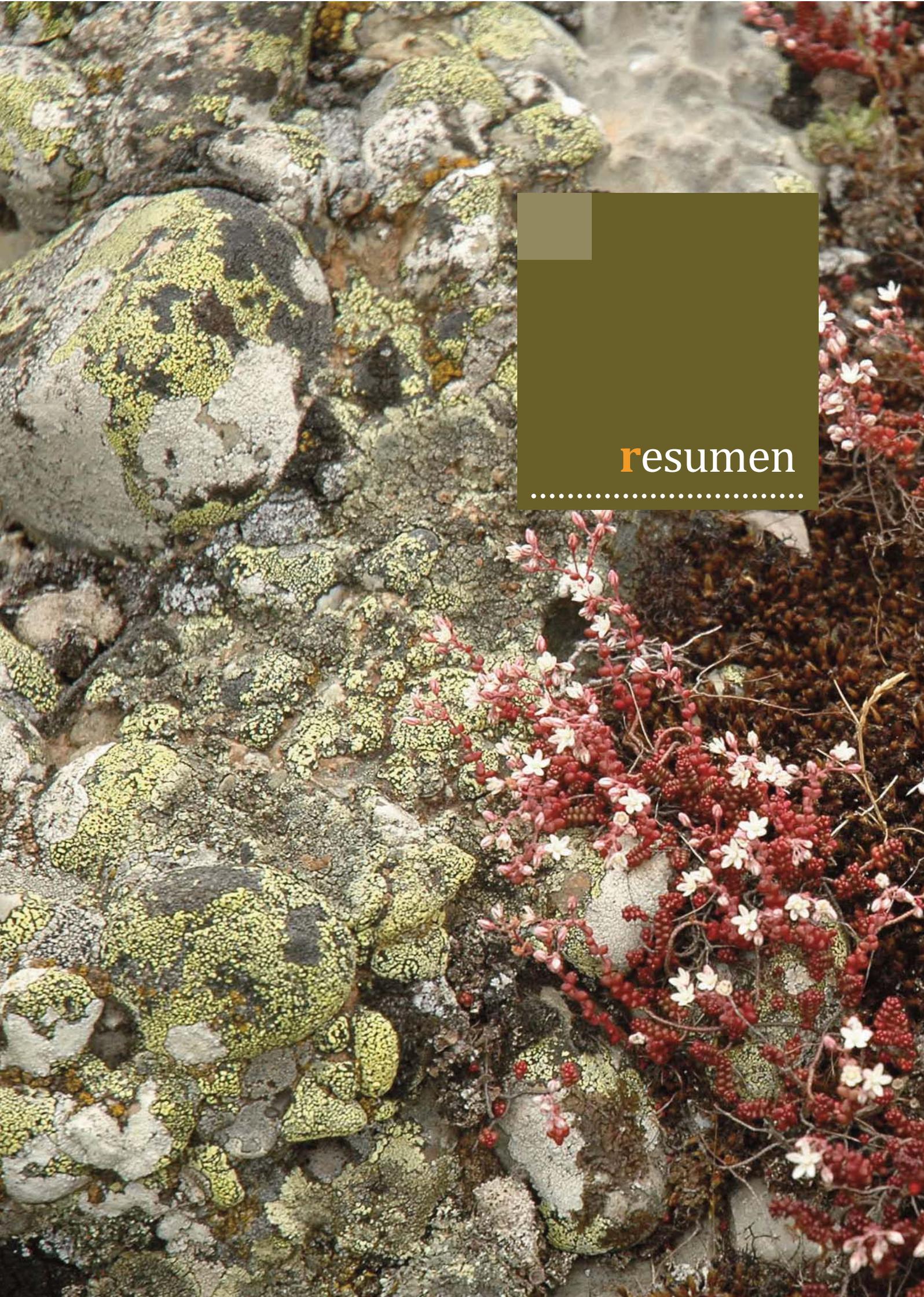
<b>Anexo I.</b> .....	1
“Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain”.	
<b>Anexo II.</b> .....	17
Anexo II.1. Resultados del proceso para la obtención de los modelos de perfil para <i>Pinus</i> spp. y <i>Quercus pyrenaica</i> .	
Anexo II.2. “Modelling the profile and internal structure of tree stem and characterizing the crown in Mediterranean <i>Pinus</i> spp. and Oak stands in Northern Spain”	
Anexo II.3. “Generalized height–diameter models for pines and Pyrenean oak stands in central and northern Spain”	
<b>Anexo III.</b> .....	49
“Carbon in heartwood, sapwood and bark along stem profile in three Mediterranean <i>Pinus</i> species”.	
<b>Anexo IV.</b> .....	71
“Determinación de la diversidad específica y del contenido de carbono en el matorral de pinares y robledales del norte de España”.	
<b>Anexo V.</b> .....	83
Anexo V.1. “Modelling coarse woody debris in <i>Pinus</i> spp. plantations. a case study in northern Spain”	
Anexo V.2. “Amount and distribution of coarse woody debris in pine ecosystems of Northwest Spain, NW Russia and NW US”	
<b>Anexo VI.</b> .....	115
Anexo VI.1. Descripción de los perfiles edáficos de las parcelas de “Páramos y Valles”.	
Anexo VI.2. “Carbon content of forest floor and mineral soil in Mediterranean <i>Pinus</i> spp. and Oak stands in acid soils in Northern Spain”	
<b>Anexo VII.</b> .....	169
“Individual tree diameter increment model for Mediterranean <i>Pinus</i> and <i>Quercus</i> stands in two regions in Spain using multilevel linear mixed models”	



## Tabla de variables y unidades

Variable	Siglas	Unidades
<b>Biomasa arbórea</b>		
Biomasa	B	Mg m.s.
Contenido de Carbono	C	Mg C
Concentración de Carbono	c	g C 100 g <sup>-1</sup> ó g C kg <sup>-1</sup> m.s.
Densidad arbórea	N	pies ha <sup>-1</sup>
Área basimétrica individual (sección normal) o del rodal	G	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Diámetro a cualquier altura	d	cm
Diámetro relativo	dr	
Diámetro a la altura del pecho (diámetro normal)	dbh	cm
Diámetro sin corteza	dsc	cm
Diámetro dominante	Ddom	cm
Diámetro medio cuadrático	dg	cm
Espesor de corteza	e	cm
Altura medida en punto cualquiera del tronco	h	m
Altura total	ht	m
Altura relativa	hr	
Altura de la copa	hc	m
Altura del pecho (altura a 1,3 m, altura normal)	h1,3m	m
Altura dominante	Hdom	m
Edad	t	años
Incremento en diámetro	id	cm
Radio de la albura	Ra	cm
Superficie de albura	Sa	cm <sup>2</sup>
Radio del duramen	Rd	cm
Volumen	V	m <sup>3</sup>
Volumen de la albura	Va	m <sup>3</sup>
Volumen del duramen	Vd	m <sup>3</sup>
<b>Otros componentes</b>		
<b>Matorral</b>		
Índice volumétrico	IV	Adimensional
Cobertura de matorral		%
<b>Suelo</b>		
Textura		%
Densidad aparente	da	g cm <sup>-3</sup>
Capacidad de intercambio catiónico	CIC	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>
Cationes intercambiables		cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>
Sumatorio de bases	SB	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>
Porcentaje de sumatorio de bases	PSB	%
Concentración de macronutrientes		g kg <sup>-1</sup>
Concentración de micronutrientes		mg kg <sup>-1</sup>
Tiempo medio de residencia	TMR	años





resumen

.....



## Resumen

El aumento de las concentraciones de gases efecto invernadero junto con los cambios de uso de la tierra está provocando un incremento de la temperatura de la Tierra. Según el IPCC, en la región Mediterránea, los desajustes hídricos provocados por el calentamiento, aumentarán la vulnerabilidad de los ecosistemas. En este contexto, los bosques pueden ayudar a mitigar los efectos del cambio climático debido a su potencial como sumideros de carbono. Los ecosistemas forestales, además de ser fuente de biodiversidad y recursos, alimento y sostén de numerosas comunidades, acumulan parte del CO<sub>2</sub> atmosférico. Pero, ¿cuánto C puede almacenar una masa forestal?. Esta pregunta es el comienzo de este trabajo, que se inicia en el 2005 en la comarca “Páramos y Valles” de la provincia de Palencia.

Se realizaron muestreos con el objetivo de cuantificar el contenido de C en la biomasa arbórea, el estrato arbustivo y de matorral, la madera muerta, la hojarasca y el suelo en dos ecosistemas forestales mediterráneos, pinares de repoblación [pinares de laricio (*Pinus nigra* Arn.), negral (*Pinus pinaster* Ait.) y silvestre (*Pinus sylvestris* L.)] y rebollares naturales (*Quercus pyrenaica* Willd.).

Los resultados de esta memoria abarcan distintos niveles de detalle y se basan en diferentes enfoques de análisis. Desde el punto de vista retrospectivo, el balance de fijación calculado con los datos del Inventario Forestal Nacional (IFN) nos permitió comprobar que las dos comarcas forestales estudiadas (“Páramos y Valles” y el Sistema Central) son importantes reservas de C debido a las actuales tasas de fijación, al crecimiento experimentado por los mismos, a los niveles de masa incorporada y al aumento de superficie forestal desde los años noventa. Se comprobó la sostenibilidad de la gestión forestal aplicada gracias a la tasa de aprovechamiento (cociente entre los aprovechamientos forestales y la suma del crecimiento experimentado y la masa incorporada entre dos inventarios consecutivos).

Desde el punto de vista estático y a nivel de árbol se obtuvieron relaciones matemáticas que informaron sobre la biomasa de la copa, modelos de perfil que describieron el patrón de decrecimiento del diámetro a lo largo del fuste, comprobando la influencia de la especie y la edad en el mismo, y ecuaciones que modelizaron el espesor de corteza y caracterizaron los tejidos interiores del fuste. Además, se determinó la variación de la concentración de carbono a lo largo del fuste, en función del tejido anatómico (duramen, albura y corteza) y de la especie considerada (pino laricio, negral, silvestre y rebollo). Los resultados nos permitieron profundizar en el potencial tecnológico (usos industriales) y ecológico (partes extraídas y dejadas en el ecosistema tras un aprovechamiento forestal, capacidad de retorno del C a la atmósfera...etc.) de las masas estudiadas.

Con respecto al sotobosque, en “Páramos y Valles” se calcularon distintos índices estructurales y de biodiversidad. También se determinó el contenido de C en las diferentes especies arbustivas y de matorral. Los resultados de este trabajo revelaron que en el rebollar se obtuvieron los mayores valores de abundancia de especies y diversidad y el mayor contenido de carbono acumulado en el sotobosque. Por otra parte, las leguminosas, lamiáceas, rosáceas y brezos presentaron más contenido de C por hectárea que cistáceas y aquifoliáceas. Este trabajo nos permitió comprobar que la estructura del estrato arbustivo y de matorral mostró una clara dependencia del dosel arbóreo.

La caracterización de la madera muerta en “Páramos y Valles” se realizó mediante dos estudios. Por una parte, se estudió la dinámica mediante un modelo bietápico basado en ecuaciones logísticas y lineales. Las primeras, determinaron la probabilidad de presencia de madera muerta y las segundas cuantificaron el área basimétrica de los árboles muertos en pie y el volumen de los árboles caídos en el suelo. Los modelos ajustados en los pinares y rebollares mostraron la influencia de variables del sitio, dasométricas, climáticas y selvícolas en la necromasa leñosa. Por otra parte, la madera muerta de los pinares de repoblación se comparó con otros ecosistemas de coníferas de Rusia y Oregón. Se observaron grandes diferencias en el volumen y masa total de madera muerta y de cada uno de sus componentes (árboles muertos en pie, caídos en el suelo y tocones) debido a la presencia de perturbaciones y a la gestión forestal aplicada.

El estudio del suelo y la hojarasca en la comarca “Páramos y Valles” fue planteado desde el punto de vista comarcal y local. El estudio comarcal nos permitió estimar el C del suelo teniendo en cuenta la variabilidad espacial. El C acumulado en los pinares y rebollares fue similar y se correlacionó positivamente con la precipitación anual y la presencia de rebollo en el rodal. El estudio local nos permitió clasificar los distintos perfiles edáficos, determinar las distintas fracciones de C en los primeros cm del suelo y de la hojarasca y estudiar el balance de entradas de carbono en el componente edáfico (entradas de C por desfronde y evolución de la descomposición de la hojarasca). También nos permitió determinar el coeficiente  $q_{CO_2}$  por cada tipo de masa, identificando las mejores condiciones para el estatus ecofisiológico de la comunidad microbiana del suelo. Los distintos parámetros variaron en función del tipo de masa y del estado de desarrollo del rodal. Se analizó el flujo nutritivo entre la copa, la hojarasca y el suelo y los resultados determinaron limitaciones de P tanto en pinares como en rebollares además de mostrar la importancia del Ca, Mg y Mn en el subciclo bioquímico y del Fe en el subciclo geoquímico.

Desde el punto de vista dinámico, se ajustaron modelos que describieron el incremento individual en diámetro para los pinares y rebollares en las distintas masas estudiadas. Se encontraron diferencias a nivel de especie y región, debido al diferente desarrollo de los rodales analizados y a la diferente selvicultura aplicada. Variables que definían el tamaño del propio árbol, como el logaritmo del diámetro inicial, el diámetro inicial al cuadrado o el vigor del árbol (diámetro/edad), junto con variables de masa, como el área basimétrica o el diámetro medio cuadrático, describieron el incremento en diámetro en las distintas especies y regiones.

Los trabajos de esta memoria han mostrado que los ecosistemas estudiados son sumideros, con un importante papel en la mitigación del cambio climático. En los pinares y rebollares analizados la selvicultura aplicada y la capacidad tecnológica del rodal determinan el carbono total que se retiene y se extrae en el ecosistema.



**abstract**

.....



## Abstract

The increase in GHG emissions together with land use changes are causing a rise in the Earth's temperature. In accordance with the IPCC, in the Mediterranean Region, less water availability because of global warming will increase the vulnerability of the ecosystems. In this context, forests can help us mitigate the effects of climate change due to their potential as carbon (C) sequestration sinks. Forest ecosystems provide biodiversity, natural resources, food and support for numerous communities, and accumulate part of the atmospheric CO<sub>2</sub>. But how much C can the forest uptake? This question is the cornerstone of this work, which started in 2005 in the “Páramos y Valles” region in the province of Palencia.

Different samplings were carried out to quantify the C content in tree biomass, shrub pool, dead wood, litterfall and soil in two Mediterranean forest ecosystems: pine plantations [Black pine (*Pinus nigra* Arn.), Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.)] and natural oak stands (*Quercus pyrenaica* Willd.).

Results include different levels of detail and are based on different approaches of analysis. From the retrospective point of view, the balance of C fixation calculated using the National Forest Inventory (NFI) dataset allowed us to verify that both forest regions studied (“Páramos y Valles” and the Central Mountain Range) are important reservations of C due to current fixation rates, tree growth between 2NFI and 3NFI, and new plots and ingrowth (recruitment and upgrowth). Forest management sustainability was analyzed by harvest rate (harvest divided by the sum of growth and ingrowth between two consecutive inventories).

From the static point of view and at tree level, mathematic equations were obtained to provide information about the crown biomass. Stem form, through taper equations, which describe the decrease in diameter along the stem was also charged, verifying both the influence of the species and its age at the same time. Models of bark, sapwood and heartwood were also fitted to yield information about the anatomic stem tissues. The variation of C concentration was analyzed by different anatomical parts (sapwood, heartwood and bark) along the stem in the different species (Black, Maritime, Scots pine and Oak). Results allowed us to ascertain the technologic potential (industrial uses) and ecologic (remained/removed tree parts from the post-harvest ecosystems), atmospheric C return capacity, etc.

With regard to the shrub pool, different structural and biodiversity indexes were calculated in the “Páramos y Valles” region. The C content was also calculated for the different species. Oak stands showed higher values of species abundance and biodiversity and higher C content in shrub biomass. Species of the Leguminosae, Lamiaceae, Rosaceae and Ericaceae families showed higher C content per hectare than species of Cistaceae and Aquifoliaceae families. This work allowed us to verify that the structure of the shrub pool showed a clear dependence on the tree canopy.

Dead wood study was carried out through two different analyses. On the one hand, a two-step model was fitted with logistic and linear models. The logistic model determined the probability of the presence of dead wood, while the linear one quantified snag basal area snags and log volume.

The models showed the influence of site characteristics, dasometric and climatic variables and silvicultural treatments on the amount of dead wood. Secondly, dead wood in the pine plantations was also compared with other conifer ecosystems from Russia and Oregon. Big differences were observed in the total dead wood volume and mass and in the different components (snags, logs and stumps) due to the presence of weather disturbances and the forest management applied.

Soil and forest floor pools were studied at regional and local level. The regional study allowed us to estimate soil C taking spatial variability into account. The C content in the pine plantations and oak stands was similar and was correlated with annual precipitation and presence of oak in the stand. The local study allowed us to classify the different soil profiles and determine the different C fractions in the first centimeters of the soils, the forest floor layers and the balance between the inputs of C in the soils (inputs by litterfall and by litter decomposition evolution). This study also allowed us to determine the  $q_{CO_2}$  parameter by species forest composition, to identify the most appropriate conditions for the ecophysiological status of the microbial community. The different parameters varied by species composition and stand development degree. The nutrient status was analyzed between crown, litter and soil and the results determined P limitations in pine plantations and oak stands. The importance of Ca, Mg and Mn in the biochemical cycle was shown, as well as that of Fe in the geochemical cycle.

Dynamic analysis was carried out by fitting diameter increment models to pine plantations and oak stands. Differences were found at species and region levels due to the unequal development of the stands and the distinct silviculture applied. Variables that describe tree size as the logarithm of the initial diameter, the square initial diameter or the tree vigor (diameter/age), together with dasometric variables like basal area or quadratic mean diameter, described the diameter increment in the various species and regions.

The different parts of this work have shown that the ecosystems studied are C sinks, with an important role in mitigating climate change. In the pine plantation and oak stands studied, stand silviculture and technologic capacity determine the total C retained and extracted in the ecosystem.



| 1 |

introducción

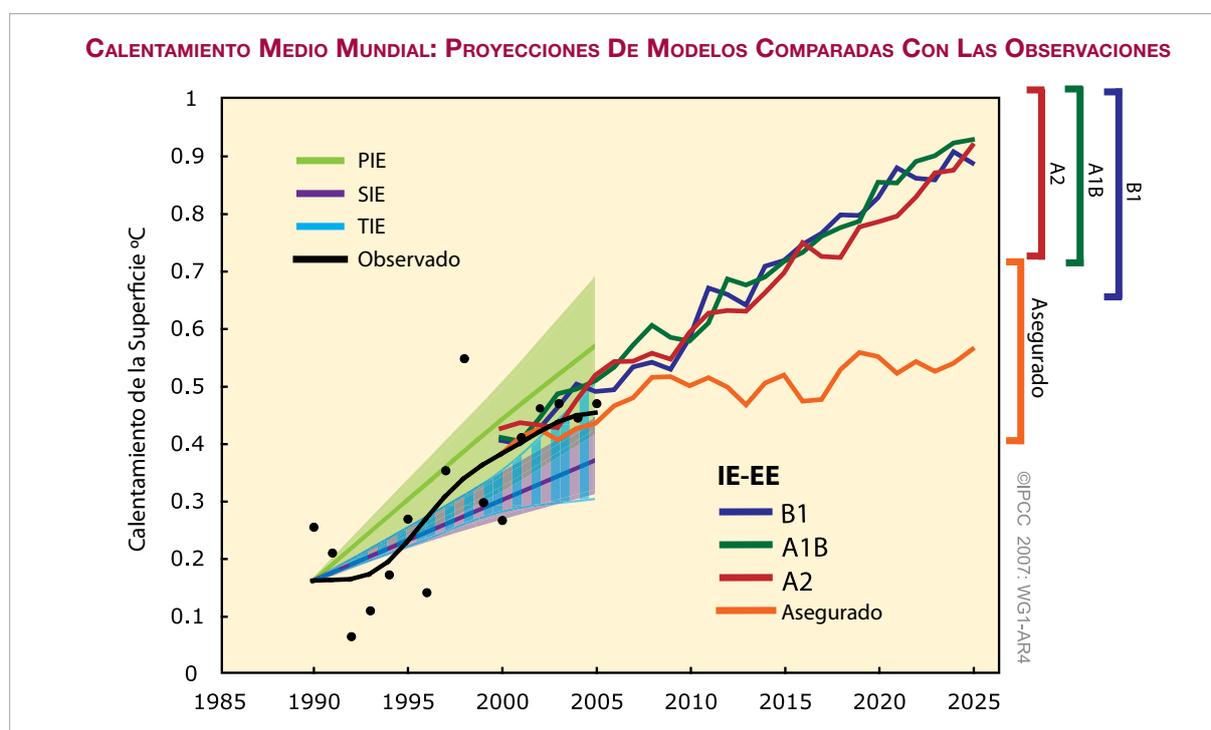
.....



## Introducción

### 1.1 Contexto actual

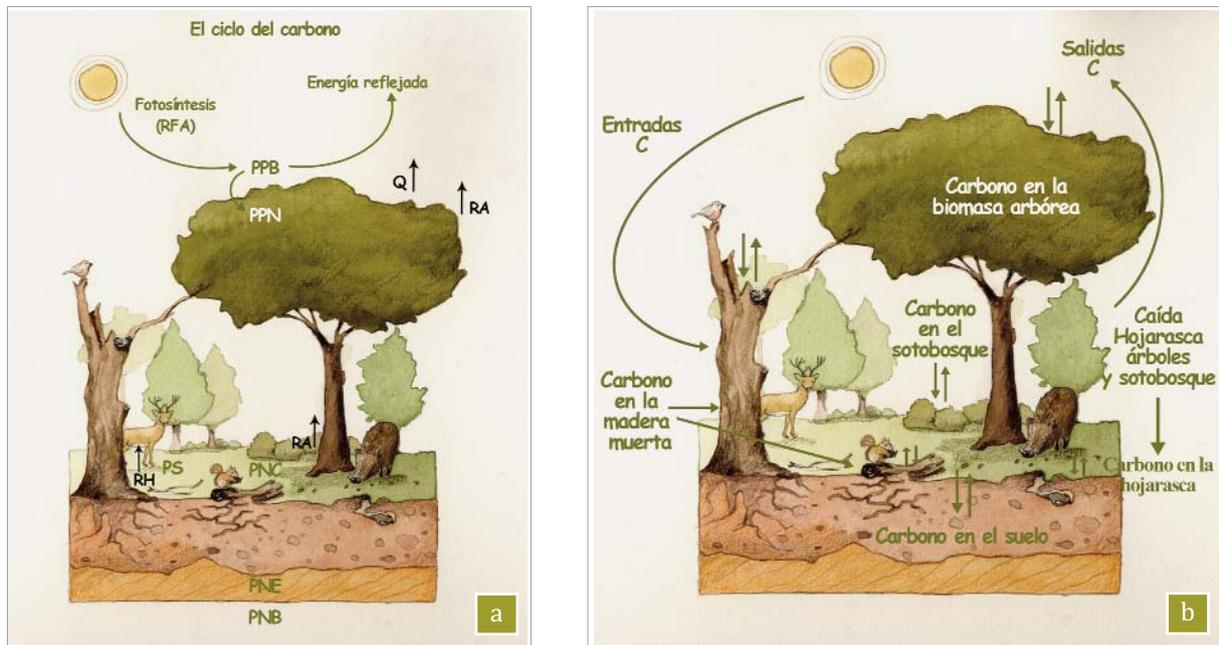
En las últimas décadas, el aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero y de los aerosoles ha modificado los términos del balance energético de la Tierra (reflexión, absorción y emisión), originando un cambio en el forzamiento radiativo del sistema climático (Somolon et al., 2007). El Panel Internacional sobre el cambio Climático (IPCC) ha constatado que la temperatura media de la superficie de la Tierra ha aumentado 0,74°C durante los últimos 100 años (IPCC, 2007). Las simulaciones de la evolución de la temperatura en el tiempo describen varios escenarios futuros (figura 1.1). En el ámbito mediterráneo, estiman incrementos de temperatura unidas a un descenso en las precipitaciones, lo que acrecentaría los efectos negativos de las sequías en muchas masas forestales (Peñuelas et al., 2001).



■ **Figura 1.1**

Proyecciones de los modelos de aumento de la temperatura a nivel mundial. Fuente: IPCC, 2007. Nota: PIE, SIE y TIE son el primer, segundo y tercer informes de evaluación del IPCC; IE-EE A1B, A2, B1 y Asegurado son los posibles escenarios de calentamiento para el periodo 1985-2025.

El calentamiento global tiene su origen en el aumento de la concentración atmosférica de los gases dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), debido, principalmente, al



■ Figura 1.2

Fijación de carbono en el ecosistema forestal (1.2a) y en los distintos componentes (1.2b).

Ilustración: Rosa Sánchez.

consumo de combustibles fósiles. En concreto, la concentración de  $\text{CO}_2$  ha aumentado en un 31%, de 280 ppm a 380 ppm desde 1750 hasta la actualidad (Acosta et al., 2002). En este contexto, se define “almacenamiento de dióxido de carbono” como el proceso de separación del  $\text{CO}_2$  emitido, transporte a un lugar de almacenamiento y aislamiento de la atmósfera a largo plazo (IPCC, 2007). Este proceso es necesario para reducir las concentraciones de  $\text{CO}_2$  y promover la mitigación de los efectos del calentamiento sobre el planeta. Otras medidas simultáneas comprenden la mejora de la eficiencia energética, la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, la preferencia de combustibles que dependan menos intensivamente del carbono, las fuentes de energía renovables y distintas opciones forestales ligadas a la fijación de carbono en los bosques.

El secuestro o fijación de carbono en las masas forestales (figura 1.2a) se produce como consecuencia de la capacidad de las plantas de absorber una porción de la radiación fotosintéticamente activa (RFA, porción entre 400 y 700 nm del espectro lumínico). De la radiación recibida, una porción se reirradia, otra se pierde como calor latente (Q) y otra se acumula en forma de sustancias orgánicas por medio de la fotosíntesis. Esta última fracción se conoce como productividad primaria bruta (PPB). Las plantas usan una parte de esta energía acumulada para su propia respiración, lo que se conoce como respiración autotrófica (RA). Así, la acumulación neta de compuestos orgánicos se conoce como productividad primaria neta (PPN) (Sala y Austin, 2000), variable que representa las entradas netas de carbono en un ecosistema. A lo largo de la cadena trófica, los organismos heterótrofos, herbívoros, organismos descomponedores, etc., toman una parte de la energía almacenada en las plantas. La fracción que no es consumida se conoce como la productividad neta de la comunidad (PNC). De la energía que es consumida por los heterótrofos una parte se libera (RH) y otra se acumula. Esta última recibe el nombre de productividad secundaria (PS). La acumulación

neta de energía en todo el ecosistema, después de las liberaciones por respiración en los diferentes niveles tróficos, se conoce como productividad neta del ecosistema (PNE) (Sala y Austin, 2000). Finalmente, si se considera la posibilidad de incendios o aprovechamientos forestales, la acumulación neta de energía se conoce como productividad neta del bioma (PNB) (Schulze et al., 2000; Janssens et al., 2003).

La comunidad científica ha abordado en las últimas décadas la cuantificación de estos flujos, si bien cada uno presenta una escala de trabajo diferente. Mientras que la productividad primaria bruta (PPB) o fotosíntesis puede ser estudiada en condiciones de laboratorio para plantas individuales, la productividad neta del bioma debe ser estimada para grandes porciones terrestres (países, continentes, etc.). Para determinar el papel de un ecosistema en el intercambio de carbono global, debe analizarse la PNE o la PNB, estudiando el ciclo biológico de carbono, comprobando si el ecosistema actúa como fuente o sumidero.

En el ciclo biológico del C el estrato arbóreo y sotobosque, la madera muerta, la hojarasca y el suelo intervienen de forma activa (figura 1.2b). El carbono asimilado en la fotosíntesis, descontando el proceso respiratorio, es en parte retenido en la biomasa arbórea, arbustiva y de matorral. A lo largo del ciclo vegetativo se produce un incremento de carbono en la biomasa forestal por crecimiento y una transferencia del mismo al suelo por el desfronde de la hojarasca y por la creación de madera muerta. La fracción de hojarasca y madera muerta que no es parcialmente oxidada por acción microbiana y revertida a la atmósfera, es progresivamente acumulada en la materia orgánica del suelo a través de la humificación y la mineralización.

Los trabajos de esta memoria analizan el carbono acumulado en distintos componentes del ecosistema forestal (biomasa arbórea, sotobosque arbustivo y de matorral, madera muerta, hojarasca y suelo), a diferentes escalas de trabajo (a nivel de árbol, rodal y comarcal) y bajo distintos análisis (retrospectivo, estático y dinámico) en dos tipos de ecosistemas, pinares de repoblación y rebollares naturales.

## **1.2 Cuantificación retrospectiva de carbono en la biomasa arbórea a escala comarcal**

La cuantificación de carbono en la biomasa arbórea ha recibido una gran importancia en los últimos tiempos. Junto al suelo, es el componente donde se produce una mayor acumulación de carbono atmosférico en los ecosistemas forestales.

La cuantificación comarcal de carbono nos permite realizar una evaluación global de los recursos forestales, considerando las características estructurales de las masas, las posibles perturbaciones y las distintas calidades de estación.

Existen estudios que han cuantificado la biomasa y el carbono total a nivel comarcal (Hoen y Solberg, 1994; Lasch et al., 2002; Song y Woodcock, 2003; Zheng et al., 2004; Liski et al., 2006), incluso a nivel de estado o país (Grigal y Ohmann, 1992; Birdsey et al., 1993; Dixon et al., 1994) o continente (Cannell, 2003). Varios autores han aprovechado los Inventarios Forestales Nacionales

(IFN) para estudiar distintos aspectos de las masas arbóreas y la influencia de la gestión en las mismas (Köhl et al., 2008; Woodall et al., 2008). La estructura de datos de los IFN ha sido reconocida como apropiada para el cálculo de la biomasa forestal a gran escala por un gran número de autores (Brown y Lugo, 1984; Kauppi et al., 1992; Turner et al., 1995; Fang y Bailey, 1998; Brown et al., 1999; Laitat et al., 2000; Fang y Wang, 2001). Debido a las características de muestreo espacial y temporal, los IFN sirven de base para cuantificar existencias, crecimientos, superficies, estructuras de masa y producciones entre dos momentos de muestreo consecutivos. Por tanto, los datos del IFN también permiten cuantificar la evolución de carbono almacenado en la biomasa arbórea en el periodo entre inventarios.

En España, a mediados de los años sesenta, se desarrolló el Primer Inventario Forestal Nacional (IFN1), proyecto fundamental para conocer el estado de partida las masas forestales y sirvió como instrumento de planificación durante casi veinte años. A principios de los años 80, con la entrada de España en la CEE, surgió la necesidad de contar con sistemas estadísticos estables y, entre ellos, se planteó la necesidad de retomar los trabajos del IFN. El Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2) se diseñó con una metodología radicalmente diferente al primero y estableció las bases para un inventario forestal continuo. Los puntos de muestreo del IFN2 se remedirían en sucesivas ocasiones, cada diez años, de tal manera que, las diferentes variables serían medidas de nuevo y, además, se incorporarían mejoras durante el plazo de ejecución de cada inventario. El IFN2 se realizó entre los años 1985 y 1996 y el IFN3 culminó en el año 2006. Tras él, comenzaron los trabajos previos para definir las modificaciones metodológicas previstas para el IFN4.

A nivel internacional, en la mayoría de los países desarrollados se llevan a cabo inventarios forestales nacionales por toda su superficie, permitiendo la estimación de los recursos forestales. En Europa, a partir de la Segunda Guerra Mundial, se generalizó la realización de inventarios forestales nacionales, como en Inglaterra (1952), Holanda (1955), Finlandia (1956), Austria (1959), Alemania del Este (1960) y España (1966). Actualmente, los inventarios forestales no están restringidos a la cuantificación del área forestal y al volumen de madera y su tasa de crecimiento, sino que han profundizado en otros factores como la captura de carbono, índices de biodiversidad y otros indicadores de gestión forestal sostenible. En Estados Unidos, el Inventario Forestal (FIA), recopila periódicamente datos sobre un subconjunto propio de parcelas en todos los estados (USDA Forest Service, 2007). En América del Sur y Central aún no se han establecido sistemas de evaluación, información o monitoreo forestal que cubran todo el continente. De este modo, la información forestal proviene de una recopilación de datos nacionales y de otros estudios de evaluaciones globales, como el Inventario de plantaciones<sup>1</sup> y de especies nativas que se lleva a cabo en Argentina (PINBN, 2007). Aunque 39 países, sobre todo en las regiones de África, Caribe y Cercano Oriente, aún no presentan este tipo de muestreos, la implementación de inventarios periódicos ha aumentado a partir de 1990 (FAO, 2008).

---

1) En: [www.minagri.gob.ar](http://www.minagri.gob.ar) ([www.minagri.gob.ar/new/0/forestacion/inventario/Inventario2.htm](http://www.minagri.gob.ar/new/0/forestacion/inventario/Inventario2.htm))

### 1.3 Cuantificación estática de carbono a escala de rodal

El contenido de carbono a nivel ecosistémico está constituido por el carbono almacenado en los distintos componentes: biomasa arbórea, estrato arbustivo y de matorral, madera muerta, hojarasca y suelo. Los artículos 3.3 y 3.4 del Protocolo de Kioto (UNFCCC, 1997) proponen estimar transparentemente y con métodos verificables la cantidad de carbono capturado en estos componentes y sus variaciones en el tiempo (Pignard et al., 2000). El estrato herbáceo y los productos forestales son otros componentes de las masas arbóreas que almacenan carbono. En el segundo caso, varía en función del destino dado al producto final. Si bien, estos aspectos no serán evaluados en la presente memoria.

#### 1.3.1 Caracterización de la biomasa arbórea

El estudio de la biomasa arbórea es fundamental para cuantificar el contenido de carbono en este componente y para determinar el flujo de nutrientes en el ecosistema forestal, caracterizando la calidad y la productividad del mismo. Distintos aspectos de la biomasa arbórea pueden ser analizados. Por una parte, es posible definir la estructura de los componentes de la copa (ramas, ramillas y hojas) y del fuste, determinar su biomasa y obtener ecuaciones que estimen directamente la biomasa arbórea (total y de cada una de las partes) a partir de variables del árbol o del rodal (apartado 1.3.1a). Por otra parte, podemos calcular la biomasa a partir de Factores de Expansión de Biomasa (BEF) (apartado 1.3.1b) o podemos ajustar modelos que detallen características de los componentes del árbol como el perfil exterior, el espesor de corteza, las principales características de los tejidos interiores del fuste o la relación altura-diámetro (apartados 1.3.1c-e), etc. Estos modelos describen la estructura del fuste y determinan variables, como la altura o el volumen, en muchos casos necesarias para otros modelos, y para cuantificar el contenido de carbono si no se dispone de ecuaciones de biomasa. Dentro de la biomasa arbórea también pueden analizarse todos los aspectos correspondientes a la forma y tamaño del sistema radicular por su repercusión en el crecimiento del árbol o en el ciclo de nutrientes, si bien, este aspecto no será abordado en esta memoria.

##### *a) Ecuaciones alométricas de biomasa arbórea*

Las ecuaciones alométricas de biomasa son relaciones entre el peso seco de biomasa y alguna variable del árbol o del rodal donde habita (densidad, productividad...) (Bravo et al., 2007a). Estas relaciones permiten estimar la biomasa total y de los distintos componentes del árbol: raíz, fuste y copa (Bartelink, 1997; Montero et al., 2005). Numerosos estudios han cuantificado la biomasa y el carbono almacenado en diferentes tipos de vegetación (Brown et al., 1989; De Jong et al., 1995; Deans et al., 1996; Bravo et al., 2007b).

La elaboración de ecuaciones de biomasa puede realizarse a partir de métodos directos (destructivos y no destructivos) o indirectos. Los destructivos requieren la corta del árbol, la separación y pesaje de las fracciones del mismo (fuste, ramas, ramillas...) y la extracción del sistema radical. Por otro lado, la estimación de biomasa seca (Mg) mediante métodos no destructivos consiste en multiplicar el volumen de madera (tronco y ramas), en  $m^3$ , por la densidad básica de la madera, en  $Mg m^{-3}$ . Por último, los métodos indirectos trabajan con simulaciones a partir de información básica

de inventarios y de información de imágenes de satélite (Dale et al., 1993; Houghton y Hackler, 1993; Iverson et al., 1993; Higuchi et al., 1998; Potter, 1999).

Montero et al. (2005) desarrollaron ecuaciones de biomasa para las distintas especies peninsulares ajustando ecuaciones para la biomasa del fuste, de las ramas de más de 7 cm de diámetro, para las de diámetro comprendido entre 2 y 7 cm y para las menores de 2 cm, acículas u hojas y sistema radicular. Estos modelos, de tipo alométrico [Eq 1.1], estiman la cantidad de biomasa y carbono de acuerdo al tamaño de los árboles.

$$\log(B) = \log \alpha_0 + \alpha_1 \log(dbh)$$

donde: log es logaritmo neperiano, B es la biomasa seca (kg) y dbh es el diámetro normal (cm).

Un gran número de autores ha realizado ajustes alométricos en distintas especies como para *Fagus sylvatica* en Países Bajos por Bartelink (1997); para *Larix* spp. en Siberia por Kajimoto et al. (2006); para *Nothofagus pupilo* en Argentina por Loguercio y Defossé (2002); para especies tropicales por Brown (2002) o para 65 especies de Norte América por Ter-Mikaelian y Korzukhin (1997).

Una vez estimada la biomasa seca puede cuantificarse el contenido de carbono retenido. Según Kollmann (1959), la composición de la madera es similar en las distintas especies leñosas, así como en las partes de un mismo árbol (tronco, ramas y raíces), considerando que aproximadamente una concentración de 500 g kg<sup>-1</sup> de materia seca de un árbol es carbono. Este mismo valor es el que recomienda utilizar el IPCC (IPCC, 1996) cuando no existen valores específicos de carbono en la madera. En Cataluña, Ibáñez et al. (2002) calcularon la concentración de carbono presente en la madera para diferentes especies mediterráneas (tabla 1.1).

#### b) Factores de expansión de biomasa (BEF)

El contenido de carbono en la biomasa arbórea puede ser calculado por los factores de expansión de la biomasa (BEF). Los BEF representan la relación entre biomasa aérea (Mg) y volumen del árbol con corteza (m<sup>3</sup>). El volumen de los árboles se determina en todos los inventarios forestales, e incluso en aprovechamientos ya realizados, por lo que los BEF son muy útiles desde el punto de vista de la gestión. Numerosos trabajos han utilizado este factor para cuantificar los acúmulos de carbono en los ecosistemas (Fang y Wang, 2001; Vande Walle et al., 2005; Rautiainen et al., 2009; Guo et al., 2010). El contenido total de carbono en la biomasa arbórea (Mg C) se calcula multiplicando el volumen maderable con corteza del árbol por el factor de expansión de biomasa (BEF) y por la concentración de carbono (tabla 1.1) correspondiente a cada especie (IPCC, 1996).

#### c) Modelos de perfil exterior

El perfil del árbol, proyección ortogonal sobre un plano paralelo al eje, es un aspecto de gran relevancia para la gestión forestal, pues permite calcular el volumen total o hasta cualquier altura límite y cubicar los productos que pueden extraerse de la masa forestal. Estos datos permiten poner valor económico a los recursos forestales de una masa.

**Tabla 1.1** | Concentración de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) y Factores de expansión de biomasa (BEF) en distintas especies forestales según los criterios del IPCC e Ibáñez et al. (2002).

Especie forestal	C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) <sup>a)</sup>	C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) <sup>b)</sup>	BEF <sup>b)</sup>
<i>Pinus sylvestris</i>	500	509	0,64
<i>Pinus nigra</i>	500	509	0,62
<i>Pinus pinaster</i>	500	511	0,55
<i>Quercus ilex</i>	500	475	-
<i>Quercus faginea</i>	500	480	1,11
<i>Quercus pyrenaica</i>	500	-	-

Nota: <sup>a)</sup> IPCC (1996); <sup>b)</sup> Ibáñez et al. (2002).

Los modelos de perfil son funciones que expresan el grado de estrechamiento del diámetro del árbol a lo largo de la altura. Las funciones de perfil se clasifican en dos grandes grupos atendiendo al modo en que se expresa el diámetro del tronco, distinguiendo funciones de perfil absolutas y relativas. Las funciones de perfil absolutas se definen como el grado de disminución del diámetro del tronco ( $d$ ) al incrementarse la altura ( $h$ ) del árbol desde su base hasta su ápice, mientras que las relativas utilizan como variable independiente el diámetro relativo ( $dr$ ). El perfil se define como una función intermedia, entre la absoluta y la relativa, donde se utiliza como variable dependiente el diámetro del tronco (o cualquiera de sus variantes como el radio o la sección) y como variable independiente la altura relativa ( $hr$ ). El volumen total se estima integrando la función de perfil, y el volumen de cualquier sección se obtiene integrando entre las alturas de las dos secciones evaluadas.

El perfil del árbol ha sido modelizado por numerosos autores (Demaerschalk, 1972; Max y Burkhart, 1976; Kozak, 1988, 2004; Newnham, 1992; Bi, 2000; Fang et al., 2000). Los distintos estudios han dado lugar a diferentes expresiones, clasificadas como (i) polinómicos simples (ii) polinómicos segmentados (iii) potenciales (iv) exponenciales (v) exponente variable (vi) trigonométricos (vii) hiperbólicos (viii) logarítmicos y (ix) basados en el análisis multivariante (Castedo y Álvarez González, 2000). En las distintas expresiones, para mejorar las predicciones, se han incorporado variables referidas al árbol individual como un segundo diámetro por encima del diámetro normal, la esbeltez y/o datos sobre la copa del árbol al existir una estrecha relación entre el perfil y el desarrollo de la copa (Larson, 1963; Bruce et al., 1968; Laasasenaho, 1982; Burkhart y Walton, 1985; Valenti y Cao, 1986; Czaplewski y McClure, 1988; Muhairwe, 1994). Otros autores (Laasasenaho, 1982; Newberry y Burkhart, 1986; Thomas y Parresol, 1991; Morris y Forslund, 1992; Muhairwe, 1994; Tassisa y Burkhart, 1998) han incluido variables dasométricas como la densidad, parámetros que determinan la calidad de estación, etc.

El perfil de un árbol está influenciado por numerosos factores de la masa forestal, como la composición específica, la edad, la espesura, la longitud de copa, la calidad de estación y las operaciones selvícolas que se realizan en la masa forestal (claras, podas, fertilización, etc.). Sterba (1980) sugiere que el conocimiento de la influencia de estos factores posibilitará modificar la forma del árbol mediante la gestión forestal de acuerdo con los objetivos propuestos.

#### *d) Caracterización de los tejidos interiores del fuste y variación en la concentración de carbono*

Desde el perfil exterior hacia el interior del árbol, el fuste puede estar conformado por diversos tejidos anatómicos (corteza, albura y duramen). Las distintas características fisiológicas determinan propiedades mecánicas y físicas para los diferentes usos tecnológicos (Vignote y Jiménez, 1996). Además, la configuración interior afecta a la traslocación de los componentes químicos y la concentración de carbono que nos encontramos a lo largo y ancho del fuste. Así, los componentes secundarios tienden a acumularse en el duramen, mientras que los almidones, aminoácidos, azúcares y otros minerales lo hacen en los anillos más jóvenes (Meerts, 2002).

El interés por conocer la relación entre duramen y albura para un número grande de especies ha sido puesto de manifiesto en numerosos trabajos. Así, se ha estudiado la influencia de la edad en la formación del duramen (Bamber, 1976; Yang y Hazenberg, 1991), las dimensiones del mismo (Hillis y Ditchburne, 1974; Wilkins, 1991; Climent et al., 1998, 2003), o la distribución de la albura y el duramen a lo largo del fuste (Climent et al., 1998, 2003; Gjerdrum, 1999; Stokes y Berthier, 2000; Berthier et al., 2001).

Por otra parte, el espesor de corteza ha sido analizado por autores como Cao y Pepper (1986), Fowler y Damschroder (1988), Maguire y Hann (1990) o Courbet y Houllier (2002).

El conocimiento de las dimensiones de los tejidos anatómicos es de fundamental importancia para los usuarios de la madera en el momento de evaluar sus múltiples aplicaciones, y para los selvicultores y gestores a la hora de fijar los objetivos de producción y fijación de carbono (Davel et al., 2005).

Actualmente, la estimación del contenido total de carbono en la biomasa arbórea se efectúa considerando que las propiedades del árbol (densidad básica y concentración de carbono en la materia seca) son constantes a lo largo y ancho del fuste. Sin embargo, algunos estudios confirman que la composición química varía en función de la especie y a lo largo de los ejes radial y axial (Campbell et al., 1990; Janssens et al., 1999; Francis, 2000; Gifford, 2000; Soares y Oliveira, 2002; Bert y Danjon, 2006). Gayoso y Guerra (2002) destacan la importancia de tener información diferenciada de la concentración de carbono por especie y componente del árbol en proyectos de captura de carbono.

#### *e) Relación altura-diámetro ( $hd$ )*

La información sobre la relación altura-diámetro ( $hd$ ) de los árboles se puede utilizar para caracterizar la estructura de la masa arbórea o estimar el volumen de los árboles individuales o de la masa. También determinar la altura dominante con el propósito de evaluar la calidad de la estación (Huang et al., 1992; Lappi, 1997; Lei y Parresol, 2001). La estimación precisa de esta ecuación es importante debido a que la altura es una variable más difícil y costosa de medir en campo que el diámetro y, generalmente, se mide sólo en una muestra de árboles. La relación  $hd$  es también una parte importante de los modelos de clases de tamaño y de crecimiento (Gadow et al., 2001). Así, la aplicación combinada de una función de desagregación en clases diamétricas, una relación  $hd$  y una función de perfil o una tarifa de volumen de razón, permite obtener una esti-

mación cuantitativa de la producción de una masa según destinos industriales y realizar un análisis económico preciso en el que se consideran los valores de los distintos productos (Davis et al., 2001). Los modelos de Lenhart y Clutter (1971), Woollons y Hayward (1985), Páscoa (1987) o Zarnoch et al. (1991) emplean relaciones  $hd$  para predecir la altura media de un diámetro dado o de una clase diamétrica. Para ajustar la relación entre los diámetros y las alturas en una masa forestal se han empleado con anterioridad numerosas funciones, tanto lineales como no lineales. Una completa recopilación de las mismas se encuentra en los trabajos de Huang et al. (1992), Fang y Bailey (1998) o Peng (1999). Sin embargo, la heterogeneidad de condiciones estacionales y el diferente estado selvícola de las masas provocan que una única relación  $hd$  no se ajuste bien a todas las situaciones, motivo por el que dicha relación debería establecerse de forma individual para cada rodal y rango de edades. El inconveniente de esta aproximación es que requiere gran cantidad de datos y resulta, por tanto, muy costosa (Schröder y Álvarez González, 2001). Una alternativa práctica es emplear una relación  $hd$  generalizada en la que, para predecir la altura de cada árbol, se utilice su diámetro normal y una o más variables independientes de masa (altura media o dominante, diámetro medio cuadrático, diámetro dominante, número de pies, área basimétrica, edad, etc.), que tengan en cuenta ciertas características básicas inherentes a todas las regresiones de altura locales que representan a cada parcela o rodal individual (Gadow et al., 2001) y que no representen costos adicionales excesivos en la toma de datos (Diéguez-Aranda et al., 2005).

### 1.3.2 Caracterización estructural del estrato arbustivo y de matorral

El estrato arbustivo y de matorral desempeña un papel fundamental en la dinámica de los ecosistemas forestales (Di Castri et al., 1981; Navarro y Blanco, 2006). El conocimiento de la composición y funcionamiento del sotobosque arbustivo y de matorral es importante debido a las numerosas funciones que realiza, como favorecer el mantenimiento de la biodiversidad, reducir el riesgo de erosión, regular la disponibilidad hídrica, proteger el hábitat de comunidades faunísticas, participar en etapas de la sucesión de la vegetación arbórea y en el ciclo de carbono y otros nutrientes.

La composición del estrato arbustivo y de matorral presenta una gran variedad de especies con distintas funciones ecológicas, aprovechamientos y utilidades. Dentro del concepto de diversidad debemos considerar dos factores: la riqueza (o número de especies) y la uniformidad (o equitatividad, término que analiza en qué medida las especies son abundantes por igual). Una alta uniformidad indica que las especies son iguales o virtualmente iguales en abundancia y, por tanto, se equipara con una elevada diversidad (Magurran, 1989). Hay distintos índices para determinar la diversidad de una comunidad. Uno de ellos es el de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949), que permite representar adecuadamente la diversidad real (García et al., 1989; Magurran, 1989), no cuestiona el tipo de distribución, es relativamente independiente del tamaño de la muestra y en él intervienen poco las especies poco abundantes, que son las más susceptibles a los errores de muestreo.

Por otra parte, como en otras formaciones vegetales, el estudio de la biomasa vegetal o fitomasa es una variable fundamental en la investigación de la dinámica de los ecosistemas, en el nivel de biodiversidad que sustenta, en el papel que realiza en el ciclo de carbono y en su sostenibilidad en un contexto de cambio climático (Nabuurs y Mohren 1995; Waring y Running, 1996). Se han ajus-

tado distintas ecuaciones de fitomasa para distintas comunidades de sotobosque arbustivo y de matorral (Whittaker y Woodwell, 1968; Uresk et al., 1977; Wharton y Griffith, 1993; Robles y Passera, 1995; Navarro, 2004; Porté et al., 2005; Navarro y Blanco, 2006). Estas ecuaciones han servido para estimar la cantidad de biomasa y carbono acumulado en distintos grupos de especies de sotobosque leñoso.

### 1.3.3 Caracterización de la madera muerta

La madera muerta es un componente de vital importancia en los ecosistemas forestales ya que forma parte de numerosos procesos bioquímicos y ecológicos. Es hábitat para numerosos organismos, suministrando alimento y refugio para fauna muy variada como invertebrados, aves y mamíferos (Harmon et al., 1986; Essen et al., 1992; Siitonen, 2001). Por otra parte, forma parte activa del ciclo de energía y nutrientes y es parte fundamental en el almacenamiento a largo plazo de los mismos (Harmon et al., 1986) y por tanto, en la fijación de carbono. Muchos procesos ecosistémicos e hidrológicos requieren y se benefician de la presencia de madera muerta, como la regeneración de algunas especies forestales, la reducción de la erosión o el mantenimiento de la biodiversidad.

La madera muerta presenta infinidad de formas en los ecosistemas forestales. Según Harmon y Sexton (1996), se puede clasificar en función del tamaño (madera muerta fina y gruesa) y en función de la posición (pies muertos en pie o árboles o troncos caídos en el suelo). La madera muerta fina son los restos forestales de diámetro comprendido entre 1 cm y 7,5 cm y la madera muerta gruesa, restos forestales de diámetro superior a 7,5 cm. Dentro de la madera muerta gruesa definimos *snag* o árbol muerto en pie como todo árbol muerto cuyo diámetro normal es mayor o igual de 7,5 cm que todavía permanece en pie, y *log* o árbol caído en el suelo como todo árbol muerto cuyo diámetro es superior a 7,5 cm, su longitud superior a 1 m y descansa sobre el suelo o está suspendido por uno de sus extremos sin que el ángulo que forma con el suelo llegue a superar los 45° (Harmon y Sexton, 1996). Por otra parte, cada árbol muerto en pie o caído en el suelo presenta un grado de descomposición que categoriza la pieza, desde que la corteza está intacta hasta que la madera es prácticamente serrín. En la figura 1.3 a se muestra la evolución que puede mostrar un árbol muerto en pie.

En la figura 1.3b se muestran fotos de distintos estadios de descomposición. No se dispone de imágenes de los estadios más avanzados en los árboles muertos en pie y las imágenes del estadio de descomposición 4 y 5 corresponden a estudios realizados por Olga Krankina y Mikhail Yatskov en masas forestales de Rusia (Krankina et al., 2001; Yatskov et al., 2003).



■ Figura 1.3 a

Estadios de descomposición por los que puede pasar un árbol que muere en pie.  
Fuente: McComb y Linder Mayer (1999).



■ **Figura 1.3 b**

Fotos de los distintos estadios de descomposición encontrados en campo.  
 Nota: ed es el estado de descomposición.

Existen diferentes métodos para inventariar la madera muerta. Probablemente, el método más utilizado para estimar el volumen de los árboles caídos en el suelo es el *Line Intersect Sampling* (LIS) (Warren y Olsen, 1964; van Wagner, 1968). El LIS establece uno o varios transectos sobre la superficie a inventariar donde se muestrean los datos requeridos (diámetro, longitud, clase de descomposición) de todos aquellos árboles caídos en el suelo que intercepten en el transecto. Mediante este método, se calcula el volumen de madera muerta de forma insesgada. Sin embargo, para inventariar los árboles muertos en pie se necesita un inventario con parcelas de superficie determinada distribuidas a lo largo del área de muestreo.

Muchos estudios se han centrado en definir la dinámica de la madera muerta a lo largo del tiempo (Marcot, 1992; McComb y Ohmann, 1996; Mellen y Ager, 2002), lo que ha permitido comprender el estado de decaimiento del árbol individual, su densidad, características dimensionales o distribución (Hart, 1999; Christensen et al., 2005; Stephens y Moghaddas, 2005). Otros estudios han cuantificado los niveles de madera muerta en distintos tipos de ecosistemas en todo el mundo, sobre todo en numerosos ecosistemas de Norte América y en las zonas boreales (Green y Peterken 1997; Linder et al., 1997; Siitonen et al., 2000; Krankina et al., 2001; Harmon et al., 2008). En el Sur de Europa, este tipo de estudios se han empezado a realizar en la última década (Bartoli y Geni, 2005; Christensen et al., 2005; Atici et al., 2008; Brin et al., 2008). En particular, en España como en todas las zonas donde se realiza un uso intensivo del monte, la ausencia de la madera muerta ha estado íntimamente relacionada con la gestión forestal aplicada que, hasta hace pocos años, eliminaba este componente de los rodales, al considerarlo foco de riesgos como incendios, plagas y enfermedades. Hoy en día se considera fundamental dentro de la gestión integral de los ecosistemas forestales o del manejo multifuncional de las masas, por lo que se ha incrementado el interés por conocer su cuantía y dinámica.

La búsqueda de modelos que permitan cuantificar la presencia de madera muerta en un bosque, se encuentra fuertemente condicionada por la elevada estocasticidad a la que están sujetas estas

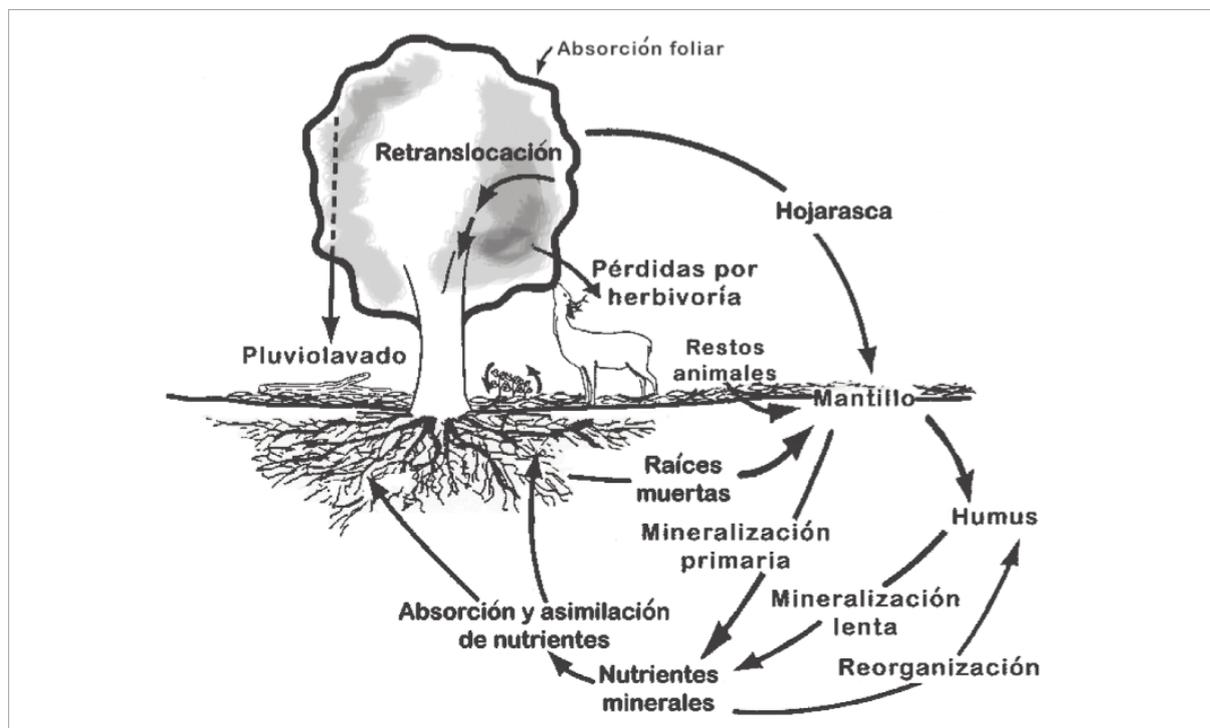
variables. Para variables binarias como ésta, donde en muchas parcelas puede no haber presencia de la variable, el modelo bietápico o en dos pasos está especialmente indicado (Álvarez González et al., 2004; Bravo et al., 2008). Fue sugerido por Woollons (1998) para superar la problemática de la cantidad de parcelas a incluir en la modelización (problemas estadísticos si se incluyen todas las parcelas muestreadas, aunque no haya presencia de la variable a estudiar, o sobreestimación de las existencias al sólo incluir aquellas parcelas donde sí hay presencia de la variable dependiente). Además de este carácter binario, la madera muerta presenta la peculiaridad de que depende de un gran número de variables. La presencia y cantidad de madera muerta varía de forma importante según el tipo de bosque (Harmon, 2002), las condiciones climáticas (Harmon et al., 1986; Linder et al., 1997), la topografía, exposición, pendiente y agentes físicos o químicos (Sippola et al., 1998; Montes y Cañellas 2006), las perturbaciones naturales como nevadas o vendavales (Siitonen et al., 2000), las características propias de la masa como la edad (Spies et al., 1988; Harmon y Chen, 1991), el índice de competencia (Barclay y Layton, 1990), estado de sucesión, especie, volumen en pie o la gestión realizada (Linder et al., 1997; Siitonen et al., 2000; Köster et al., 2005; Woodall y Monleon, 2008).

Los valores normalmente manejados por los gestores varían entre 5 y 10 árboles muertos en pie a preservar por hectárea (Hunter, 1990). En algunas comunidades autónomas como Navarra (Eraso y Olabe, 1998) o Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999) ya se establece en los Pliegos de Condiciones Técnicas Generales de Ordenación de Montes, que los diversos planes de gestión han de considerar como mínimo, una superficie de reserva integral del 5% y, en las cortas finales, al menos se deben respetar 5 pies por hectárea, con el objetivo de crear elementos de biodiversidad.

#### **1.3.4 Caracterización del suelo y de la hojarasca**

El secuestro de carbono edáfico se refiere al almacenamiento de carbono (C) en una forma sólida estable en el suelo (Lal, 2004). Este almacenamiento tiene lugar a través de la fijación directa e indirecta del CO<sub>2</sub> atmosférico. El suelo, por un lado, fija el C directamente mediante reacciones químicas inorgánicas en las que el CO<sub>2</sub> se transforma en carbonatos. Por otro lado, de forma indirecta, la fijación se produce a través de la biomasa vegetal, que, viva o en distintos procesos de descomposición, se va incorporando al suelo en forma de C orgánico (Chapin et al., 2002). Por tanto, la estrecha relación entre vegetación y suelo, desarrollada esencialmente a través del ciclo de la materia orgánica, pone de manifiesto el papel que juega la cubierta arbórea en la formación del suelo (Oostra et al., 2006; Jandl et al., 2007), en el equilibrio biológico (microflora y fauna) y en el equilibrio bioquímico (procesos de humificación, mineralización...etc.) (Binkley, 1993; López, 2003).

Cuando la materia orgánica fresca cae al suelo, se ve inmersa en una serie de procesos químicos y físicos que la transforman y la integran en la dinámica del mismo. Así, obtenemos la materia orgánica edáfica (MOS), un sistema complejo que incluye restos de plantas y animales en distintos grados de descomposición, raicillas y raíces de las especies vegetales, productos excretados por los organismos vivos, productos de síntesis originados a partir de los anteriores y los propios microorganismos que en ocasiones no pueden ser separados y diferenciados de la materia orgánica muerta (figura 1.4). Los microorganismos, a través de sus actividades metabólicas, actúan sobre esta materia orgánica más o menos disgregada, transformándola mediante procesos de degradación (mineralización) y síntesis (humificación). Así, se transfiere el C de la biomasa vegetal a Car-



■ Figura 1.4

Ciclo de la materia orgánica y flujo de nutrientes entre copa, hojarasca y suelo en el ecosistema forestal. Fuente: Bosco et al. (2004).

bono orgánico del suelo (COS), se libera parte del carbono de los compuestos orgánicos en forma de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera y se obtienen distintos elementos en forma mineral ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , etc.). Estos compuestos minerales, solubles o gaseosos, que constituyen la reserva de nutrientes minerales del suelo, pueden ser utilizados por los organismos como nutrientes o pueden ser perdidos por lavado o lixiviación (Guerrero, 1987; Binkley, 1993; Porta et al., 1994; López, 2003).

Las fracciones lábiles de la materia orgánica y algunos parámetros microbiológicos del suelo, como la biomasa microbiana, el C extraíble con  $\text{K}_2\text{SO}_4$  o el C- $\text{CO}_2$  respirado acumulado en un cierto periodo, pueden utilizarse como indicadores sensibles que nos permiten conocer de forma rápida cambios que inciden en la calidad del suelo y en la cantidad de C orgánico que contiene. El cociente metabólico microbiano ( $q_{\text{CO}_2}$ ) calculado como la cantidad de  $\text{CO}_2$  producido por unidad de biomasa microbiana y tiempo, permite evaluar la capacidad de la comunidad microbiana para incorporar C al sustrato frente a la cantidad de C que se pierde por respiración (Goberna et al., 2006).

Por otra parte, para conocer el nivel de fertilidad y productividad del suelo, además del ciclo del C, es interesante conocer el funcionamiento de los flujos de nutrientes que se dan a nivel ecosistémico. Los distintos flujos nos van a informar sobre la estabilidad de la trama estructural y funcional de los ecosistemas (Bosco et al., 2004). La entrada de nutrientes provenientes de la atmósfera y del intemperismo de las rocas es importante para el desarrollo, a largo plazo, de los suelos de los ecosistemas (subciclo geoquímico). Sin embargo, la recirculación de los nutrientes generada a partir de la descomposición de la materia orgánica es la fuente principal de aprovechamiento por parte de la comu-

nidad vegetal (subciclo bioquímico). Es importante conocer la trayectoria que siguen los distintos nutrientes en el ecosistema y cómo son liberados de la materia orgánica en descomposición, adsorbidos y utilizados por las plantas, y cómo retornan al suelo a través de la hojarasca transformándose en humus para poder gestionar la productividad de un rodal (Bosco et al., 2004).

La disponibilidad de nutrientes afecta al crecimiento de los ecosistemas. La cantidad de nutrientes requerida y utilizada por los bosques difiere según la composición específica y el estado de desarrollo del rodal (Turner y Lambert, 2008). También influye la química foliar de la hojarasca, su relación C/N, la relación lignina/N, que determina, junto con la actividad de los microorganismos y las condiciones ambientales, las tasas de descomposición de la materia orgánica (Thomas y Prescott, 2000).

Numerosos estudios han determinado el contenido de C en suelos de ecosistemas forestales de todo el mundo (Jobbagg y Jackson, 2000; Oostra et al., 2006; Van Miegroet et al., 2007). Se han analizado distintas perspectivas como la comparación entre diversos usos del suelo y de manejo (Covaleda, 2008; Ordóñez et al., 2008) o el efecto de la gestión forestal y las actividades selvícolas en el contenido total de C secuestrado (Johnson y Curtis, 2001; Zerva et al., 2005; Nordborg et al., 2006). En España, algunos estudios han cuantificado el contenido de C del suelo y de otros parámetros edafoclimáticos en masas de castaño (*Castanea sativa* Miller.) de la región oeste de la Península Ibérica (Gallardo y González, 2004; González y Gallardo, 2007), en repoblaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco (Latorre, 2003) o en Galicia (Pérez-Cuadrado et al., 2007), o en rebollares del Sistema Central (Turrión et al., 2009). Otros estudios como los de Aroca (2002), López (2003) y Morán (2003) han profundizado en las propiedades de los suelos desarrollados sobre rañas del norte de Palencia, mientras que el ámbito de estudio de Casas (2006) o Duque (2006) ha sido los páramos detríticos del centro norte de la misma provincia. En todos los casos, se evaluó el contenido de C y otros parámetros edáficos en función de distintos usos y manejos del suelo, entre los que se encuentran uso agrícola, matorral de degradación, pinares de repoblación y rebollares naturales, con el fin de determinar qué usos suponen pérdidas o incrementos de C edáfico. En la misma provincia, pero en la zona caliza, esta línea de investigación también fue llevada a cabo por Llorente y Turrión (2010). Por otra parte, varios autores han profundizado en el estado nutricional del suelo (Prescott et al., 2000; Hart et al., 2003; Akselsson et al., 2007), analizando qué necesidades presenta el suelo para obtener una producción sostenida de biomasa arbórea. En esta línea, otros investigadores han evaluado el estatus nutritivo de la copa de repoblaciones de *Pinus radiata* (Zas y Serrada, 2003) y de *Pinus pinaster* en Galicia (Martins et al., 2009), identificando las principales deficiencias (Will, 1985) o evaluando el ciclo completo de nutrientes entre el suelo, la hojarasca y la copa (Turner y Lambert, 2008). Todos estos estudios sirven de referencia para determinar las principales limitaciones y problemáticas asociadas a la fertilidad y al secuestro de carbono de los suelos de los ecosistemas forestales.

La dinámica del C y el resto de nutrientes son procesos afectados, entre otros factores, por las características dasométricas del rodal y por la gestión forestal (Fisher y Binkley, 2000). La sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas forestales se sustenta en el mantenimiento natural de los ciclos de nutrientes, por lo que su conocimiento permitirá evaluar las prácticas selvícolas más apropiadas y adoptar las técnicas de gestión que mejor se adecuen a las características propias del rodal (Landsberg y Gower, 1997).

## 1.4 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización

La gestión de los sistemas forestales necesita datos, que recoge a través de los inventarios y muestreos y, herramientas predictivas, los modelos de crecimiento, para simular y predecir cuál va a ser la evolución de un sistema forestal en el tiempo. Así se pueden anticipar los efectos que sobre el desarrollo de la masa tiene la aplicación de diferentes tratamientos o alternativas de gestión.

El crecimiento que experimenta un árbol a partir de un momento dado, depende tanto de factores internos (genotipo, edad...), como de factores externos (estación, competencia a la que se vea sometido, etc.), por lo que el proceso de descripción del mismo a través de un modelo es complejo y asociado a imprecisiones. La forma en la que estos errores se consideran en la construcción del modelo y en su posterior aplicación, permite diferenciar los modelos deterministas de los estocásticos. Un modelo determinístico describe el patrón medio de respuesta del proceso ante unas condiciones determinadas. Los modelos deterministas se construyen considerando una única fuente de error, el error residual asociado a la variabilidad natural del proceso. Al aplicar un modelo determinístico, la simulación de la evolución futura del sistema es siempre la misma si las condiciones iniciales del sistema son iguales. Un modelo estocástico incluye en su formulación componentes aleatorios (Parzen, 1965), sujetos a una distribución de probabilidad. Los componentes aleatorios o estocásticos tienen su origen tanto en la variabilidad residual no explicada como en componentes estructurados de la variabilidad (Fox et al., 2001), debidos por ejemplo, a la posible correlación espacial o temporal entre las observaciones, o a varianzas estocásticas en las variables explicativas. Otra fuente de variabilidad estocástica es la estructura jerárquica de los datos, que provoca falta de independencia entre las observaciones procedentes de la misma unidad de muestreo. La no consideración de los componentes aleatorios asociados a la variabilidad estocástica en la estimación de los parámetros de un modelo conduce a un sesgo en la estimación del error típico y en el intervalo de confianza para los parámetros, y a la reducción en la eficiencia predictiva del modelo (West et al., 2007).

Por otra parte, se distingue entre modelos estáticos y dinámicos. Los modelos estáticos permiten describir el estado de un árbol o una masa en un determinado instante a partir de observaciones obtenidas en ese momento. Ejemplos de estos modelos son ecuaciones que estiman el valor del volumen maderable o la biomasa total acumulada en un monte en un momento determinado o variables cuya medición implica un elevado coste, como la altura total. Una limitación de los modelos estáticos o de producción (Alder, 1980) es que no permiten obtener proyecciones en el futuro, mientras que los modelos dinámicos o modelos de crecimiento posibilitan describir la variación que se produce en el valor de una determinada dimensión del árbol o de una variable asociada a la masa entre dos momentos diferentes (García, 1988; Vanclay, 1994). La variable más utilizada en la definición del crecimiento individual de un árbol es la variación en el diámetro normal. Esta variación se ha expresado como incremento en diámetro o como incremento en área basimétrica (West, 1980).

El incremento en diámetro de un árbol se ha descrito generalmente utilizando modelos deterministas de tipo lineal y no lineal. En este tipo de modelos, el crecimiento en diámetro se suele expresar en función de una serie de variables relacionadas con el tamaño del árbol, características de la masa o de la estación, competencia entre individuos de igual o diferente especie y factores

regionales. La técnica estadística utilizada en el ajuste de este tipo de modelos ha sido la regresión mediante mínimos cuadrados ordinarios lineales (MCO) o no lineales (MCN). Sin embargo, en ocasiones como ésta, que se dispone de estructuras de datos longitudinales, o lo que es lo mismo, de múltiples medidas sobre cada individuo (Lindstrom y Bates, 1990), donde la variabilidad entre las medidas de cada individuo es menor que entre diferentes individuos, deja de cumplirse el supuesto básico de independencia entre las observaciones. La violación de esta hipótesis básica produce una estimación sesgada de la matriz de covarianzas de los parámetros estimados en la regresión (West et al., 1984). En este sentido, los modelos mixtos se presentan como la estructura de análisis capaz de resolver esta circunstancia. Un modelo mixto lineal es la expresión de una relación lineal no determinista existente entre una variable dependiente (en general de tipo continuo) y una serie de variables independientes, continuas o categóricas, que actuarán como variables explicativas (West et al., 2007). Lo que caracteriza y diferencia a un modelo mixto lineal del modelo general lineal (Searle, 1971) es que el modelo mixto contiene tanto efectos fijos, comunes para toda la muestra, como efectos aleatorios, generados a partir de un proceso estocástico, permitiendo analizar correctamente series de datos longitudinales y de medidas repetidas. Un parámetro fijo es aquel que se considera común para toda la población y define la respuesta media de la variable dependiente de interés frente a la variable explicativa independiente. Un parámetro aleatorio es aquel que está asociado a un grupo determinado dentro de la población y que define la respuesta específica para los individuos o las muestras incluidas en ese grupo, determinando el patrón de desviación de los individuos del grupo con respecto a la media poblacional (West et al., 2007). El grupo puede ser considerado como una muestra aleatoria de una población, de tamaño muy grande o infinito, de distintos grupos. Esta población de grupos define entonces un nivel de variabilidad estocástica. Ejemplos de grupo en los modelos de regresión son las unidades de muestreo, por ejemplo, las parcelas en las que se miden distintos árboles, donde los niveles de variabilidad estocástica serían el nivel árbol y el nivel parcela, pudiendo incluirse niveles superiores como el nivel monte, donde se muestrean las parcelas, el nivel región, conteniendo distintos montes, etc. (Calama, 2004). Los niveles de variabilidad estocástica que se definen en un modelo pueden presentar una estructura anidada o jerárquica (árboles dentro de parcelas, parcelas dentro de rodales, rodales dentro de regiones...) o estructura cruzada (parcelas medidas en diferentes periodos). La utilización de los modelos mixtos lineales y de los modelos mixtos no lineales, se ha extendido de una forma notable durante los últimos años. El incremento en diámetro ha sido analizado mediante este procedimiento en varios trabajos (Hann y Hanus, 2002; Trasobares y Pukkala, 2004; Calama y Montero, 2005; Uzoh y Oliver, 2008).

Para asegurar que los resultados obtenidos son fiables, los modelos precisan ser validados con datos independientes, distintos de los que se utilizaron en la construcción de los mismos, evaluando el error que el modelo comete. La validación es un proceso consistente en la diagnosis de la ecuación resultante mediante análisis gráfico y numérico de los residuos obtenidos por el ajuste. Con esta diagnosis se pueden verificar las hipótesis de partida asumidas (normalidad de residuos, homogeneidad de varianza de residuos e independencia de los residuos), evaluar la falta de ajuste por una tendencia sistemática de los residuos y determinar posibles variables predictivas que deben introducirse adicionalmente en el modelo (Álvarez González y Ruiz, 1995).

## Objetivos

Esta memoria se centra en la cuantificación de carbono en los distintos componentes de dos ecosistemas forestales mediterráneos, pinares de repoblación y rebollares naturales, evaluando su potencialidad como sumideros. Este objetivo general se materializa en una serie de preguntas concretas que se responderán a distintos niveles (árbol, rodal, comarca) y mediante tres tipos de análisis: retrospectivo, estático o dinámico (figura 1.5).

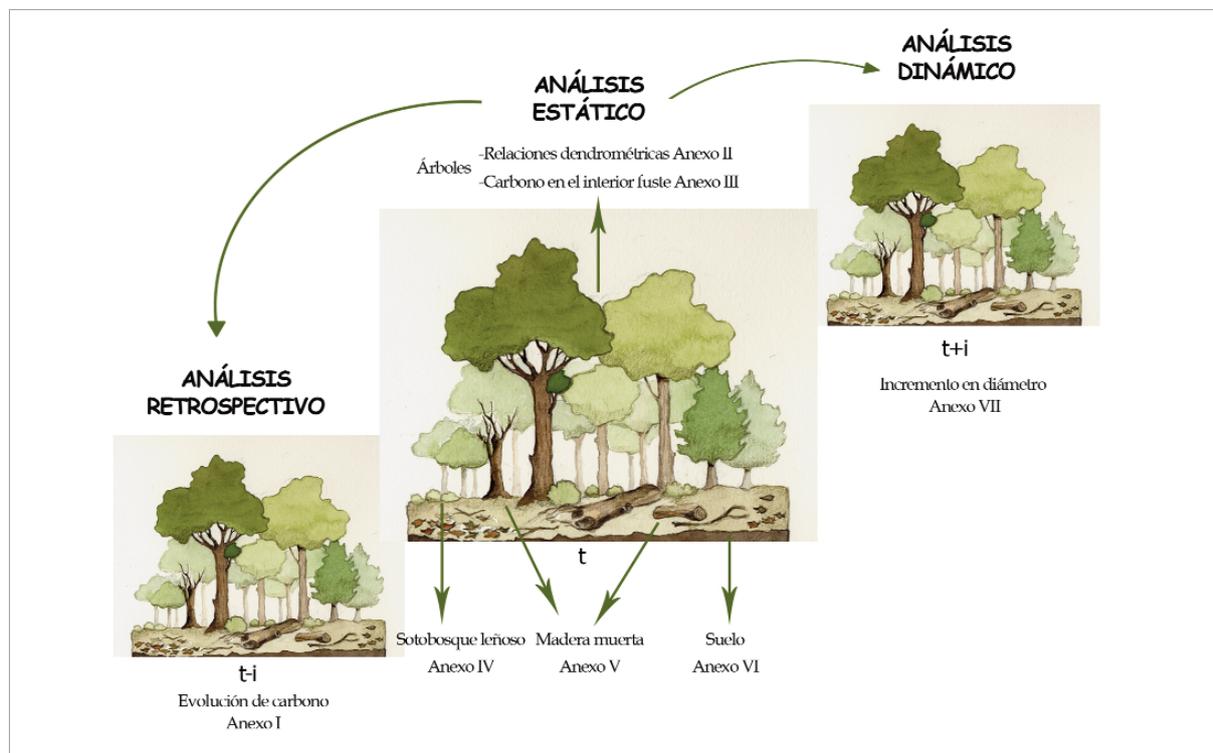
1. ¿Cómo podemos estimar la evolución del carbono almacenado en la biomasa arbórea de los rodales forestales en un periodo de tiempo?
2. ¿Cuánta biomasa y cuánto C acumula un árbol de las especies estudiadas en su fuste y copa (rama, ramillas y hojas)?
3. ¿Existen variaciones en el carbono acumulado a lo largo del fuste en sus diferentes tejidos anatómicos?
4. ¿Qué composición específica y parámetros estructurales presenta el estrato arbustivo y de matorral y cuánto C se acumula en su fitomasa?
5. ¿Qué dinámica presenta la madera muerta y cuánto C se acumula en este componente?
6. ¿Qué características presenta el suelo y la hojarasca y cuánto C se acumula en estos componentes?
7. ¿Cómo va a incrementarse el diámetro de las especies y el contenido de carbono a lo largo del tiempo?

Para responder a la primera pregunta se realizará un análisis retrospectivo, que permitirá conocer la dinámica previamente experimentada por el ecosistema. El enfoque será a escala comarcal, para considerar la heterogeneidad espacial. Por otra parte, se estudiará, en el momento actual (análisis estático), el C almacenado en los componentes del ecosistema forestal: la biomasa arbórea (preguntas 2 y 3), el sotobosque arbustivo y de matorral (pregunta 4), la madera muerta (pregunta 5) y la hojarasca y el suelo (pregunta 6) para obtener información a nivel de árbol y rodal. Finalmente, un análisis dinámico permitirá simular el desarrollo de la biomasa arbórea en el tiempo identificando las causas y los efectos de su evolución a nivel de rodal (pregunta 7).

### *Análisis retrospectivo (rodal)*

El objetivo de este apartado es calcular el balance de fijación de C de las comarcas “Páramos y Valles” y Sistema Central, mediante los datos del IFN, con el objeto de tener una visión de conjunto del almacenamiento de C a nivel comarcal.

Este análisis retrospectivo se recoge en el manuscrito: “Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain” (Anexo I).

■ **Figura 1.5**

Esquema gráfico del análisis retrospectivo, estático y dinámico de los distintos trabajos. Ilustración: Rosa Sánchez.

Nota:  $t$  indica el momento de análisis:  $t-1$ : momento anterior;  $t$ : momento actual y  $t+1$ : momento futuro.

### *Análisis estático (árboles)*

El objetivo de este apartado es estudiar la biomasa arbórea. Para ello se pretende (1) cuantificar el contenido de carbono en copa y fuste y (2) profundizar en algunas características del árbol como el perfil exterior del fuste, los tejidos interiores y la corteza, la relación  $hd$  de las distintas especies y la variación axial y longitudinal de la concentración de C en el fuste.

Estos análisis se recogen en los siguientes trabajos (Anexos II y III): Resultados del proceso para la obtención de los modelos de perfil para *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica* (Anexo II.1), “Modelling the profile and internal structure of tree stem and characterizing the crown in Mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in Northern Spain” (Anexo II.2), “Generalized height-diameter models to mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in central and northern Spain” (Anexo II.3) y “Carbon content in heartwood, sapwood and bark along stem profile in *Pinus* spp. mediterranean tree species” (Anexo III).

### *Análisis estático (otros componentes)*

#### ESTRATO ARBUSTIVO Y DE MATORRAL

Los objetivos de este apartado son (1) cuantificar parámetros que expresan la biodiversidad (la riqueza específica y caracterización estructural) en los pinares de repoblación y los rebollares natu-

rales en “Páramos y Valles” y (2) determinar el contenido de carbono del sotobosque arbustivo y de matorral a nivel local y comarcal.

Este objetivo se recoge en la siguiente publicación: “Determinación de la diversidad específica y del contenido de carbono en el matorral de pinares y robledales del norte de España” (Anexo IV).

#### MADERA MUERTA

Los objetivos de este apartado son modelizar la cantidad de madera muerta en la comarca “Páramos y Valles” y (2) realizar una comparativa de la cantidad de madera muerta en los pinares de repoblación de esta comarca y otros pinares en otras regiones del mundo para determinar las causas y las consecuencias, así como analizar la influencia de la gestión aplicada.

Este objetivo ha dado lugar a la siguiente publicación: “Modelling coarse woody debris in *Pinus* spp. plantations. A case study in northern Spain” y al trabajo: “Amount and distribution of coarse woody debris in pine ecosystems of Northwest Spain, NW Russia and NW US”. Ambos se muestran en el Anexo V.

#### SUELO

Los objetivos de este apartado son: (1) caracterizar las distintas propiedades del suelo y determinar el contenido de C total acumulado en el suelo y la hojarasca de la comarca “Páramos y Valles” en los dos ecosistemas considerados (pinares de repoblación y rebollares), (2) determinar el C total acumulado a lo largo del perfil en 4 tipos de masa (pinar de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* y masas de *Quercus pyrenaica*) que presentan distintos desarrollos arbóreos así como su relación con otros parámetros del suelo, (3) analizar la influencia del tipo de masa y el estado de desarrollo en los parámetros de estabilización de la materia orgánica y en las distintas fracciones de hojarasca, (4) determinar el flujo de C (entradas por desfronde y descomposición de la materia orgánica) que se produce en los 4 tipos de masa a lo largo de un año natural y (5) determinar el estatus nutritivo del suelo y su correlación con el estatus de la copa y de la hojarasca en los pinares de repoblación de la comarca “Páramos y Valles”.

Estos trabajos han dado lugar al siguiente manuscrito: “Soil Carbon content and nutrient status in *Pinus* spp. and Oak stands in Northern Spain” (Anexo VI.2)

#### *Análisis dinámico (árboles)*

El objetivo de este apartado es desarrollar un modelo de incremento en diámetro anual para pinares mediterráneos (*Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*) de “Páramos y Valles” y Sistema Central, y para masas naturales de *Quercus pyrenaica* en “La Castillería” y “Páramos y Valles”, mediante modelos mixtos. Estos trabajos han dado lugar al siguiente manuscrito: “Individual tree diameter increment model for Mediterranean *Pinus* and *Quercus* stands in two regions in Spain using multilevel linear mixed models” (Anexo VII).

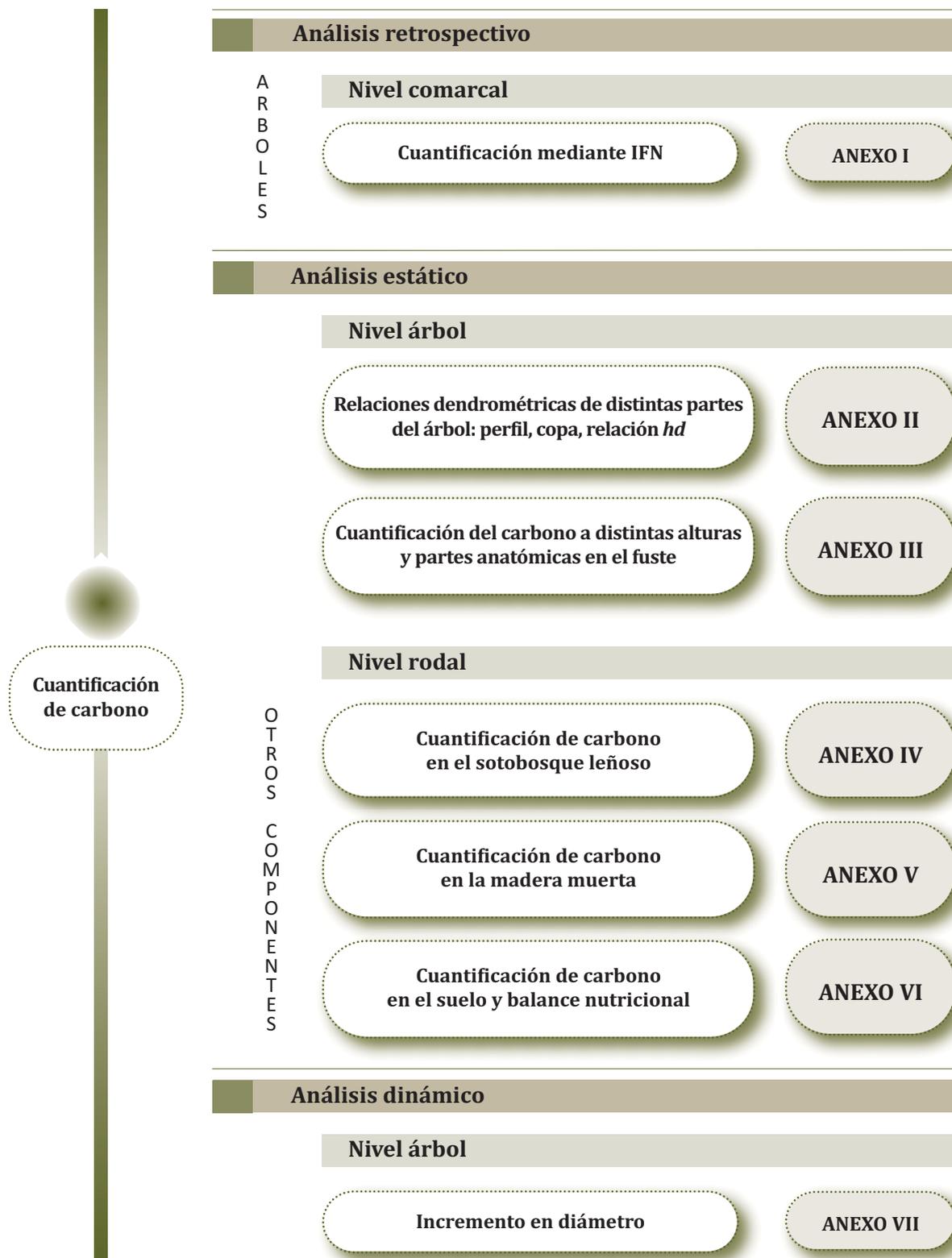


Figura 1.6 Esquema temático del análisis retrospectivo, estático y dinámico de los distintos trabajos.

A photograph of a forest with tall, thin trees and a dense carpet of green ferns in the foreground. A semi-transparent green rectangular box is overlaid on the right side of the image, containing text.

| 2 |

**m**ateriales y  
**m**étodos

.....



## Materiales y métodos

### 2.1 Áreas de estudio

Los trabajos que configuran esta memoria fueron desarrollados fundamentalmente en dos comarcas forestales mediterráneas (“Páramos y Valles” y Sistema Central). Si bien, para el desarrollo de algunas partes de los anexos II y VII se tomaron datos de una tercera comarca, “La Castillería”. En las tres comarcas se estudiaron cuatro tipos de masa, pinares de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* y robledales naturales de *Quercus pyrenaica* (tabla 2.1). Mientras en “Páramos y Valles” los pinares proceden de repoblación, en el Sistema Central, los rodales estudiados son masas naturales.

#### “Páramos y Valles”

La comarca natural “Páramos y Valles” palentinos, formada por la Vega de Saldaña, La Valdavia, La Ojeda y Boedo, constituye el nexo de unión entre las altas cumbres de la Montaña Palentina y las extensas llanuras de la Tierra de Campos (figura 2.1), teniendo una altitud media entre los 800 y 1000 metros sobre el nivel del mar.

El paisaje se caracteriza por ser un terreno intermontañoso, ondulado, formado por una serie de altos páramos y amplios valles. En cuanto al clima, el carácter de zona de transición entre la Montaña y Tierra de Campos, refleja una pequeña influencia atlántica y las características propias del área mediterránea.

La vegetación natural de esta comarca está formada por montes bajos de roble melojo (*Quercus pyrenaica* Willd.), junto con alguna encina (*Quercus ilex* L.) y quejigo (*Quercus faginea* Lam.) en las zonas de mayor aridez. El ecosistema típico de esta zona ha sido transformado por diversas alteraciones como extracciones de leña, incendios, pastoreo, roturaciones del monte para uso agrícola y ganadero y, sobre todo, por repoblaciones forestales iniciadas mayoritariamente en la década de los sesenta. Acompañando a estas especies, nos encontramos álamos y olmos, arbustos como brezos, escobas, rosales silvestres, majuelos, endrinos o aulagas. Los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), negral (*Pinus pinaster* Ait.) y laricio (*Pinus nigra* Arn.), son repoblaciones que fueron establecidas para la regeneración de los suelos y la protección contra la erosión de las laderas y cárcavas en la década de los sesenta. En los últimos 15-20 años han sido intervenidas mediante clareos y claras. Sin embargo, no se descarta que hubiera habido masas naturales de pinar en un tiempo anterior en esta comarca (Vega de Doña Olimpia o Villamelendro) según el impreso de la casa de los Expósitos y el Hospicio provincial fechado en 1901. Prueba de ello son algunos topónimos de la comarca como Pino del Río. Finalmente, los suelos son fundamentalmente silíceos aunque, en menor medida y de forma localizada, surgen algunos terrenos neutros o calizos (Oria de Rueda et al., 1996).

**Tabla 2.1** | Distribución de los distintos trabajos efectuados en las comarcas objeto de estudio.

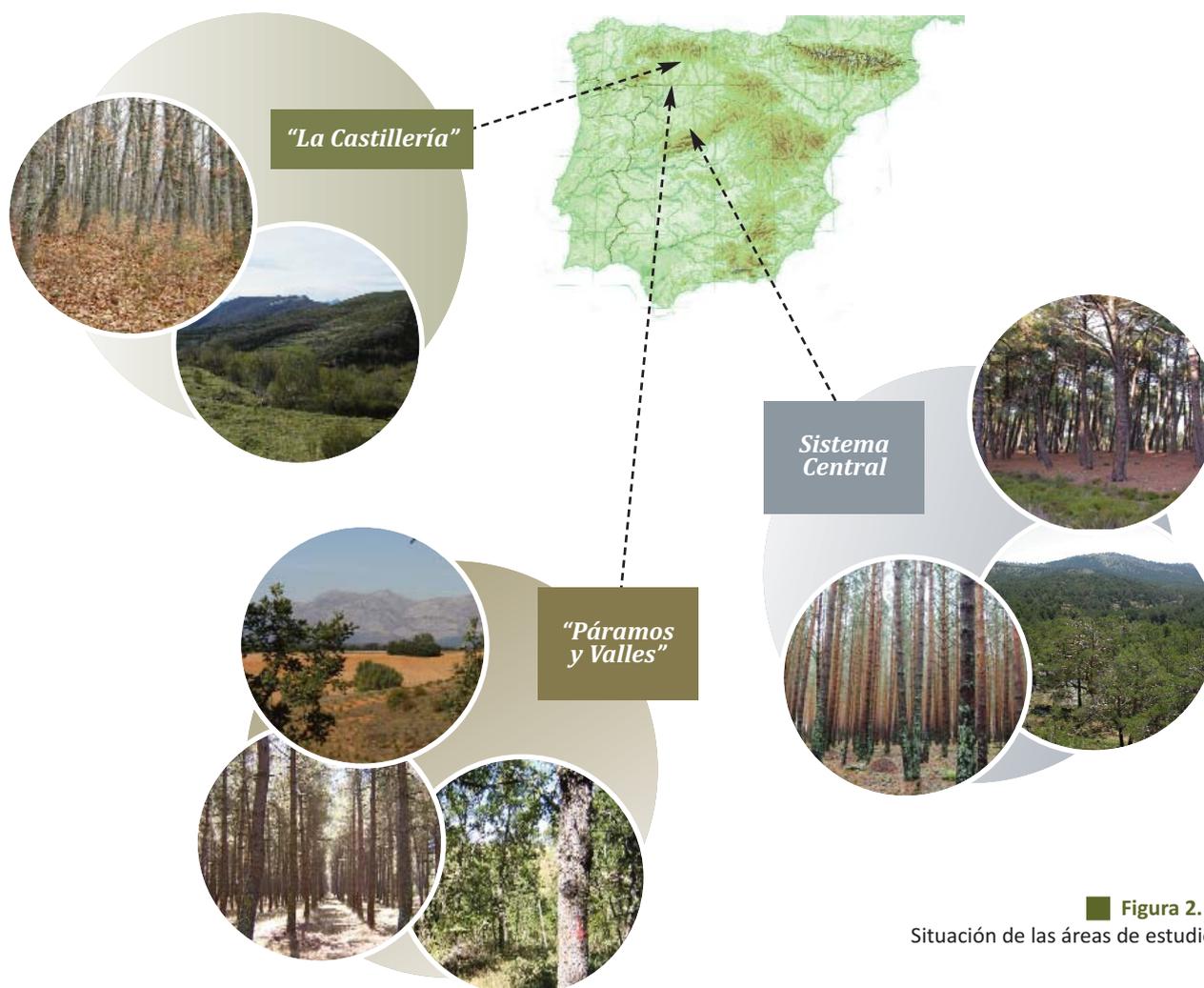
Anexo	Objetivo	Análisis	<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Pinus nigra</i>		<i>Pinus pinaster</i>		<i>Quercus pyrenaica</i>		
			PV	SC	PV	SC	PV	SC	PV	LC	SC
I	Evaluación comarcal de C	<i>Retrosp.</i>	x	x	x	x	x	x	x		x
II	Relaciones dendrométricas	<i>Estático</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
III	Carbono interior fuste	<i>Estático</i>	x		x		x		x		
IV	Estrato arbustivo y matorral	<i>Estático</i>	x		x		x		x		
V	Madera muerta	<i>Estático</i>	x		x		x		x		
VI	Caracterización del suelo	<i>Estático</i>	x		x		x		x		
VII	Incremento en diámetro	<i>Dinámico</i>	x	x	x		x	x	x	x	

Nota: PV: “Páramos y Valles”; SC: Sistema Central y LC: “La Castillería”.

## El Sistema Central

El Sistema Central es la cadena montañosa, que, constituida por las sierras montañosas de Ayllón, Somosierra, Guadarrama, Gredos, Sierra de Francia, Gata y la Serra da Estrela (Portugal), recorre de Este a Oeste el centro peninsular (figura 2.1). La cara norte del Sistema Central presenta altitudes superiores a 900 metros que llegan a más de 2500 metros de altitud, si bien en la cara sur, parte de los 400 metros. El clima es duro durante el invierno, alcanzando los -16 °C en la vertiente norte, con una cota de innivación de 2200 a 2300 m de altitud, mientras la ladera sur es más cálida.

La vegetación se dispone en los siguientes pisos o niveles: en el piedemonte se extiende un piso basal de encinar acidófilo con pinos piñoneros (*Pinus pinea* L.), negrales (*Pinus pinaster*) y enebros de la miera (*Juniperus oxycedrus* L.). El piedemonte alcanza, por lo general, los 1000 metros de altitud. Por encima, se sitúa el robledal marcescente de *Quercus pyrenaica*, que crece entre los 1000 y los 1600 m. El piso siguiente lo constituyen los pinares montanos de *Pinus sylvestris*, hasta los 1900 m. Por último, se disponen los matorrales rastreros, principalmente piornales con enebros comunes (*Juniperus communis* L.) y los pastos de altura (García Abejón, 1981). En las umbrías colectoras de humedades se refugian las comunidades de impronta eurosiberiana con numerosas plantas oceánicas asociadas. Un claro ejemplo lo constituye la existencia del haya en la porción



■ **Figura 2.1.**  
Situación de las áreas de estudio.

oriental de la Sierra de Ayllón, así como del abedul (*Betula alba* L.) y del acebo (*Ilex aquifolium* L.) (MAPA, 2001a). Las masas forestales del Sistema Central han sido aprovechadas desde la antigüedad para la obtención de resina y madera en el caso de *Pinus pinaster*, de madera de calidad en el caso de *Pinus sylvestris* y para la obtención de leñas o uso silvopastoral en las dehesas de *Quercus pyrenaica*. Finalmente, los suelos son predominantemente silíceos con abundancia de granitos, gneis, pizarras y cuarcitas (Martínez de Pisón, 1977).

### “La Castillería”

“La Castillería” es una comarca de la Montaña Palentina situada al norte de la provincia de Palencia, en la región de procedencia de Cordillera Cantábrica Meridional (Díaz-Fernández et al., 1995). Este área de estudio presenta rasgos propios de zonas de montaña y de transición entre el dominio atlántico y mediterráneo. Con una altitud que oscila entre los 800 y 1600 m, la situación a sotavento de la comarca hace que el clima sea más seco y continental que el encontrado en las zonas septentrionales de la cordillera (figura 2.1).

Los rebollares de *Quercus pyrenaica*, entremezclados con pies de roble albar, *Quercus petraea* (Matt) Liebl., y en algunos casos hibridados, constituyen la vegetación predominante de esta comarca. En los claros, existen gran cantidad de matorrales heliófilos (genistas, brezos, escobas, etc.) (MAPA, 2001b). Se encuentran rodales de distintas clases de edad y de diversas formas principales de masa, aunque las masas biestratificadas procedentes de las antiguas dehesas boyales son bastante comunes. Testigos de este uso silvopastoral se hallan con frecuencia robledales con pies de notables diámetros, poco numerosos en número de pies por hectárea, pero de gran contribución al área basimétrica total (Reque, 2004). La silvicultura aplicada en estas especies se ha basado en cortas diametrales o entresaca por huroneo de los mejores ejemplares (Ruíz de la Torre y Ceballos, 1979) debido a la escasa calidad tecnológica de la madera (por daños pretéritos por ramoneo y escasas espesuras iniciales en los rodales en las primeras edades). Esta mala calidad tecnológica hizo que, durante décadas, la gestión se enfocase a los mejores pies. La variedad de situaciones edáficas provocada por la diversidad de los sustratos, induce una tipología de suelos muy variada con cambio de condiciones locales muy acusada. Los suelos son mayoritariamente cambisoles húmicos y cálcicos aunque, en menor medida, aparecen luvisoles crómicos y fluvisoles éutricos (Reque, 2004).

## 2.2 Datos

Tres tipos de datos se han utilizado para la realización de los estudios: datos procedentes del Inventario Forestal Nacional (IFN), datos provenientes de parcelas de muestreo del Instituto de Gestión Forestal Sostenible y datos complementarios de otras redes de parcelas que han completado trabajos concretos de la memoria.

### 2.2.1 Datos procedentes de las parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN)

Las parcelas del IFN se encuentran distribuidas a lo largo de todo el territorio del Estado en una malla de muestreo de un kilómetro de lado, sobre superficies forestales previamente delimitadas. Son parcelas de radio variable con cuatro subparcelas de radios 5, 10, 15 y 25 m donde se mide a partir de un diámetro mínimo inventariable de 7,5, 12,5, 22,5 y 42,5 cm respectivamente (Vallejo y Villanueva, 2002). En los árboles inventariados así seleccionados (pies mayores) se mide el diámetro normal (dbh) y la altura total (ht). Además, de entre los anteriores, se seleccionan seis como árboles tipo, en los que se mide, además del dbh y la ht, el diámetro de copa, el espesor de corteza, el crecimiento radial de los últimos cinco años, la altura del fuste y el diámetro a los cuatro metros de altura. Además se toman datos del regenerado, del sotobosque leñoso, de los pies menores, del estado selvícola y del erosivo. Los detalles de la recogida de datos y métodos de muestreo del IFN pueden consultarse en DGCN (1996; 2006).

Los datos de la segunda y tercera edición del IFN (IFN2: ejecutado desde 1986 a 1996; IFN3: desde 1996 a 2006) han sido utilizados en 5 trabajos de esta memoria. Con datos de los pies mayores se ha realizado la evolución del carbono fijado en la biomasa arbórea (anexo I). En la tabla 2.2 se muestran las características medias de todos los diámetros y alturas de los pies mayores utilizados. Por otra parte, los datos del IFN también se utilizaron para el ajuste de la relación *hd* (anexo II.3). En el caso del rebollo, los datos del IFN2 fueron utilizados para el desarrollo y valida-

ción de las ecuaciones y, en el caso de los pinos, los datos del IFN3 fueron utilizados para la validación de los modelos obtenidos. Finalmente, con los datos del IFN3 se completó la información de otros componentes del ecosistema forestal. Así, se utilizaron los datos del muestreo del sotobosque leñoso inventariados por el IFN3 en una subparcela de 10 m de radio para la caracterización de este componente a nivel comarcal (anexo IV), y se utilizaron los datos del IFN3 para la obtención de las características de las parcelas inventariadas en “Páramos y Valles” para la elaboración de los trabajos de madera muerta (anexo V) y suelo (anexo VI).

**Tabla 2.2** | Datos medios de diámetro y altura del IFN2 e IFN3 de las comarcas “Páramos y Valles” y Sistema Central.

	IFN2		IFN3	
	dbh (cm)	ht (m)	dbh (cm)	ht (m)
“Páramos y Valles”	321 parcelas (4818 árboles)		358 parcelas (7251 árboles)	
Media	17,0	8,8	20,2	10,8
Desviación típica	6,0	3,6	6,5	2,9
Mínimo	7,5	2,3	7,5	3,0
Máximo	95,0	39,5	101,9	21,0
Sistema Central	4051 parcelas (55280 árboles)		4864 parcelas (73788 árboles)	
Media	23,5	9,7	24,4	10,6
Desviación típica	12,6	4,0	13,1	4,6
Mínimo	7,5	2,2	7,5	1,8
Máximo	128,5	28,8	137,8	32,8

Nota: dbh (cm) es el diámetro normal; ht (m) es la altura total; IFN2 e IFN3 son el Segundo y Tercer Inventario Forestal Nacional, respectivamente.

## 2.2.2 Datos procedentes de parcelas de muestreo del Instituto de Gestión Forestal Sostenible

Los datos procedentes de parcelas de muestreo del Instituto de Gestión Forestal Sostenible fueron obtenidos de dos tipos de redes de parcelas: red de parcelas de muestreo del estrato arbóreo y red de parcelas para el inventario de otros componentes.

### a) Red de parcelas de muestreo del estrato arbóreo

La red de parcelas de muestreo del estrato arbóreo estuvo constituida por un total de 46 parcelas distribuidas por las comarcas “Páramos y Valles” (n=12), Sistema Central (n=8) y “La Castillería” (n=26) (tabla 2.3). Las 12 parcelas de la comarca “Páramos y Valles” estaban constituidas por 9 parcelas en repoblaciones del género *Pinus* y 3 en robledales naturales de *Quercus pyrenaica*. De las parcelas de pinos, 3 presentaban como especie dominante *Pinus nigra*, 3 *Pinus pinaster* y 3 *Pinus*

*sylvestris*. Por otra parte, en el Sistema Central las 8 parcelas estaban ubicadas en masas de *Pinus sylvestris* (n=4) y *Pinus pinaster* (n=4). Finalmente, en “La Castillería”, las 26 parcelas muestreadas presentaban como especie dominante *Quercus pyrenaica*. Las principales características de estas parcelas, diferenciando entre los tipos de ecosistemas inventariados pinares de repoblación y roledales naturales, se muestran en la tabla 2.3.

**Tabla 2.3** | Características medias de la red de parcelas de muestreo del estrato arbóreo.

	Hdom (m)	Ddom (cm)	dg (cm)	N (pies ha <sup>-1</sup> )	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )
<b>Parcelas de <i>Pinus</i> spp. de “Páramos y Valles” / n=9</b>					
Media	12,2	28,0	21,4	1116	35,9
Desviación típica	2,8	4,8	4,0	475	5,7
Mínimo	6,5	22,4	16,7	478	21,0
Máximo	15,9	37,2	32,1	1833	40,8
<b>Parcelas de <i>Quercus pyrenaica</i> de “Páramos y Valles” / n=3</b>					
Media	8,6	18,1	16,4	593	13,2
Desviación típica	4,2	12,4	9,1	239	11,0
Mínimo	4,0	9,0	6,1	322	2,0
Máximo	12,1	32,2	23,2	778	24,4
<b>Parcelas de <i>Pinus</i> spp. del Sistema Central / n=8</b>					
Media	19,0	39,6	26,9	491	59,4
Desviación típica	5,0	11,0	10,5	198	11,9
Mínimo	10,3	21,7	15,0	116	40,2
Máximo	28,8	54,9	46,4	711	71,2
<b>Parcelas de <i>Quercus pyrenaica</i> de “La Castillería” / n=26</b>					
Media	-	20,2	21,9	293	27,2
Desviación típica	-	7,0	9,4	293	14,5
Mínimo	-	12,1	12,3	283	9,4
Máximo	-	45,5	59,2	1386	77,9

Nota: n es el número de parcelas muestreadas; Hdom (m) es la altura dominante; Ddom (cm) es el diámetro dominante; dg (cm) es el diámetro medio cuadrático; N (pies ha<sup>-1</sup>) es el número de pies por hectárea y G (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) es el área basimétrica.

#### a1) Toma de datos dasométricos

La toma de datos dasométricos fue realizada en las 20 parcelas muestreadas en las comarcas “Páramos y Valles” (n=12) y Sistema Central (n=8). En las parcelas, cuadrangulares de 30\*30 m<sup>2</sup>, se identificaron todos los árboles mediante numeración. De cada árbol se midieron las siguientes variables: (1) posición de cada árbol al centro de la parcela, midiendo el rumbo y la distancia mediante estación total; (2) diámetro normal, considerando dos diámetros perpendiculares, el primero de ellos en di-

rección al centro de la parcela y tomado a la altura de 1,3 m. Las mediciones se hicieron con forcípula y con precisión de 1 mm; (3) altura total, medida con hipsómetro Vertex® con precisión de decímetro; (4) altura a la base de la copa (hbc), considerando como base de la copa el punto donde se inserta el primer conjunto de ramas vivas del árbol y que representen la base de una copa continua. Se ignoraron las ramas aisladas por debajo del nivel general de la copa, o las ramas muertas y, de nuevo, se midió con hipsómetro Vertex®, con una precisión de decímetro.

En la Castillería, las 26 parcelas muestreadas fueron circulares, de 15 m de radio, y en ellas se midieron los diámetros de todos los pies inventariables.

#### *a2) Otros datos inventariados en la biomasa arbórea*

En “Páramos y Valles”, en una zona buffer alrededor de la parcela, se apearon un total de 72 árboles (6 por cada una de las parcelas). En cada uno de los árboles apeados, se midieron los diámetros ubicados cada metro a partir de 1,3 m hasta la altura total y cada 50 cm por debajo de la altura normal. Estos datos configuraron la base de diámetros y alturas relativas. Diámetro relativo (dr) es el diámetro medido a la altura h respecto al diámetro normal y la altura relativa (hr) es la altura h respecto a la altura total. Además, en cada punto, se midió el espesor de corteza (e) y se extrajeron rodajas de 5 cm de espesor, aproximadamente, para analizar la concentración de carbono y realizar análisis de tronco. Doce de los 72 árboles, uno por parcela y tres por cada una de las especies principales de masa (tres de *Pinus nigra*, tres de *Pinus pinaster*, tres de *Pinus sylvestris* y tres de *Quercus pyrenaica*), fueron escogidos para analizar la biomasa de la copa. Los doce árboles cumplieron el criterio de ser “árbol medio”, pie cuyo diámetro era próximo al diámetro medio cuadrático (dg) de la parcela permanente (Gutiérrez y Lopera, 2002). En ellos se cogieron muestras de las distintas partes de la copa: ramas, ramillas y acículas u hojas para obtener datos de su biomasa y para cuantificar las concentraciones de los principales nutrientes foliares y analizar el estatus nutritivo de estas masas. Las características de los árboles apeados están representadas en la figura 2.2.

En el Sistema Central se obtuvieron canutillos de crecimiento de los 5 últimos años en todos los árboles y canutillos completos de 4 árboles dominantes por parcela. En “La Castillería”, de forma análoga a “Páramos y Valles”, se apearon un total de 26 rebollos, obteniendo rodajas en cada uno de esos puntos para realizar análisis de tronco. En estos árboles también se obtuvieron los datos de diámetros y alturas relativas a lo largo del fuste.

Los datos de estas parcelas muestreadas se han utilizado en varios trabajos de esta memoria, tal como muestra la tabla 2.4.

#### *b) Red de parcelas de muestreo de otros componentes*

El estrato arbustivo y de matorral, la madera muerta y el suelo fueron muestreados sólo en la comarca “Páramos y Valles”. Para ello, se realizaron dos tipos de inventario con lo que se obtuvieron datos de detalle local y comarcal.

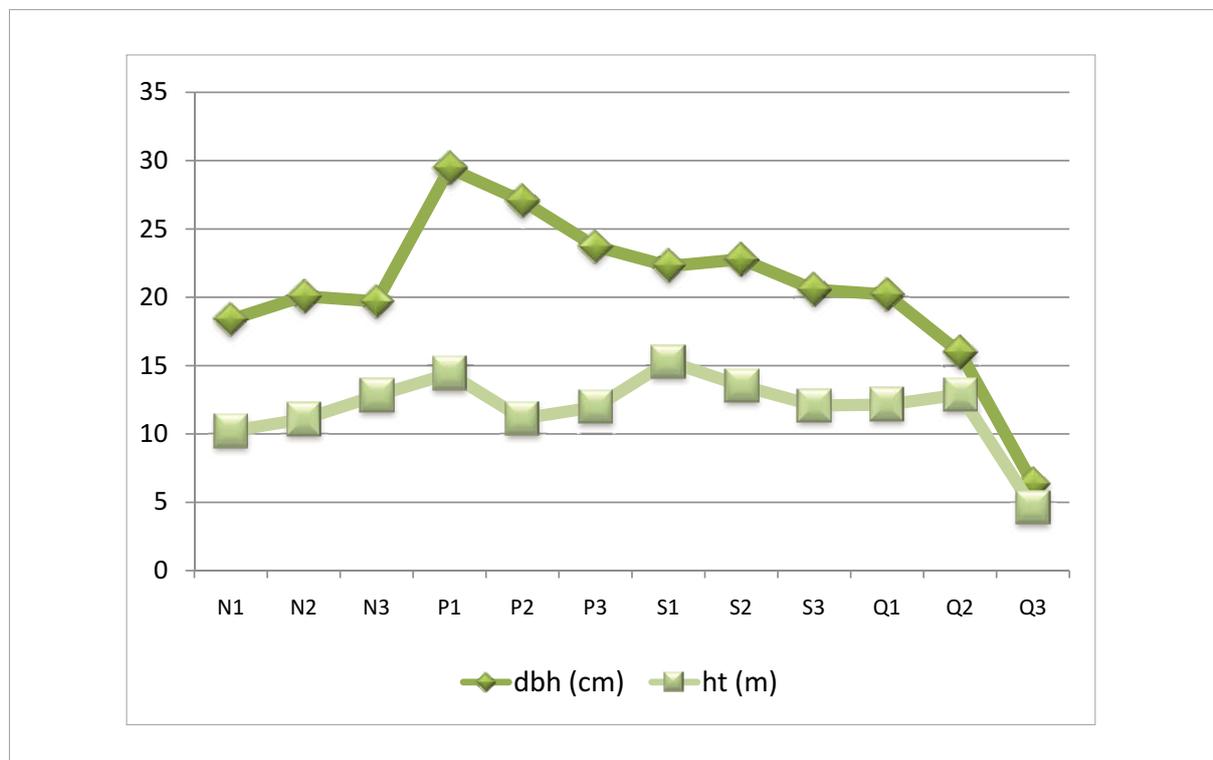


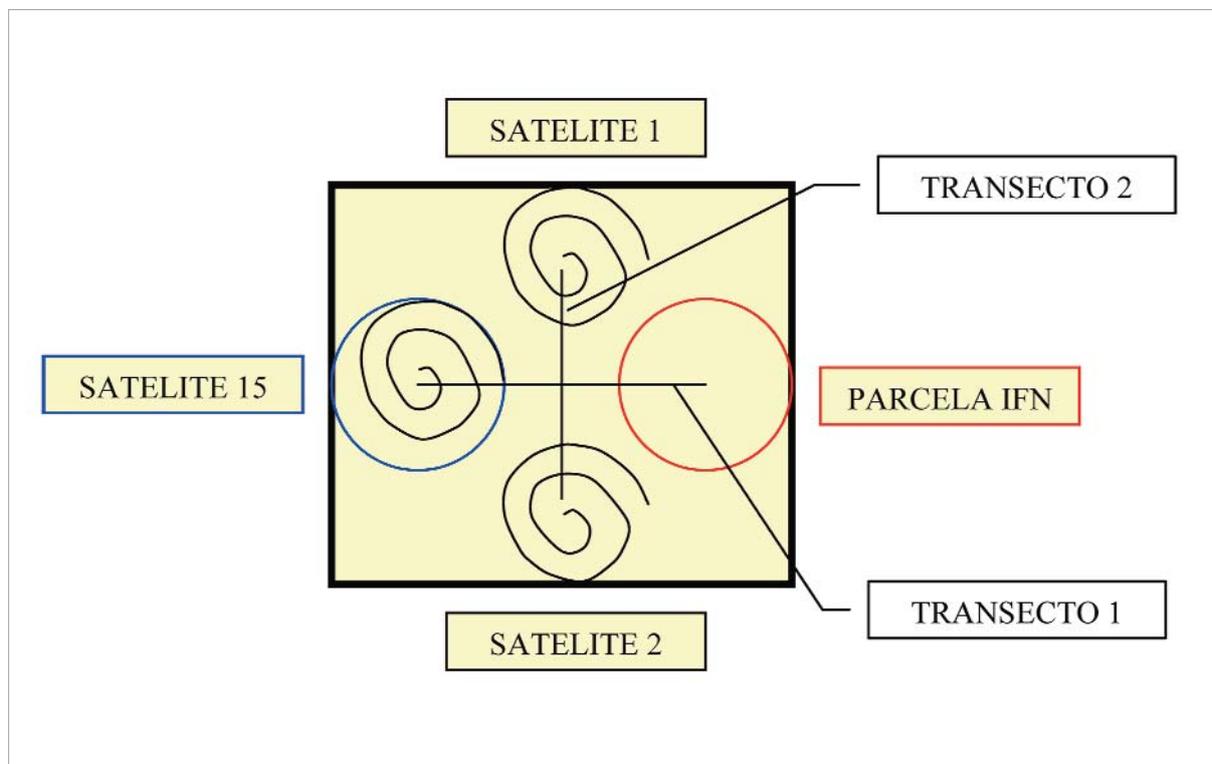
Figura 2.2

Características medias de los árboles apeados en las distintas parcelas en la comarca “Páramos y Valles”.  
 Nota: dbh (cm): diámetro normal y ht (m): altura total.

Tabla 2.4 | Datos obtenidos de la biomasa arbórea.

Datos	Comarca	Información	Anexo
<i>FUSTE</i>			
dbh y ht	PV, SC	Relación <i>hd</i>	II
dr-hr	PV, LC	Modelo de perfil exterior	II
e	PV, LC	Espesor de corteza	II
rodajas cada metro	PV y LC	Tejidos interiores	II
	PV	Carbono en distintos tejidos	III
datos de crecimiento	PV, LC y SC	Incremento diámetro	VII
<i>COPA</i>			
muestras de la copa	PV	Caracterización de la biomasa de la copa Ecuaciones de biomasa Estatus nutritivo de la copa	II y VI

Nota: dbh es el diámetro normal; ht es la altura total; dr es el diámetro relativo; hr es la altura relativa; e es el espesor de corteza; PV: “Páramos y Valles”; SC: Sistema Central; LC: “La Castillería”.



■ **Figura 2.3**  
Dispositivo de inventario del muestreo de detalle comarcal.

Parcela constituida por 4 subparcelas circulares donde se han muestreado los árboles muertos en pie. Una de ellas es parcela del Inventario Forestal Nacional (IFN), donde se ha muestreado el suelo. Los datos del matorral también han sido tomados de esta parcela. Las 4 subparcelas están unidas por dos transectos, donde se han muestreado los árboles caídos en el suelo.

### *b.1) Muestreo a escala local*

En las 12 parcelas instaladas en “Páramos y Valles” se realizó un muestreo del sotobosque leñoso en doce transectos lineales de 25 m de largo y 1 m de anchura. Se identificaron las especies presentes y se midió la altura y la superficie ocupada por cada una de ellas.

Por otra parte, se abrieron 12 calicatas hasta roca madre extrayendo muestras de suelo en cada horizonte natural. También se cogieron muestras en los 10 primeros cm de suelo. En cada calicata, se tomó una muestra de la hojarasca superficial, diferenciando entre las distintas fracciones. El estudio de la hojarasca se completó al instalar una serie de trampas y bolsitas de descomposición para obtener datos del desfronde y de la evolución de la descomposición de la hojarasca en 8 de las 12 parcelas. El esfuerzo de muestreo fue el criterio seguido para la selección de las 8 parcelas.

### *b.2) Muestreo detalle comarcal*

Se estableció una red de 94 parcelas en la comarca “Páramos y Valles” para el estudio de la madera muerta y del suelo. Cada parcela (figura 2.3) estaba compuesta por 4 subparcelas circulares (una

**Tabla 2.5** | Características medias de las parcelas del muestreo de detalle comarcal.

	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
<i>Pinus sylvestris</i> (n = 34 parcelas)				
N (pies ha <sup>-1</sup> )	807	351	187	1585
G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	24,8	7,8	9,1	39,3
dg (cm)	22,0	3,2	14,7	28,4
<i>Pinus nigra</i> (n = 24 parcelas)				
N (pies ha <sup>-1</sup> )	919	273	541	1401
G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	21,2	8,1	6,0	36,1
dg (cm)	19,4	4,3	13,2	30,8
<i>Pinus pinaster</i> (n = 8 parcelas)				
N (pies ha <sup>-1</sup> )	433	261	26	817
G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	21,9	10,4	5,6	32
dg (cm)	31,7	11,6	21,4	58,3
<i>Quercus pyrenaica</i> (n = 28 parcelas)				
N (pies ha <sup>-1</sup> )	457	501	0	1480
G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	6,6	8,4	0	28,8
dg (cm)	116,1	81,2	0	243,0

Nota: n es el número de parcelas muestreadas; N (pies ha<sup>-1</sup>) es el número de pies por hectárea; G (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) es el área basimétrica y dg (cm) es el diámetro medio cuadrático.

de las cuales es parcela del IFN) unidas por dos transectos lineales de 50 m cada uno. Las parcelas estuvieron distribuidas en los pinares de repoblación y rebollares de esta comarca (tabla 2.5).

El inventario de la madera muerta consistió en la cuantificación de la madera muerta fina y la madera muerta gruesa. Los árboles muertos en pie (*snags*) y los tocones fueron muestreados en las parcelas circulares, mientras los árboles o troncos caídos en el suelo (*logs*), en los transectos que las unían (Forsee, 2005). En cada una de las cuatro subparcelas se analizaron los 20 árboles más próximos al centro de la parcela, mediante el método *Plotless sampling* (Magnussen et al., 2008). Si alguno de ellos estaba muerto, se medían sus características dendrométricas: especie, diámetro, altura, distancia y rumbo al centro de la parcela, signos de fauna y clase de descomposición. La clase de descomposición o estado de pudrición fue evaluada según el criterio de Goodburn y Lorimer (1998). Los tocones fueron evaluados en 2 de las 4 subparcelas circulares. Se midieron el diámetro y la altura del tocón y la clase de descomposición, siguiendo el mismo criterio que en los árboles muertos en pie. Por último, los árboles caídos en el suelo fueron muestreados mediante el procedimiento *Line intersect sampling* (LIS) (Warren y Olsen, 1964). Así, en los árboles caídos de diámetro superior a 7,5 cm que interceptaban con el transecto, se medía la especie, el diámetro en el punto de intersección, la longitud total, signos de fauna, la clase de descomposición y la presencia de daños físicos. El estado de pudrición fue evaluado según el criterio de Sollins (1982).

**Tabla 2.6** | Datos obtenidos del sotobosque arbustivo y de matorral, de la madera muerta y del suelo.

Componente	Comarca	Datos	Información	Anexo
Sotobosque y matorral leñoso	PV	Especie, cobertura, altura Detalle local (datos parcelas)	<b>Detalle local:</b> Caracterización estructural, nivel diversidad y contenido de carbono a nivel local	IV
Madera muerta	PV	Árboles muertos en pie (dbh, ht, cd, signos fauna) Árboles caídos en el suelo (di, long, cd, signos fauna)	<b>Detalle comarcal:</b> Presencia y cuantificación de madera muerta	V 1 V 2
Suelo	PV	Muestras de suelo y hojarasca. Datos de desfronde y evolución de la descomposición de la hojarasca	<b>Detalle local:</b> Clasificación del suelo. Principales características edáficas. Caracterización de la hojarasca. Estudio del ciclo de la materia orgánica. Estatus nutritivo <b>Detalle comarcal:</b> Cuantificación de C en suelo y hojarasca. Modelización del contenido de C.	VI

Nota: PV es “Páramos y Valles”; dbh es el diámetro a la altura del pecho, en cm; ht es la altura total en m; di es el diámetro en el punto de intersección, en cm; long es la longitud, en m; cd es clase de descomposición.

Finalmente, las muestras de suelo, recogidas en dos profundidades 0-30 cm y 30-60 cm (Forsee, 2005), fueron extraídas sólo en la parcela IFN. Con estas muestras se cuantificaron las principales características físico y físico-químicas del suelo. De cada parcela, también se extrajo una muestra de la hojarasca superficial para analizar el contenido de carbono y otros componentes nutricionales.

Así, los distintos componentes han sido estudiados con datos procedentes de esta red de parcelas (tabla 2.6) y con aportaciones de otros datos (IFN y datos especiales).

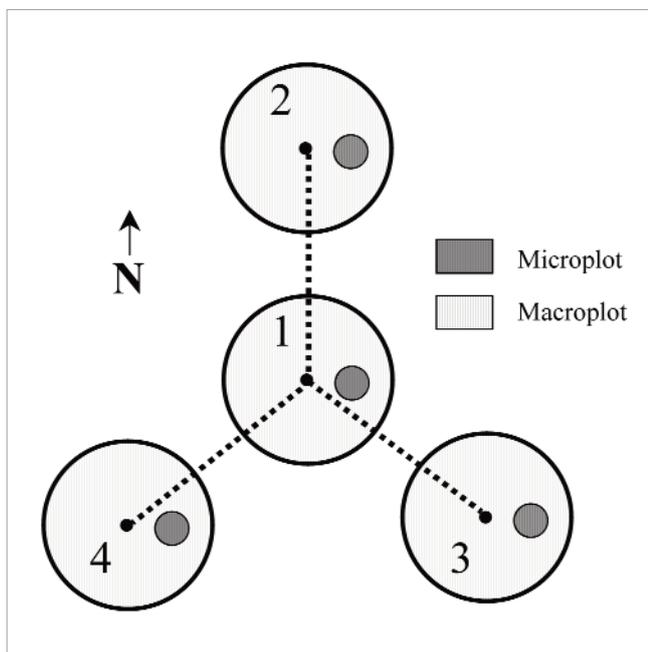
### 2.2.3 Datos complementarios

Se han utilizado distintas series de datos para completar algunos trabajos de esta memoria. Así, las series de datos de diámetros y alturas relativas procedentes de “Páramos y Valles” y “La Castillería” se completaron con los datos de un total de 99 árboles apeados en el norte de León. Estas tres series constituyeron la base de datos definitiva para el ajuste de los modelos de perfil del rebollo en su distribución occidental. Los datos fueron obtenidos siguiendo el mismo protocolo que en las comarcas palentinas.

Por otra parte, datos del Inventario Forestal de Oregon (FIA) de Estados Unidos y de un muestreo realizado en el Noroeste de Rusia fueron utilizados para cuantificar la cantidad de madera muerta de estos ecosistemas forestales y compararlos con los de la comarca “Páramos y Valles”

con el objeto de analizar cómo afecta la gestión forestal a la cantidad de madera muerta (anexo V.2).

Las parcelas del FIA están distribuidas sistemáticamente a lo largo de los Estados Unidos, con una intensidad de muestreo de una parcela cada 4850 hectáreas, aproximadamente. El dispositivo de muestreo consta de 4 parcelas circulares unidas por transectos (figura 2.4). En las parcelas circulares se recogen los principales datos de los árboles en pie, vivos y muertos. En los árboles muertos se mide el diámetro, la altura y el estado de descomposición, y en los transectos se miden los árboles caídos en el suelo, donde se recogen los datos de la especie, los diámetros en los extremos, el diámetro en el punto de intersección, la longitud y el estado de descomposición. El inventario recoge además características de las parcelas, indispensables para los cálculos posteriores, como la edad, tipo de perturbación ocurrida en los últimos 10 años, el tipo de masa, la condición del rodal y la gestión realizada (USDA Forest Service, 2007; Woodall y Monleón, 2008).



**Figura 2.4**  
Dispositivo de muestreo utilizado del Inventario Forestal de Estados Unidos (FIA) para el muestreo de la madera viva y muerta.  
Fuente: Woodall y Monleón (2008).

Las parcelas del NW de Rusia estaban distribuidas en 7 masas de *Pinus sylvestris*, cubriendo un rango de edad de 15 a los 150 años. Se dispusieron de los datos muestreados en un total de 55 parcelas rectangulares de 0,2 a 1 ha de superficie. En estas parcelas se habían medido los principales datos de los árboles caídos en el suelo, muertos en pie y de los tocones (especie, diámetro, longitud o altura, clase de descomposición, etc.). Las parcelas inventariadas se clasificaron en función de la edad y en función de si habían sufrido algún tipo de perturbación. Los detalles de este muestreo se encuentran en el trabajo de Krankina et al. (2001).

A modo de síntesis, en la tabla 2.7 se muestra un resumen general de los principales datos utilizados en cada zona de estudio con los objetivos planteados.

## 2.3 Procedimientos y análisis

A continuación, se explican los procedimientos de muestreo, análisis de laboratorio y métodos estadísticos utilizados en los trabajos que configuran esta memoria. Las distintas escalas y niveles de detalle determinan enfoques a nivel de árbol, de tipo de masa (pinares de laricio, silvestre y negro y rebollares naturales), de ecosistema (pinares de repoblación y rebollares naturales) o de comarca [“Páramos y Valles” (PV), “La Castillería” (LC) y Sistema Central (SC)].

**Tabla 2.7** | Resumen de las parcelas utilizadas en los trabajos en las distintas comarcas.

Dispositivo	Zonas	Anexo	Objetivos
Parcelas IFN	PV y SC	I	Análisis retrospectivo
	MP, PV y SC	II	Relación <i>hd</i>
	PV	IV	Cuantificación C en matorral a nivel comarcal
	PV	V y VI	Características del estrato arbóreo de las parcelas muestreadas
Parc. muestreo arbóreo	PV, LC y NL	II	Modelos de perfil
	PV, SC, LC	II	Relación <i>hd</i>
	PV	II	Caracterización de la biomasa arbórea
	PV	III	Cuantificación de C en el interior del fuste
	PV, SC, LC	VII	Análisis dinámico
	PV	IV, VI	Análisis estático de los distintos componentes a escala local
Parc. Muestreo otros comp.	PV	IV, V, VI	Análisis estático de los distintos componentes a escala comarcal

Nota: PV: "Páramos y Valles"; SC: Sistema Central; LC: "La Castillería"; MP: Montaña Palentina y NL: Norte de León.

### 2.3.1 Cuantificación retrospectiva de carbono a escala comarcal

Se realizó un estudio para cuantificar de forma retrospectiva la evolución de carbono en la biomasa arbórea de dos comarcas naturales de gran relevancia, la comarca natural palentina "Páramos y Valles" y la cadena montañosa Sistema Central. Para ello, se estableció una metodología para evaluar, en forma de balance, las entradas y salidas de carbono (en forma de CO<sub>2</sub>) en el ecosistema forestal en un periodo de tiempo.

En primer lugar, mediante sistemas de información geográfica, se definieron los contornos de las dos zonas de estudio por su altitud, distribución, información etnográfica y superficie. Posteriormente, se seleccionaron todas las parcelas del IFN2 e IFN3 que pertenecían a ambas comarcas (más de 300 parcelas en "Páramos y Valles" y más de 4000 en el Sistema Central). Se utilizaron los modelos propuestos por Montero et al. (2005) para calcular la biomasa en las fracciones del árbol, biomasa del fuste, biomasa de las ramas de diámetro mayor de 7 cm, biomasa de las ramas de diámetro entre 2 y 7 cm, biomasa de las ramas de diámetro menor de 2 cm, biomasa de las hojas o acículas y biomasa radical y la biomasa total en las distintas especies. Finalmente, se calculó el balance de fijación en términos de CO<sub>2</sub>. Se consideraron como entradas de carbono en el ecosistema 1) el crecimiento experimentado por las masas, 2) la masa incorporada de un inventario a otro y 3) la superficie ocupada por nuevas masas forestales y repoblaciones en la comarca. Como salidas de carbono, se consideraron 1) los aprovechamientos forestales realizados y 2) la mortalidad natural. Se calculó como indicador de sostenibilidad la tasa de aprovechamiento (relación entre las

cortas realizadas y la suma de crecimiento y masa incorporada) para cada una de las especies en ambas comarcas.

### 2.3.2 Cuantificación estática de carbono a escala de rodal

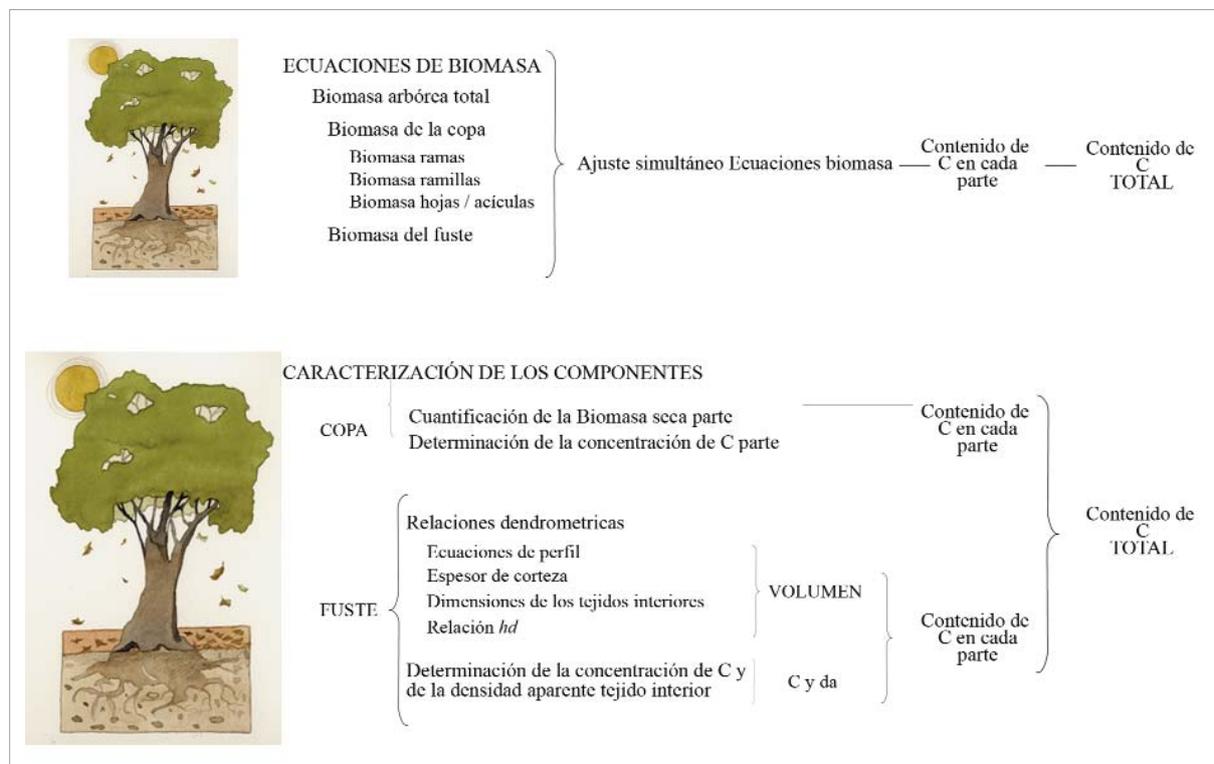
#### 2.3.2.1 Caracterización de la biomasa arbórea

El cálculo del carbono acumulado en la biomasa arbórea se abordó mediante 1) la caracterización de los componentes copa y fuste y, 2) mediante el ajuste simultáneo de las ecuaciones alométricas de la biomasa arbórea total y de cada una de las partes de la biomasa de la copa y del fuste (figura 2.5). Así, en la copa se cuantificó la biomasa seca y la concentración de carbono de los principales componentes de la misma (ramas, ramillas y hojas) mientras que en el fuste se llevó a cabo: 1) el estudio de las distintas relaciones dendrométricas y 2) la determinación de la concentración de C y de la densidad aparente por tejido anatómico y especie, parámetros necesarios para la cuantificación del contenido de C en el mismo. El estudio de las relaciones dendrométricas consistió en la descripción de las principales características del fuste: el perfil exterior, el espesor de la corteza, las dimensiones de los tejidos anatómicos interiores, albura y duramen, y la relación *hd*, modelos con los que podemos obtener el volumen del fuste. La segunda parte consistió en la determinación de los parámetros densidad aparente y concentración de carbono para cada tejido anatómico y para cada especie. Con los resultados de ambas partes se cuantificó el contenido de carbono del fuste. Finalmente, se calculó el contenido de carbono en la biomasa arbórea total, como suma del carbono del fuste y de la copa (figura 2.5).

#### *Copa*

La caracterización de la biomasa de la copa pretendía obtener información de esta parte del árbol debido a su importancia en el desarrollo, vigor y la capacidad fotosintética del mismo y en la dinámica del rodal. Las distintas partes de la copa (hojas o acículas, ramillas y ramas) de los 12 árboles apeados (9 pinos y 3 rebollos) en "Páramos y Valles" se separaron y se pesaron en fresco utilizando una balanza de precisión 1 mg. Posteriormente, una muestra de cada una de las partes se pesó en verde y se secó en estufa a 75 °C hasta peso constante. Con estos dos términos, se calculó la humedad presente en cada parte. Los porcentajes de humedad se aplicaron a los pesos en verde obtenidos por el pesaje en campo y se transformaron en peso de biomasa seca (Bravo et al., 2007a). La masa seca de cada árbol se obtuvo al sumar todas las masas secas de los componentes de cada árbol (Zapata et al., 2003). Finalmente, se determinó la concentración de carbono de cada parte mediante calcinación a 550°C (MAPA, 1994).

Para obtener ecuaciones alométricas que modelizasen la biomasa aérea, los datos de la biomasa de la copa y de las distintas partes que la configuran fueron correlacionados con las variables dendrométricas como el diámetro normal, la altura total, la altura de la copa, la edad o la superficie de la albura a altura de 1,3 m. Tras los distintos ajustes, se eligió la ecuación que presentó un mayor coeficiente de determinación ( $R^2$ ).



■ Figura 2.5

Esquema del estudio del C almacenado en la biomasa arbórea.

*Fuste*

Modelos de perfil exterior

El ajuste del modelo de perfil nos permitió estudiar la forma en que el diámetro decrece a lo largo del fuste en las especies estudiadas, pino laricio, negral, silvestre en “Páramos y Valles” y rebollo en su distribución occidental (“Páramos y Valles”, “La Castillería” y norte de León).

Para el ajuste de los modelos de perfil, dispusimos de una base de datos formada por 781 diámetros relativos a distintas alturas en el caso de los pinos y 2486 pares de datos en el caso de los rebollos. En primer lugar, se llevó a cabo un análisis para detectar posibles anomalías en los datos. Así, se examinó el gráfico de dispersión entre el diámetro relativo y la altura relativa. Para aumentar la eficacia en la detección de datos atípicos, se realizó un ajuste local cuadrático no paramétrico (asumiendo una distribución normal de los errores) para cada uno de los grupos de especies considerados usando regresión local Loess (Cleveland, 1993). Para ello, se empleó el procedimiento LOESS del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009) con un parámetro de suavizado de 0,3 para cada especie. Los residuos de cada ajuste Loess se dividieron en diez intervalos de altura relativa en los que se examinó su distribución y se calcularon dos valores límite para discriminar los datos atípicos: el cuartil inferior menos dos veces el rango intercuartílico y el cuartil superior más dos veces el rango intercuartílico (Bi, 2000; Bi y Long, 2001; Rodríguez y Molina, 2003). Los datos fuera de este rango no fueron incluidos en la fase de ajuste, eliminando un total de 105 (13,4%) y 228 (9,0%) datos totales de pinos y rebollos respectivamente. Muchos de ellos provenían

de errores en la toma de datos, secciones deformadas o fuertes anomalías por bifurcaciones o grandes nudos. Una vez depurada la base de datos, procedimos a ajustar nuestros datos a varios tipos de modelos de perfil con el fin de determinar qué ecuación se ajustaba mejor a nuestros datos. Así, se probaron los modelos de Munro (1966), Kozak et al. (1969), Demaerschalk (1972), Cervera (1973), Demaerschalk I y II (1973), Ormerod (1973), Brink y Gadow (1986), Hui y Gadow (1997), Muhairwe I y II (1999), D'Aquitaine et al. (1999) [Stud (1999)], Bi (2000) y Roda (2001). Los parámetros coeficiente de determinación ( $R^2$ ), suma de los errores al cuadrado (SSE), error cuadrático medio (MSE) y raíz del error cuadrático medio (RMSE) sirvieron para comparar los distintos ajustes (tabla 2.8).

**Tabla 2.8** | Estadísticos de ajuste y validación utilizados para la evaluación de los modelos.

Parámetro estadístico	Símbolo	Fórmula	Ideal
Sesgo medio	$\bar{e}$	$\frac{\sum_{i=1}^n  y_i - \hat{y}_i }{n}$	0
Error absoluto medio	MAD	$SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$	0
Suma de los errores al cuadrado	SSE	$\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-p}$	0
Error cuadrático medio	MSE	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-p}}$	0
Raíz del error cuadrático medio	RMSE	$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$	0
Coeficiente de determinación	$R^2$	$\frac{(n-1) \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$	1
Coeficiente de determinación ajustado	$R^2_{adj}$	$\frac{(n-1) \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{(n-p) \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$	1
Error Cuadrático medio ponderado	$MSE_w$	$MSE_w = \frac{\sum_{i=1}^n w_i (h_i - \hat{h}_i)^2}{n-p}$	0
Coeficiente de determinación ajustado del modelo ponderado	$R^2_{adjw}$	$R^2_{adjw} = 1 - \frac{(n-1) \sum_{i=1}^n (h_i - \hat{h}_i)^2}{(n-p) \sum_{i=1}^n (h_i - \bar{h})^2}$	1
Porcentaje del error residual	$\bar{E}\%$	$\frac{\bar{e}}{\bar{y}} * 100$	0
Porcentaje del error absoluto	MAD%	$\frac{\sum_{i=1}^n  y_i - \hat{y}_i  / n}{\bar{y}} * 100$	0
Error cuadrático medio de la predicción	MSEP	$MSEP = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}$	0
Error relativo de la predicción	$R^2_p$	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$	1
Regresión lineal	$\alpha, \beta$ y $R^2_{adj}$	$y_{observada} = \alpha + \beta y_{predicho} + \epsilon_i$	$\alpha=0, \beta=1$ y $R^2_{adj}=1$

donde:  $y_i$ : valor observado;  $\hat{y}_i$ : valor estimado;  $n$ : número de observaciones;  $p$ : número de parámetros.

En los modelos con los mejores resultados de estos parámetros, se procedió a ajustar las ecuaciones con la estructura de error continua autorregresiva (CAR(p)) con el procedimiento MODEL del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009), debido a la estructura de datos longitudinal (Lindstrom y Bates, 1990).

La validación de los modelos se realizó mediante la técnica denominada validación cruzada (*leave-one-out cross-validation*) o de los residuos eliminados (Zhu y Rohwer, 1996; Goutte, 1997), al carecer de independencia las medidas dentro de cada árbol. El proceso consistió en ajustar  $n$  veces el modelo (siendo  $n$  el número total de árboles), donde en cada ajuste se eliminan todas las observaciones de un árbol (empezando por el árbol 1 y acabando por el árbol  $n$ ) y se calcula el valor predicho por el modelo para las observaciones que han sido eliminadas. Para analizar la bondad de la validación cruzada se calcularon los estadísticos sesgo medio ( $\bar{e}$ ), porcentaje del error residual ( $\bar{E}\%$ ) y el porcentaje del error absoluto (MAD%) (tabla 2.8). Para detectar posibles sesgos y errores en función del tamaño del árbol, los estadísticos fueron calculados también por clase diamétrica.

Una vez realizado este ajuste, determinamos el modelo que mejor se adaptaba a nuestra base de datos. En el caso de los pinos, además, se determinó, mediante el test de Lakkis-Jones, si era necesario un perfil para cada una de las especies consideradas en vez de uno único para todas ellas.

Finalmente, evaluamos el efecto de la especie y de la edad en el perfil del árbol comparando la cilindricidad de las tres especies de pinos en periodos de 5 años desde el perfil exterior, es decir, la cilindricidad del perfil obtenido en el año 2000, en el año 1995, en el año 1990... Para ello, se analizó la evolución del factor de forma  $r$  a lo largo del fuste (Rodríguez y Molina, 2003) en las tres especies de pinos y en los distintos quinquenios. El factor de forma ( $r$ ) tiene que ver con el tipo dendrométrico. Un valor de 3 corresponde a un neiloide, un valor de 2 a un cono y cuando vale 1 representa un paraboloide (Tassisa y Burkhart, 1998). El valor de  $r$  [Eq. 2.1] fue calculado en cada árbol, a lo largo de todo el tronco, excepto en la base y en el ápice donde no está definido su valor.

$$r = \frac{2 \cdot \ln\left(\frac{d_i}{D_b}\right)}{\ln\left(\frac{ht - h_i}{ht}\right)} \quad [\text{Eq. 2.1}]$$

donde:  $d_i$  es el diámetro a la altura  $i$  (cm);  $D_b$  es el diámetro en la base (cm);  $ht$  es la altura total (m) y  $h_i$  es la altura donde se alcanza el diámetro  $i$  (m).

Para evaluar las diferencias en la forma del fuste en función de la edad (perfiles interiores) se modificó la altura mediante la modificación de Carmean (1972) para determinar la altura total real obtenida a cada edad. Un modelo mixto determinó si existían diferencias significativas en el factor  $r$  en función de la especie, del quinquenio y en la interacción entre ambos factores. Este análisis se llevó a cabo mediante el paquete MIXED del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009).

**Tabla 2.9** | Ecuaciones para caracterizar los tejidos interiores del fuste.**Radio de los tejidos interiores:**

$$\text{Modelo 1 } rd = \beta_o + \beta_1 rd_{dbh} + \beta_2 rd_{dbh} \cdot hr$$

$$\text{Modelo 2 } ra = \beta_o + \beta_1 ra_{bh} + \beta_2 ra_{bh} \cdot hr$$

**Volumen del duramen:**

$$\text{Modelo 3 } \text{Log}(Vh) = \beta_o + \beta_1 \text{Log}(dh_{dbh}) + \beta_2 \text{Log}(t_{dbh}) + \beta_3 \text{Log}(h_i)$$

$$\text{Modelo 3 mod } \text{Log}(Vh) = \beta_o + \beta_2 \text{Log}(t_{dbh})$$

$$\text{Modelo 3 mod 2 } \text{Log}(Vh) = \beta_o + \beta_1 \text{Log}(dh_{dbh})$$

$$\text{Modelo 4 } \text{Log}(Vh) = \beta_o + \beta_1 \text{Log}(dh_{dbh}) + \beta_2 \text{Log}(h_i)$$

$$\text{Modelo 5 } \text{Log}(Vh) = \beta_o + \beta_1 \text{Log}(dbh)$$

**Volumen de la albura**

$$\text{Modelo 6 } \text{Log}(Va) = \beta_o + \beta_1 \text{Log}(dbh) + \beta_2 \text{Log}(h_i)$$

$$\text{Modelo 7 } \text{Log}(Va) = \beta_o + \beta_1 \text{Log}(dbh)$$

donde: rd y ra son el radio del duramen y el de la albura (cm);  $rd_{dbh}$  y  $ra_{dbh}$  son el radio del duramen y el de la albura (cm) a la altura normal ( $h=1,3m$ ); hr es la altura relativa; Vh y Va son el volumen del duramen y de la albura ( $m^3$ );  $dh_{dbh}$  y  $t_{dbh}$  son el diámetro del duramen y la edad (años) a la altura normal ( $h=1,3m$ );  $h_i$  es la altura a la que se coge la muestra i; dbh es el diámetro normal (cm); ht es la altura total del árbol (m).

**Caracterización de los tejidos interiores del fuste (albura y duramen)**

El estudio de las distintas partes anatómicas (albura, duramen y corteza) analizó la composición interna del fuste debido a las distintas potencialidades de uso y fijación de C que presentan los distintos tejidos interiores. El estudio fue dividido en dos partes: 1) la caracterización de los distintos tejidos, que consistió en el ajuste de varias ecuaciones que determinaron las dimensiones más importantes de los mismos en los pinares y rebollares de “Páramos y Valles” y en los rebollares de “La Castillería” y 2) el análisis de la variación de la concentración de carbono en los distintos tejidos y a lo largo del fuste en los pinares y rebollares de “Páramos y Valles”.

**1) Caracterización de los distintos tejidos**

Mediante el programa WinDENDRO™ (2003) se determinó la anchura del duramen y de la albura en las distintas alturas del fuste en los 72 árboles apeados en “Páramos y Valles” (54 pinos y 18 rebollos) y a los 26 rebollos cortados en “La Castillería”. La delimitación de ambas partes fue realizada visualmente gracias al cambio de color experimentado por el duramen. El estudio consistió en el

ajuste de una serie de ecuaciones para definir el radio y el volumen de la albura y del duramen, ecuaciones utilizadas por Climent et al. (1998) en la especie *Pinus canariensis* Chr Sm ex DC (tabla 2.9). Además, se ajustó la relación entre el diámetro de la albura obtenido a la altura 1,3 m y el diámetro normal.

En el caso de la corteza, en todos los árboles se calculó el espesor medio de corteza en las distintas alturas del árbol. Para obtener el modelo que mejor caracterizase este componente se probaron 4 ecuaciones obtenidas de la literatura forestal: el modelo de Courbet y Houllier (2002) y los modelos lineal, no lineal y logarítmico utilizados por Lizarralde (2008). Los modelos se evaluaron con los parámetros coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y raíz del error medio cuadrático (RMSE) (tabla 2.8).

## 2) Cuantificación de la concentración de carbono en el interior del fuste

Se determinó la concentración de carbono en distintas partes anatómicas (albura, duramen y corteza) para comprobar si existía una variación en el sentido axial y longitudinal del fuste. Para ello, se procesaron las rodajas de madera obtenidas en las distintas alturas de 47 árboles apeados en "Páramos y Valles" (34 pinos y 13 rebollos).

Las distintas partes de la rodaja fueron separadas mediante sierra caladora de banco con espesor de corte de 1 mm. Los cortes se hicieron separando primeramente la corteza y, después, la albura del duramen en aquellas rodajas donde existían las dos partes anatómicas. Las muestras fueron tamizadas en dos molinos. En primer lugar, en el molino centrífugo para reducir el tamaño de grano de la muestra y en segundo lugar, en un molino de bolas obteniendo el tamaño óptimo para analizar la concentración de carbono mediante el analizador de C/N (CHN-2000 LECO). Este sistema automatizado de análisis realiza la combustión de las muestras a una temperatura de 900 °C, separando el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), de los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y del agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ) producidos. Por medio de infrarrojos se obtiene la concentración de  $\text{CO}_2$  y por reducción la del  $\text{NO}_x$ . La concentración de  $\text{N}_2$  se determina por termoconductividad.

Una vez obtuvimos los datos de la concentración de carbono en cada muestra, los datos fueron multiplicados por la densidad aparente (peso seco/vol en verde), calculada para cada especie, altura y parte anatómica de la rodaja. La densidad básica se puede determinar por tres métodos: desplazamiento de agua, máximo contenido de humedad y por rayos X. En nuestro caso, lo calculamos por desplazamiento de agua, que requiere calcular la masa anhidra y el volumen en verde. Para calcular la masa anhidra, colocamos las muestras en una estufa a una temperatura de  $103 \pm 2$  °C hasta peso constante y luego las pesamos en una balanza de precisión de 1 mg. Posteriormente, las muestras se sumergieron en agua de forma permanente hasta máxima saturación de fibras o hasta lograr un contenido de humedad superior a 150%. Tanto la masa anhidra como el volumen en verde fueron calculados tanto para la parte del duramen como para la albura. Con respecto a la corteza, al ser un material que presenta vasos vivos y vasos ya cerrados, calculamos lo que supone el peso seco de la corteza con respecto al peso seco total de la rodaja. Con este procedimiento intentamos evitar la sobreestimación que se produciría en el volumen de esta parte al sumergirlo y considerar que todos los vasos se llenan cuando no es así. En este caso, la concentración de carbono fue multiplicada por el porcentaje de corteza que corresponde a cada especie y altura.

En las especies de pinos se ajustó un modelo mixto mediante el procedimiento MIXED del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009) para detectar diferencias significativas en la concentración de carbono en función de la especie, las distintas alturas y partes de la rodaja con un nivel de significación  $\alpha=0,05$ . Las muestras de rebollo fueron eliminadas de este análisis para evitar la influencia de la edad en el resultado. Debido a que las muestras fueron cogidas en un mismo árbol en sentido radial y axial, consideramos que no había independencia entre las partes anatómicas ni entre las alturas. Así, las muestras de una parte anatómica correspondiente a una altura estarían más correlacionadas con muestras de la parte anatómica contigua que aquellas que estuvieran más separadas. Por otra parte, las muestras recogidas a una altura estarían más correlacionadas con muestras recogidas a alturas cercanas que a alturas lejanas. El modelo (Anexo III) presentó una estructura de varianzas  $un@ar(1)$ , apropiada para esas medidas (*unstructured* para las partes anatómicas y *autoregressive de orden 1* para las alturas).

Se determinaron las concentraciones de carbono para cada especie y la parte anatómica en las distintas alturas. Las diferencias significativas entre partes en las especies y entre las tendencias de cada parte y especie en función de la altura fueron delimitadas mediante contrastes individuales. Se realizó el análisis de los residuales estudentizados en cada parcela para contrastar la validez de las hipótesis del modelo mixto. Con el objetivo de evaluar la variabilidad explicada por los modelos mixtos se realizó el test observados-predichos para probar simultáneamente si  $\alpha = 0$  y  $\beta = 1$  en el modelo  $y_{\text{observado}} = \alpha + \beta y_{\text{predicho}}$  (tabla 2.8). Si la variable dependiente observada coincidía con la predicha, el modelo se consideraba óptimo. Huang et al. (2003) propone el cálculo de estos parámetros, junto a otros, como métodos idóneos para comparar la validación de modelos.

#### Relación *hd*

Con el ajuste de la relación *hd* quisimos encontrar la ecuación entre el diámetro y la altura del árbol en los dos grupos de especies (pinos y rebollos), comprobando si era necesario el ajuste de un único modelo que explicase la variabilidad de las dos especies en las zonas de estudio o si, por el contrario, se necesitaban varios modelos específicos regionales.

El análisis fue realizado por separado para los pinos y para los rebollos. Cada grupo de especies fue estudiado en dos regiones distintas. En el caso de los pinos, el ajuste se llevó a cabo con datos de "Páramos y Valles" y Sistema Central y, en el caso de los rebollos, con datos de la Montaña Palentina y del Sistema Central. Todos los datos de pinos fueron concentrados en un único grupo denominado "pinos" y todos los rebollos en otro denominado "rebollos". Así, en el caso de las especies del género *Pinus*, se obtuvieron 1544 pares de altura-diámetro de "Páramos y Valles" (716 pares) y del Sistema Central (828 pares) y, en el caso del rebollo, 4253 pares de datos (837 pares de la Montaña Palentina y 3416 pares del Sistema Central). Estos pares de datos correspondieron a parcelas del IFN2 donde *Quercus pyrenaica* se presentaba como especie principal ( $G \geq 90\%$ ).

En ambos casos, se seleccionó la mejor relación altura-diámetro generalizada tras el análisis exhaustivo de 31 modelos de diferentes naturalezas y expresiones utilizados en trabajos previos de investigación. Debido a la heterocedasticidad de la varianza, se ajustó una regresión ponderada a los residuales del modelo (Clutter et al., 1983; Neter et al., 1996). Esta corrección incor-

poró al análisis dos nuevos estadísticos: el error medio cuadrático ponderado ( $MSE_w$ ), que analizó la precisión de las estimaciones y el coeficiente de determinación ajustado del modelo ponderado ( $R^2_{adjw}$ ), que analizó la eficiencia del modelo (tabla 2.8).

Todo el análisis de ajuste se llevó a cabo mediante el paquete MODEL del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009). La validación del modelo se realizó mediante una muestra de datos para evaluar la precisión del modelo. En el caso de los rebollos, la base de datos de 4253 pares, fue subdividida aleatoriamente en datos para el ajuste (3659 datos) y datos para la validación (594 pares altura-diámetro). En el caso de los pinos, como se explicó en el apartado 2.1.1, la muestra para la validación fue obtenida de la base de datos del IFN3.

Para evaluar la bondad de ajuste de los modelos ajustados se calcularon diversos estadísticos con los residuos generados (Anexo II.3). Tras la validación, el ajuste final de los rebollos fue efectuado con todos los datos juntos (ajuste y validación) para obtener la máxima precisión, de acuerdo con Hirsch (1991) y Zhang (1997). En el caso de los pinos no se realizó este paso, al tratarse de datos de diferente naturaleza y selección.

Finalmente, el test de Lakkis-Jones y el de Chow fue aplicado para detectar diferencias significativas en la relación  $hd$  experimentada en ambas regiones para ambos grupos de especies (pinos y rebollos). En el caso de los rebollos, además, se aplicó para detectar diferencias significativas en función del índice de cubicación.

#### Contenido de Carbono en el fuste y en la biomasa aérea total

Las distintas trozas de los 72 árboles apeados en “Páramos y Valles” fueron cubicadas por Smalian (Pardé y Bouchon, 1994). Este volumen fue multiplicado por la densidad aparente ponderada (Bert y Danjon, 2006), teniendo en cuenta la proporción de tejido anatómico existente en cada troza y cada especie. Este producto dio lugar a la biomasa seca (Mg) en el fuste. Teniendo la biomasa de la copa (apartado *a) Copa*) y la del fuste, se calculó la biomasa aérea total como suma de ambas partes en cada una de las especies consideradas en este estudio (pino laricio, negral, silvestre y rebollo). La biomasa seca del fuste y la total fueron correlacionadas con variables dendrométricas de forma análoga a como se hizo en la copa. Una vez obtenidas las 3 ecuaciones se efectuó un ajuste simultáneo de las ecuaciones de biomasa total, de biomasa de las ramas, ramillas, hojas y fuste siguiendo la metodología de Álvarez González et al. (2007).

Finalmente, se calculó la cantidad de C acumulado en el fuste multiplicando la biomasa seca del fuste por la concentración de carbono ponderada, teniendo en cuenta la proporción de tejido anatómico existente en cada troza y especie (Bert y Danjon, 2006).

#### 2.3.2.2 Caracterización estructural del sotobosque arbustivo y de matorral

Para caracterizar la estructura del sotobosque y matorral de la comarca “Páramos y Valles” se han llevado a cabo dos tipos de análisis, uno comarcal y otro local, determinados diferentes parámetros y cuantificando el contenido de carbono.

## a) Caracterización comarcal

Para determinar el contenido de carbono se analizaron un total de 326 parcelas de la base de datos del IFN3. Con los datos específicos de altura y cobertura, se calculó el índice volumétrico, parámetro adimensional que informa sobre el volumen equivalente ocupado por el estrato arbustivo y de matorral [Eq.2.2]. Con este índice se pudo estimar el contenido de carbono a través de la ecuación 2.3 (Porté et al., 2005).

$$IV = \%cobertura * h(cm) \quad [\text{Eq. 2.2}]$$

$$\text{Carbono (Mg C ha}^{-1}\text{)} = 9 * 10^{-5} * IV \quad [\text{Eq. 2.3}]$$

donde: IV es el índice volumétrico y h es la altura del matorral (cm).

## b) Caracterización local

El muestreo local se planteó para, además de determinar la concentración de carbono en las especies muestreadas, cuantificar parámetros que definen la biodiversidad (la riqueza específica y caracterización estructural). Siguiendo el método de cuadrantes contiguos (Dale, 1999), cada uno de los 12 transectos instalados en "Páramos y Valles", se subdividió en 25 subparcelas de 1 m<sup>2</sup> donde se tomaron datos sobre las especies presentes, el porcentaje de cobertura de las mismas (en su proyección vertical respecto al área total del cuadrado) y su altura. Este método ha sido aplicado en numerosos estudios de comunidades vegetales (Tárrega et al., 1992; Calvo et al., 1999; Nuñez et al., 2003). El número de especies muestreadas constituyó la riqueza específica de la zona, clasificada en los distintos transectos, tipos de masa (pinares de laricio, negral, silvestre y rebollares) y ecosistemas considerados (pinares de repoblación y rebollares naturales). Además de estudiar los patrones de distribución de las especies (abundancia), se determinaron índices de diversidad y uniformidad de las parcelas muestreadas. El análisis de la biodiversidad se llevó a cabo mediante el cálculo del índice de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949), mientras que la uniformidad, definida por Pielou (1969), fue calculada como la relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima.

Se realizó un Análisis de la Varianza a través del procedimiento GLM del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009) para detectar diferencias significativas en los parámetros analizados (Índice de Shannon, Uniformidad, Riqueza y Diversidad máxima) entre los distintos tipos de masa y ecosistemas considerados. El modelo ajustado para cada uno de los parámetros fue el siguiente [Eq. 2.4]:

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij} \quad [\text{Eq.2.4}]$$

donde:  $Y_{ij}$ : Índice de Shannon, Uniformidad, Riqueza y Diversidad máxima del transecto  $j$

$\mu$ : Efecto de la media general

$\alpha_i$ : Efecto del tipo de masa  $i$ : 1 (pinar de laricio), 2 (pinar de negral), 3 (pinar de silvestre), 4 (rebollar)

$\delta \alpha_i$ : Efecto del ecosistema  $i$ : 1 (Pinares de repoblación), 2 (Rebollares)

$\varepsilon_{ij}$ : Error aleatorio del transecto  $j$  del tipo de masa o del ecosistema  $i$ .

$$\varepsilon_{ij} \rightarrow N(0, \sigma^2)$$

Finalmente, se recogieron muestras de cada una de las especies para determinar la concentración de carbono. Ésta se determinó por calcinación a 550°C (MAPA, 1994). Se ajustó una regresión lineal [Eq. 2.5] que relacionaba la biomasa seca de las especies de matorral y el índice volumétrico (Porté et al., 2005), a través del procedimiento REG del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009). Mediante esta ecuación y la concentración de carbono por especie, fue posible determinar el contenido de carbono total acumulado en este componente forestal.

$$B = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot IV \quad [\text{Eq. 2.5}]$$

donde: B es la biomasa seca, IV es el índice volumétrico y  $\alpha_0$  y  $\alpha_1$  son los parámetros de la ecuación.

### 2.3.2.3 Caracterización y modelización de la madera muerta leñosa

La caracterización de la madera muerta de la comarca “Páramos y Valles” se ha llevado a cabo a través de tres estudios. El primero consistió en el ajuste de un modelo bietápico para la cuantificación de la madera muerta en la comarca “Páramos y Valles”. El segundo, en la caracterización de la madera muerta fina en la misma comarca. El tercero, en una comparativa de la cantidad de madera muerta de esta comarca con otros ecosistemas de Oregón (USA) y de NWRusia.

#### a) Modelo bietápico

A partir de los datos del muestreo en las 66 parcelas de pinares de repoblación y 28 parcelas de rebollares, se calculó el área basimétrica de los árboles muertos en pie ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), el volumen de los tocones ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) y el volumen de los árboles o troncos caídos en el suelo ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ). Éste último fue calculado por medio de la siguiente ecuación [Eq. 2.6] (Warren y Olsen, 1964; Van Wagner, 1968).

$$V = \frac{\pi^2 \Sigma d^2}{8 \cdot L} \quad [\text{Eq. 2.6}]$$

donde: V es el volumen de los árboles caídos en el suelo ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ); d es el diámetro de cada tronco o árbol caído en el suelo (cm) y L es la longitud de transecto, en nuestro caso, L = 100 m.

Tras la creación de la variable dicotómica que informaba sobre la presencia o ausencia de madera muerta en la parcela, se ajustó la ecuación logística [Eq. 2.7], primer paso del modelo bietápico. Esta ecuación determina la probabilidad de encontrar madera muerta en una parcela. El segundo paso consistió en la cuantificación, mediante regresión lineal, del área basimétrica de los árboles muertos en pie [Eq. 2.8] y el volumen de los troncos caídos en el suelo [Eq. 2.9] en las parcelas en las que el modelo logístico estimaba que existía madera muerta. Esta metodología ya ha sido utilizada para estudiar, entre otros temas, la mortalidad natural por Álvarez González et al. (2004) y la masa incorporada por Bravo et al. (2008).

$$P = \left(1 + e^{-(a_0 + \sum a_i X_i)}\right)^{-1} \quad [\text{Eq. 2.7}]$$

$$G_{\text{árboles muertos en pie}} = a_0 + \sum a_i X_i \quad [\text{Eq. 2.8}]$$

$$V_{\text{árboles caídos en el suelo}} = a_0 + \sum a_i X_i \quad [\text{Eq. 2.9}]$$

donde: P es la probabilidad de encontrar madera muerta en una parcela;  $G_{\text{árboles muertos en pie}}$  es el área basimétrica ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) de los árboles muertos en pie y  $V_{\text{árboles caídos en el suelo}}$  es el volumen ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) de los árboles caídos en el suelo;  $a_0$  es el término independiente de la ecuación,  $a_i$  son los parámetros relacionados con las variables regresoras ( $x_i$ ), y  $x_i$  es el conjunto de variables independientes relacionadas con la variable dependiente.

En los tres modelos, las variables utilizadas fueron las mismas: variables de masa [diámetro medio cuadrático, dg (cm); altura dominante, Hdom (m); número de pies por hectárea, N (pies  $\text{ha}^{-1}$ ); área basimétrica, G ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ )]; variables del sitio [pendiente (%), altitud (m), orientación] y variables climáticas [precipitación (mm), precipitación de los meses de junio, julio y agosto (mm), temperatura media, mínima y máxima ( $^{\circ}\text{C}$ ) y radiación ( $10 \text{ kJ}/(\text{m}^2 \text{día}^{-1} \mu\text{m}^{-1})$ ].

Tras un estudio exhaustivo de correlaciones, análisis de componentes principales y análisis discriminante, el modelo bietápico fue ajustado y evaluado mediante una serie de parámetros estadísticos. La precisión del modelo fue medida mediante el sesgo medio del modelo bietápico ( $\bar{e}$ ) y el error absoluto medio (MAD). Por otra parte, la eficiencia del modelo fue evaluada por medio del coeficiente de determinación [Eq. 2.10] y por un parámetro que relacionaba el error absoluto medio (MAD) y el valor medio de los observados (tabla 2.8).

$$R^2 = 100 * \left(1 - \frac{S_e^2}{S_d^2}\right) \quad [\text{Eq. 2.10}]$$

donde:  $S_e^2$  y  $S_d^2$  son, respectivamente, la varianza de los residuales y la varianza de la variable dependiente (área basimétrica de los árboles muertos en pie y volumen de los árboles caídos en el suelo).

## b) Madera muerta fina

Para cuantificar la madera muerta fina se realizó un muestreo intensivo en los 10 m más próximos al centro de la parcela-dispositivo de inventario. En todos los árboles caídos en el suelo intersectados de más de 1 cm de diámetro, se midieron el diámetro en el punto de intersección, la longitud, el estado de descomposición y los signos de uso por parte de la fauna. El volumen fue calculado con la Eq. 2.6. El carbono de submuestras de estos *logs* fue analizado en el laboratorio mediante combustión a  $550^{\circ}\text{C}$  (MAPA, 1994). Esta variable fue correlacionada con otras variables del rodal para encontrar un modelo lineal que definiese el contenido de carbono en este componente de una forma fácil y sencilla a través de variables del rodal.

## c) Comparación entre ecosistemas

El volumen y masa de los distintos componentes de madera muerta (árboles muertos en el suelo, muertos en pie y tocones) de los pinares de “Páramos y Valles” se comparó con otras masas de coníferas de Rusia y Oregón. Para determinar la masa de cada uno de los componentes se utilizaron las densidades específicas por estado de descomposición determinadas en cada una de las zonas. La suma de todos los componentes dio lugar al volumen y masa total de madera muerta. Asimismo, para cada uno de estos componentes se calculó la relación entre el volumen madera muerta y el volumen madera viva que informa sobre la productividad del rodal en la creación de madera muerta. Todos estos cálculos se realizaron para los tres estados de desarrollo considerados en el análisis (rodales jóvenes, de mediana edad y maduros) y para las parcelas que presentaban perturbaciones y las que tenían ausencia de las mismas. Un modelo mixto mostró si existían diferencias en el volumen y masa de madera muerta total y de cada una de las clases de descomposición encontradas en los tipos de masa y estados de desarrollo [Eq. 2.11].

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad [\text{Eq.2.11}]$$

donde:  $Y_{ijk}$ : Variable considerada (volumen y masa total de árboles caídos en el suelo, volumen y masa de árboles muertos en pie, volumen y masa de madera muerta total, volumen de biomasa viva y ratio entre el volumen madera muerta y el volumen madera viva) en la parcela  $k$  del estado de desarrollo  $j$  del ecosistema considerado  $i$ .

$\mu$ : Es el efecto de la media general.

$\alpha_i$ : Efecto del ecosistema considerado  $i$ : 1 (Pinar de repoblación de *Pinus* spp. en España), 2 (Pinar de silvestre en NW Rusia), 3 (Pinar de ponderosa en NW USA), 4 (Pinar de contorta en NW USA).

$\beta_j$ : Efecto del estado de desarrollo  $j$ : 1 (rodales jóvenes), 2 (rodales de mediana edad), 3 (rodales maduros).

$\alpha\beta_{ij}$ : Efecto de la interacción ecosistema y estado de desarrollo.

$\varepsilon_{ijk}$ : Error aleatorio para la parcela  $k$  del estado de desarrollo  $j$  del ecosistema  $i$ .

$$\varepsilon_{ijk} \rightarrow N(0, \sigma_i^2)$$

Se ajustó una varianza para cada uno de los ecosistemas considerados para reducir la heterogeneidad de varianzas provocada por este factor. Por último, en el caso de Oregón, se realizó un análisis más exhaustivo de la cantidad de madera muerta encontrada en cada tipo de perturbación.

#### 2.3.2.4 Caracterización del suelo y de la hojarasca

En la comarca “Páramos y Valles” se analizaron el suelo y la hojarasca, con el objetivo de determinar los principales parámetros edáficos y el contenido de carbono almacenado en los mismos. Para caracterizarlos, se realizaron dos estudios, uno a nivel comarcal y otro a nivel local.

### a) Caracterización comarcal

El muestreo comarcal se llevó a cabo en 48 puntos de estudio en los que se tomaron muestras de suelo y de la hojarasca superficial (Forsee, 2005). Esta intensidad de muestreo permitió determinar los parámetros edáficos y el contenido de C a nivel comarcal y analizar los parámetros edáficos diferenciando entre ecosistemas (pinar de repoblación y rebollar natural).

Se determinaron los principales parámetros físicos y químicos del suelo (textura, pH, Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), Cationes intercambiables ( $K^+$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Na^+$ ), Sumatorio de bases (SB), Porcentaje de Saturación de Bases (PSB), concentraciones de P asimilable y de C y N totales, así como la relación C/N). En las dos profundidades, muestras inalteradas de suelo sirvieron para calcular la densidad aparente. El contenido de carbono acumulado en el suelo ( $Mg\ ha^{-1}$ ) fue calculado con datos de la densidad aparente, del contenido de tierra fina y de la concentración de carbono correspondiente a cada profundidad.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas ( $< 2\ mm$ ). Se determinaron los siguientes parámetros físicos y físico-químicos del suelo: textura, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), cationes intercambiables ( $K^+$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Na^+$ ), sumatorio de bases (SB), porcentaje de saturación de bases (PSB), concentración de P asimilable, materia orgánica fácilmente oxidable (Mfox), la concentración total de C, de N y la relación C/N. La textura fue evaluada por el método ISSS (*International Society of Soil Science*). El pH mediante potenciometría. Los cationes intercambiables fueron extraídos con acetato amónico a  $pH=7$  y posteriormente determinados por emisión atómica en el caso del  $K^+$  y  $Na^+$  y por absorción atómica el  $Ca^{+2}$  y el  $Mg^{+2}$ . Los parámetros SB y PSB se calcularon a partir de los datos anteriores. SB como sumatorio de los cationes de cambio y PSB como cociente entre SB y CIC. El P asimilable fue determinado por el método Olsen. La Mfox se determinó mediante oxidación con  $K_2Cr_2O_7$  en medio ácido y posterior valoración del exceso de dicromato con  $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$  (M.A.P.A., 1994). El C total se calculó a través del valor de la Mfox (Nicholson 1984) y el N total mediante método Kjeldahl. La relación C/N fue determinada por las concentraciones de C y de N. Las concentraciones de los elementos químicos analizados fueron concentraciones asimilables en el caso del suelo (excepto para C y N) y concentraciones totales en el caso de la hojarasca. Todos estos análisis se efectuaron por el laboratorio ITAGRA.CT de la Universidad de Valladolid, siguiendo los protocolos de calidad de análisis de suelos del MAPA (1994). Las concentraciones de los elementos químicos analizados fueron concentraciones asimilables en el caso del suelo (excepto para C y N) y concentraciones totales en el caso de la hojarasca. Todos estos análisis se efectuaron por el laboratorio ITAGRA.CT de la Universidad de Valladolid, siguiendo los protocolos de calidad de análisis de suelos del MAPA (1994).

Se realizó un análisis de la varianza para determinar si existían diferencias significativas en los distintos parámetros edáficos cuantificados en las dos profundidades en función del ecosistema considerado. En cada uno de los parámetros, cuando el modelo ajustado [Eq. 2.12] mostró que había diferencias significativas, el test de Tukey delimitó entre qué factores existían esas diferencias.

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij} \quad [\text{Eq.2.12}]$$

donde:  $Y_{ij}$ : Propiedad física o química a analizar en la profundidad  $j$ : 1 (0-30 cm), 2 (30-60 cm).

$\mu$ : Efecto de la media general

$\alpha_i$ : Efecto del tipo de ecosistema  $i$ : 1 (Pinares de repoblación), 2 (Rebollares).

$\varepsilon_{ij}$ : Error aleatorio de la profundidad  $j$  del ecosistema  $i$ .  $\varepsilon_{ij} \rightarrow N(0, \sigma^2)$

Por otra parte, el carbono acumulado en cada una de las profundidades fue correlacionado con las principales variables dasométricas, climáticas y de sitio para poder obtener una ecuación lineal, que, de forma sencilla, nos permitiese conocer este valor a través de una variable fácilmente medible, sin necesidad de obtener muestras edáficas para su cuantificación.

#### b) Caracterización local

El estudio local ha permitido profundizar en dos aspectos: el ciclo del carbono (sección 1) y el estatus nutritivo (sección 2).

##### Sección 1: Ciclo de carbono

La apertura de 12 calicatas permitió estudiar el perfil completo al obtener una muestra de suelo de cada uno de los horizontes naturales en los diversos tipos de masa (pinares de pino laricio, negro, silvestre y rebollar). El perfil fue definido según las indicaciones de la guía para la descripción de perfiles edáficos de Porta y López-Acevedo (2005) y el suelo fue clasificado según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2006). Los análisis físicos y físico-químicos del suelo fueron realizados por ITAGRA.CT siguiendo el protocolo anteriormente citado.

Las distintas parcelas en donde se realizaron las calicatas se describieron en función de la especie dominante en la biomasa arbórea (tipo de masa), clasificadas en función de un criterio de desarrollo del arbolado, atendiendo a la altura dominante y a la formación de los fustes (Herrero et al., 2001), en función de la litología (Junta de Castilla y León, 1995) y del tipo de suelo (Soil Survey Staff, 2006).

Se realizó un análisis de la varianza con medidas repetidas para comprobar si las distintas propiedades físicas y químicas estaban influidas por estos factores. El modelo ajustado para cada una de las propiedades fue el similar al de la ecuación 2.12, pero teniendo en cuenta los factores que se indican en la ecuación 2.13.

$$Y_{ijklm} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + \tau_l + \varepsilon_{ijklm} \quad [\text{Eq. 2.13}]$$

donde:  $Y_{ijklm}$ : Propiedad física o química a analizar

$i$ : tipo de masa  $i$ : 1 (*Pinus nigra*), 2 (*Pinus sylvestris*), 3 (*Pinus pinaster*) y 4 (*Quercus pyrenaica*)

$j$ : estado de desarrollo  $j$ : 1 (alto), 2 (medio) y 3 (bajo).

k: geología k: 1 (alternancia de niveles detríticos y carbonatados (*facies garum*)), 2 (conglomerados y microconglomerados, arcillas y limos), 3 (cantos cuarcíticos y calizos en matriz arenoso-arcilloso [rañas]) y 4 (arenas eólicas).

l: tipo de suelo l: 1 (Ultisol), 2 (Alfisol), 3 (Entisol) y 4 (Inceptisol).

Análogamente, cuando el modelo mostró que había diferencias significativas, el test de Tukey delimitó entre qué niveles existían esas diferencias.

En estas mismas parcelas se llevó a cabo un estudio específico de los 10 cm superficiales del suelo para calcular índices de estabilidad de la materia orgánica. Las muestras fueron extraídas de cuatro cuadrantes delimitados desde el centro de la parcela. De cada cuadrante, se tomaron cuatro submuestras de suelo que posteriormente se mezclaron en una muestra única. Así, se analizó el carbono fácilmente oxidable ( $C_{fox}$ ), el carbono lábil ( $C_{l\acute{a}bil}$ ), el de la biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ) y mineralizable del suelo ( $C_{min}$ ). El primero fue calculado siguiendo el método oficial propuesto por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994), el carbono lábil como fracción de C extraíble con  $K_2SO_4$  0,5 M (Lagomarsino et al., 2006), el carbono microbiano siguiendo el método de fumigación-extracción (Vance et al., 1987; Joergensen, 1995) y posterior oxidación con  $K_2Cr_2O_7$  (Vance et al., 1987) y el carbono mineralizable mediante el método de Isermeyer (1952). Además, se calculó el parámetro  $q_{CO_2}$ , que es el cociente metabólico entre  $C_{min}/C_{mic}$  (Anderson y Domsch, 1993), para evaluar la eficacia de los microorganismos edáficos en la transformación de la materia orgánica edáfica. Este parámetro refleja cambios bioenergéticos del suelo (por condiciones ambientales o de uso), por lo que indica condiciones de estrés a los que se ven sometidos los microorganismos (Anderson, 2003) y de eficacia en el uso de los distintos suelos. Finalmente, se recogieron ocho muestras de hojarasca por cada una de las 12 parcelas para analizar su contenido en carbono y se diferenció entre hojarasca inalterada, semialterada y humificada. Estadísticamente, mediante un modelo mixto (Eq. 2.14) se estudió si existían diferencias en todos estos parámetros (parámetros de estabilidad y fracciones de hojarasca) en función del tipo de masa, del estado de desarrollo y de la interacción entre ambos factores.

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad [\text{Eq.2.14}]$$

donde:  $Y_{ijk}$ : Variable considerada ( $C_{mic}C$ ,  $C_{min3d}C$ ,  $q_{CO_2}$ , variables de cantidad, concentración, contenido de C y relación C/N de las distintas fracciones de hojarasca) en la parcela  $k$  del estado de desarrollo  $j$  del tipo de masa  $i$ .

$\mu$ : Es el efecto de la media general.

$\alpha_i$ : Efecto del tipo de masa  $i$ : 1 (*Pinus nigra*), 2 (*Pinus pinaster*), 3 (*Pinus sylvestris*), 4 (*Quercus pyrenaica*).

$\beta_j$ : Efecto del estado de desarrollo  $j$ : 1 (Alto), 2 (Medio), 3 (Bajo).

$\alpha\beta_{ij}$ : Efecto de la interacción tipo de masa y estado de desarrollo.

$\varepsilon_{ijk}$ : Error aleatorio para la parcela  $k$  del estado de desarrollo  $j$  del tipo de masa  $i$ .

$$\varepsilon_{ijk} \rightarrow N(0, \sigma_{ij}^2)$$

La cuantificación del balance de carbono en el suelo consistió en la determinación de las entradas por desfronde y la descomposición del C por la evolución de la descomposición de la ho-

jarasca. Para ello, se estableció un dispositivo de trampas y bolsitas de descomposición (Bastrop-Birk y Bréda, 2004) en 2 parcelas por cada uno de los tipos de masa considerados: pinar de laricio, negral, silvestre y rebollar. En cada parcela, para cuantificar el desfronde de la cubierta arbórea, se establecieron 3 trampas de 900 cm<sup>2</sup> de forma aleatoria. Por tanto, un total de 24 trampas fueron inventariadas cada 2 meses recogiendo el material vegetal caído en las mismas. Al final del experimento, sólo 7 parcelas pudieron ser analizadas pues en el transcurso del año natural, las trampas de una de las parcelas de pino silvestre presentaron daños irreparables.

Para analizar la evolución de la descomposición de la hojarasca se dispusieron bolsitas de descomposición para estudiar la degradación de la hojarasca y el contenido de carbono en función del tiempo (McClagherty et al., 1985). El experimento se prolongó durante un año completo. Tres bolsitas de descomposición fueron recogidas cada dos meses en las ocho parcelas anteriormente citadas. Por tanto, los momentos de muestreo fueron cinco (agosto, octubre, diciembre, febrero y mayo). La concentración de C, el contenido de N y la relación C/N fue evaluada tanto en las muestras de las trampas como en las muestras de las bolsitas de descomposición en los cinco momentos muestreados. La determinación de la concentración de C fue obtenida por el analizador de C/N (CHN-2000 LECO). Tanto para las entradas por desfronde como para la evolución de la descomposición de la hojarasca, se evaluaron las posibles diferencias en los parámetros evaluados en función del tipo de masa y del momento de recogida, así como en función de la interacción de estos dos factores, mediante un análisis de la varianza [Eq. 2.15].

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ijk} \quad [\text{Eq.2.15}]$$

donde:  $Y_{ijk}$ : Variable relacionada con las entradas por desfronde o con la evolución de la descomposición de la hojarasca en la parcela  $k$ .

$\mu$ : Efecto de la media general.

$\alpha_i$ : Efecto del tipo de masa  $i$ : 1 (*Pinus nigra*), 2 (*Pinus pinaster*), 3 (*Pinus sylvestris*), 4 (*Quercus pyrenaica*).

$\beta_j$ : Efecto del tipo momento de muestreo  $j$ : 1 (Agosto08), 2 (Octubre08), 3 (Diciembre08), 4 (Febrero09), 5 (Mayo09).

$\varepsilon_{ijk}$  : Error aleatorio de la parcela  $k$  en el momento  $j$  en el tipo de masa  $i$ .

$$\varepsilon_{ijk} \rightarrow N(0, \sigma^2)$$

Con los resultados obtenidos de este experimento se pudo determinar el tiempo medio de residencia de la hojarasca (TMR, en años) para ambas formaciones arbóreas como cociente entre el contenido de carbono de la hojarasca recogida en el suelo de esa parcela (expresado en Mg C ha<sup>-1</sup>) y la producción anual de hojarasca (expresada en Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). Por otra parte, también se calculó la constante  $k$  de la ecuación exponencial (Olson, 1963) que describe la tasa de degradación de la materia orgánica [Eq. 2.16].

$$X = X_o \cdot e^{-kt} \quad [\text{Eq.2.16}]$$

donde: X es la cantidad de materia (g) que se degrada en el tiempo t (años);  $X_o$  es la cantidad de materia (g) inicial de partida y k es el parámetro a ajustar que representa la constante de degradación de la materia orgánica.

Los análisis de la varianza y los modelos mixtos efectuados en esta sección, fueron realizados a través de los procedimientos GLM y MIXED del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009).

## Sección 2: Análisis del estatus nutritivo

Se llevó a cabo un análisis del estatus nutritivo en las 9 parcelas de pinares de repoblación y en las 3 de rebollares naturales para lo que se contó 1) con los datos de un análisis foliar completo realizado en las hojas de la copa de los 12 árboles apeados en estas parcelas, 2) con los principales macro y micronutrientes analizados en la hojarasca y 3) con los principales macro y micronutrientes analizados en el horizonte A del suelo. Las concentraciones foliares fueron cuantificadas por ITAGRA.CT. El análisis de metales Ca, Mg, K, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb se realizó mediante absorción atómica, el K mediante emisión atómica, el P, por reducción del fosfomolibdato en presencia de ácido ascórbico, y el Bo, por espectrofotometría previa reacción con azometina (MAPA, 1994). El extractante utilizado en el análisis de Ca, Mg, K y Na fue acetato amónico, en el análisis de P, bicarbonato de Na y en los micronutrientes EDTA.

Como en el caso de la hojarasca, las foliares fueron concentraciones totales. Los datos de la concentración de Fe de la hojarasca tuvieron que ser eliminados por contaminación. Se calcularon también algunas relaciones entre nutrientes, como N/K, N/Mg, N/P o K/Ca, (Zas y Serrada, 2003), de la copa, la hojarasca y el suelo. Con el fin de conocer las principales deficiencias y potencialidades del nivel de fertilidad de estas masas, las concentraciones obtenidas en la copa fueron evaluadas con respecto a los niveles críticos definidos por Will (1985) para obtener un diagnóstico nutricional de las parcelas estudiadas. Además, en los pinares de repoblación se realizó un Análisis de Componentes Principales (Hair et al., 2000) para reducir el número de variables que caracterizaban cada uno de los niveles (copa, hojarasca y suelo) y un análisis de correlaciones entre los distintos nutrientes para determinar los principales flujos entre ellos. Estos análisis fueron efectuados con los procedimientos CORR y PRINCOMP del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009).

### 2.3.3 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización del incremento en diámetro

El incremento en diámetro ha sido estudiado en los pinos y rebollos de dos zonas distintas (“Páramos y Valles” y Sistema Central en el primer caso y “La Castillería” y “Páramos y Valles” en el segundo). Para ello, se determinó el crecimiento en diámetro en los 72 árboles cortados en “Páramos y Valles” (54 pinos y 18 rebollos), en los 362 canutillos de *Pinus* spp. extraídos en el Sistema Central y en los 26 rebollos apeados en “La Castillería”. Las muestras fueron obtenidas de pies de distintas clases diamétricas característicos de las parcelas. Se midió el incremento en diámetro a la altura de 1,3 m mediante análisis de tronco (WinDENDRO<sup>tm</sup>, 2003).

Se relacionó el incremento anual experimentado durante cinco años (2000-2004) con variables que describían el vigor del árbol (diámetro inicial, medido en el año 2000, diámetro inicial al cua-

drado, altura total), con características relacionadas con el sitio (variables dasométricas, índice de sitio, precipitación, datos edáficos,...) y con parámetros relacionados con la competencia del individuo (Área basimétrica, Índice de Reineke). El estudio fue efectuado para los dos grupos de especies por separado: pinos y rebollos. Una variable categórica denominada “grupo” fue creada para estudiar la variabilidad regional de cada especie. La variable “grupo” estaba constituida por niveles que consideraban la especie y el área geográfica. Así, en el caso de los pinos, se definieron cinco niveles (grupo1: *Pinus nigra* en “Páramos y Valles”; grupo2: *Pinus pinaster* en “Páramos y Valles”; grupo3: *Pinus sylvestris* en “Páramos y Valles”; grupo4: *Pinus pinaster* en Sistema Central y grupo5: *Pinus sylvestris* en Sistema Central) y en el caso del rebollo, dos niveles (grupo1: *Quercus pyrenaica* en “Páramos y Valles”; grupo2: *Quercus pyrenaica* en “La Castillería”). El conjunto total de datos correspondientes a cada grupo de especies fue dividido en dos partes, una parte para el ajuste del modelo y otra para la validación. En el caso de los rebollos, se realizó un estudio previo de la distribución diamétrica de la densidad (número de pies ha<sup>-1</sup>), del área basimétrica (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) y del índice de Reineke para determinar la estructura vertical del tipo de masa que tenemos en cada parcela. Las parcelas con estructuras de dehesa boyal y latizal regular, siguiendo la propuesta de Reque y Bravo (2008), fueron excluidas, seleccionando aquellas parcelas con un óptimo de ocupación del lugar, sin mortalidad ni autoclareo.

Se probaron todas las combinaciones de las variables dasométricas y de sitio junto con las variables del propio árbol y climáticas. En total, fueron 46 formulaciones del procedimiento MIXED del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute Inc, 2009). Se compararon dos criterios para elegir la mejor expresión (Peña, 2002): el criterio de información de Akaike (AIC) y el de información Bayesiana (BIC). Para evaluar la colinealidad entre variables se estudió el mínimo índice de condición (IC). Sólo el modelo finalmente ajustado se presenta a continuación.

La formulación general para los dos grupos de especies (pinos y rebollos) del modelo lineal mixto para el análisis del incremento en diámetro fue la siguiente [Eq. 2.17]:

$$Y_{ijk}^{(t)} = \alpha_i + \beta_{ni} * (X_n)_{ijk} + \beta_{mi} * (X_m)_{ij} + \delta_{ij} + \varepsilon_{ijk}^{(t)} \quad [\text{Eq.2.17}]$$

donde:  $Y_{ijk}^{(t)}$  = logaritmo neperiano del incremento en diámetro con corteza (cm) experimentado por el árbol  $k$  de la parcela  $j$  en el año  $t$  en el grupo  $i$ .

$\alpha_i$  = Efecto del grupo  $i$  ( $i=1,2,3,4,5$  en el caso de *Pinus* spp.;  $i=1, 2$ , en el caso de *Quercus pyrenaica*).

$(X_n)_{ijk}$  = Variables que caracterizan el tamaño del árbol. Las  $n$  variables fueron probadas simultáneamente.

En el caso de los pinos  $n=2$

1: Logaritmo de diámetro inicial con corteza del árbol  $k$  de la parcela  $j$  del grupo  $i$ .

2: Diámetro inicial con corteza al cuadrado del árbol  $k$  de la parcela  $j$  del grupo  $i$ .

En el caso de los rebollos  $n=1$

1: Cociente entre logaritmo del diámetro inicial y la edad del árbol.

$(X_m)_{ij}$  = Variables dasométricas de la parcela  $j$  del grupo  $i$ .

En el caso de los pinos  $m=1$

1: Área basimétrica de la parcela  $j$  del grupo  $i$ .

En el caso de los rebollos  $m=1$

1: Diámetro medio cuadrático de la parcela  $j$  del grupo  $i$ .

$\beta_{mi}$  = Efecto lineal de las variables que caracterizan el tamaño del árbol sobre logaritmo del incremento en diámetro anual en el grupo  $i$ .

$\beta_{mi}$  = Efecto lineal de las variables dasométricas sobre el logaritmo del incremento en diámetro anual en el grupo  $i$ .

$\delta_{ij}$  = Efecto aleatorio de la parcela  $j$  del grupo  $i$  ( $j=1, \dots, l_i$ , siendo  $l_i$  el número de parcelas del grupo  $i$ ). Número total de parcelas *Pinus* spp.  $\sum l_i = 17$ . *Quercus pyrenaica*  $\sum l_i = 29$ .

$\epsilon_{ijk}^{(i)}$  = Error aleatorio del árbol  $k$  de la parcela  $j$  del grupo  $i$  ( $k=1, \dots, m$ , siendo  $m$  el número de árboles analizados en la parcela  $j$  del grupo  $i$ ).

Número total de árboles *Pinus* spp.  $\sum m_k = 416$  y *Quercus pyrenaica*  $\sum m_k = 44$ .

En el modelo se consideró que  $\delta_{ij} \rightarrow N(0, (\sigma_\delta^2)_i)$  y los errores  $\delta_{ij}$  son independientes e igualmente distribuidos con distribución  $N_s(0, \Sigma_i)$ , siendo  $\Sigma_i$  una matriz de varianzas-covarianzas de tipo AR(1) con estructura auto-regresiva de orden 1, es decir, con dos parámetros ( $\sigma_i^2$  y  $\rho_i$ ) para cada uno de los grupos definidos por el subíndice  $i$ . Por tanto, se ha supuesto que la varianza entre parcelas puede ser distinta en cada grupo y que las varianzas entre árboles dentro de las parcelas, así como las correlaciones entre crecimientos de un mismo árbol, también pueden ser distintas en cada grupo. En todos los análisis, se consideró que existían diferencias altamente significativas cuando el p-valor era  $<0,05$  y diferencias significativas cuando el p-valor era  $<0,1$ .

Los modelos fueron ajustados, tanto en los pinos como en los rebollos. Para conocer si el incremento en diámetro experimentado por una especie (por ejemplo *Pinus pinaster*) era diferente en función de la zona considerada ("Páramos y Valles" o Sistema Central), o si dentro de una zona (ejemplo "Páramos y Valles") había diferencias en el incremento experimentado por las distintas especies (ejemplo en las especies de pinos), se efectuaron contrastes individuales de los distintos parámetros.

Por último, para asegurar que los resultados obtenidos eran fiables, los modelos fueron evaluados mediante la muestra de datos seleccionada para la validación del modelo, calculando los siguientes estadísticos (tabla 2.8): sesgo medio ( $\bar{e}$ ), el error absoluto medio (MAD), los porcentajes del error residual y absoluto (E% y MAD%) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE). Para evaluar la variabilidad explicada por los modelos mixtos se realizó el test observados-predichos con el objetivo de comprobar si  $\alpha = 0$  y  $\beta = 1$  en el modelo  $y_{observado} = \alpha + \beta y_{predicho}$

Tras la validación, el ajuste final fue efectuado con todos los datos juntos (ajuste y validación: 2070 datos en el caso de *Pinus* spp. y 220 en el caso de *Quercus pyrenaica*) para obtener la máxima precisión de acuerdo con Hirsch (1991) y Zhang (1997).

## 2.4 Resumen de los principales métodos utilizados en este trabajo

En la tabla 2.10 se muestran los distintos métodos utilizados en esta memoria para la consecución de los diferentes objetivos.

**Tabla 2.10** | Resumen de los principales métodos utilizados.

Objetivos	Métodos
Evolución retrospectiva de C	Cálculo del balance de fijación de C (entradas y salidas)
Biomasa de la copa y concentración de C en cada componente	Caracterización componentes copa Determinación de la concentración de C en los mismos Ajuste ecuación de biomasa copa
Descripción del fuste y obtención de variables para cuantificación de C sin ecuaciones de biomasa	Ajuste modelo de perfil exterior Ajuste ecuaciones de las dimensiones de los tejidos interiores Ajuste relación $hd$ Determinación de la variación de la concentración de C
Biomasa seca del fuste y concentración de C	Ajuste ecuación de biomasa fuste Determinación de la concentración de C y densidad aparente ponderados en el fuste
Determinación del C en la biomasa arbórea	Ajuste simultáneo de las ecuaciones de biomasa
Cuantificación de C en el matorral	Cálculo del Índice Volumétrico y del contenido de C
Caracterización estructural	Cálculo de parámetros de biodiversidad
Dinámica de la madera muerta	Ajuste modelo bietápico para la presencia y cantidad de madera muerta
Influencia de factores en la cantidad y distribución de madera muerta	Comparativa con otros ecosistemas
Caracterización del suelo y la hojarasca	Determinación de los principales parámetros del suelo Descripción del perfil Cuantificación de C en el suelo y en la hojarasca Estimación de las principales fracciones de C Ciclo de la hojarasca. Cuantificación de las entradas por desfronde y evolución de la descomposición de la hojarasca a materia orgánica edáfica
Descripción del estatus nutritivo	Determinación de la concentración de los principales nutrientes en copa, hojarasca y suelo
Evolución futura del C acumulado en la biomasa arbórea	Ajuste de modelo de incremento en diámetro





| 3 |

principales  
resultados

---



## Principales resultados

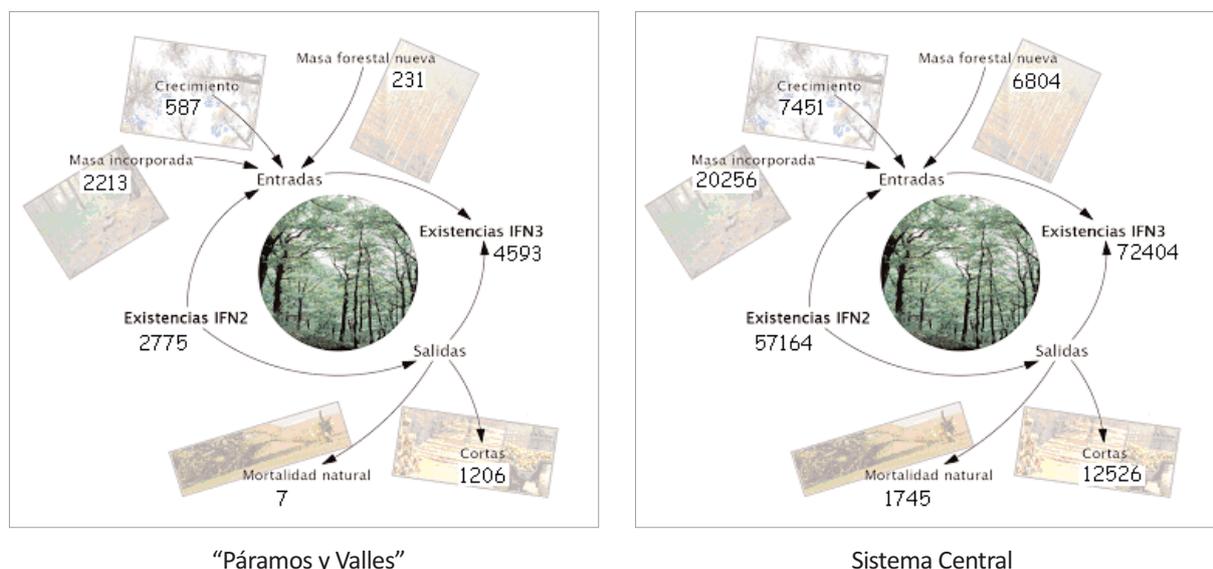
### 3.1 Cuantificación retrospectiva de carbono a escala comarcal

La cuantificación de carbono acumulado en los ecosistemas de “Páramos y Valles” y Sistema Central, a través de los datos del IFN, nos ha permitido obtener un diagnóstico en términos de fijación de C de las comarcas objeto de estudio.

Los ecosistemas forestales de la comarca “Páramos y Valles” almacenan, en términos absolutos, 4593 miles de Mg de CO<sub>2</sub> atmosférico en su biomasa arbórea (en el año 2003, en el que se realizó el IFN3). Principalmente, el carbono está acumulado en las masas que más superficie ocupan, en las repoblaciones de pinares de pino laricio, negral y silvestre y en los rebollares naturales. El porcentaje de carbono acumulado por estas especies es de 97,6%. Si bien, otras especies, como la encina o el quejigo, han fijado también cantidades importantes.

Si analizamos, en términos absolutos (en Mg de CO<sub>2</sub>), la evolución experimentada por estos ecosistemas (figura 3.1) podemos ver cómo el carbono acumulado es casi el doble del cuantificado en el momento de ejecución del IFN2, debido, principalmente, al crecimiento experimentado por las masas (587 miles de Mg de CO<sub>2</sub>) y, sobre todo, a la masa incorporada a inventariable desde un inventario a otro (2213 miles de Mg de CO<sub>2</sub>). En este sentido, destaca el pino silvestre, al ser la especie que más CO<sub>2</sub> acumula por crecimiento en el periodo de tiempo entre inventarios (22,2 Mg de CO<sub>2</sub> año<sup>-1</sup>), y el pino laricio, por ser la especie que más acumula por masa incorporada (93,3 Mg de CO<sub>2</sub> año<sup>-1</sup>), siendo el rebollo la especie que más CO<sub>2</sub> acumula por parcelas nuevas (10,1 Mg de CO<sub>2</sub> año<sup>-1</sup>). Los aprovechamientos forestales consistentes en clareos y claras, que en esta zona se iniciaron hace 15-20 años, comienzan a ofrecer productos madereros destinados a sierra, postes o a tritución, por lo que en estos momentos, la pérdida de carbono por aprovechamiento forestal es pequeña (1206 miles de Mg de CO<sub>2</sub>).

Por otra parte, el Sistema Central ha acumulado, en términos absolutos, un total de 72404 miles de Mg de CO<sub>2</sub> en la biomasa arbórea en el momento de ejecución del IFN3 (figura 3.1). Las masas naturales de pino silvestre, pino negral y rebollo han acumulado el 68,9% del total, pero otras especies como la encina, el pino piñonero (*Pinus pinea* L.), el castaño (*Castanea sativa* Mill.) o los fresnos (*Fraxinus* spp.) también han aportado grandes cantidades de carbono al cómputo total. En este caso, el balance de fijación ha resultado también positivo debido, principalmente, a la masa incorporada a inventariable (20256 miles de Mg de CO<sub>2</sub>). El crecimiento experimentado por las masas y la nueva superficie forestal no compensa el aprovechamiento maderero efectuado en la comarca (17526 miles de Mg de CO<sub>2</sub>) desde el momento de ejecución del IFN2. En el Sistema Central destaca el crecimiento experimentado por el pino negral y el silvestre (196,5 y 186,3 Mg de CO<sub>2</sub> año<sup>-1</sup>), la masa incorporada de pino silvestre y negral (527,8 y 466,0 Mg de CO<sub>2</sub> año<sup>-1</sup>) y la superficie de extensión del rebollo (120,7 Mg de CO<sub>2</sub> año<sup>-1</sup>). Por otra parte, en este periodo se han extraído 5228



■ **Figura 3.1**

Balance de fijación de C en "Páramos y Valles" y Sistema Central.

Nota: IFN2 e IFN3 son el Segundo y Tercer Inventario Forestal Nacional, respectivamente. Datos en Mg de CO<sub>2</sub>.

Mg de CO<sub>2</sub> de la especie pino negral y 5202 Mg de CO<sub>2</sub> de pino silvestre. Finalmente, con respecto a la mortalidad natural, el mayor porcentaje fue obtenido por el pino negral (31%).

En ambas comarcas la tasa de aprovechamiento fue inferior a 1 en todas las especies analizadas, indicando que la suma de Mg de CO<sub>2</sub> del crecimiento y masa incorporada es mayor que el valor obtenido por los aprovechamientos forestales llevados a cabo. Si bien, se encontraron valores superiores en el Sistema Central, salvo en la especie *Pinus pinaster* (Anexo I).

Si analizamos el balance en términos relativos (en Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, tabla 3.1), podemos ver que en "Páramos y Valles" anualmente se incorporan 5,15 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, procedentes de crecimiento (1,03 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), de la masa incorporada (3,76 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y de las parcelas nuevas (0,36 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). Las especies que más influyen en estos inputs son el pino negral en crecimiento, el laricio en masa incorporada y el rebollo en parcelas nuevas. La especie que más influye en las pérdidas de CO<sub>2</sub> del ecosistema es el pino negral. En esta zona, el balance con resultado positivo, se estima en 41,32 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (11,26 Mg C ha<sup>-1</sup>), dando lugar a una fijación neta anual de 3,44 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (0,94 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>).

En el Sistema Central, en comparación con "Páramos y Valles", el balance neto es algo inferior, fijando 17,04 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (4,64 Mg C ha<sup>-1</sup>), y dando lugar a una fijación neta anual de 1,55 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (0,44 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). La diferente estructura de masa presente en las dos comarcas difiere más en los aprovechamientos realizados, que en las ganancias anualmente incorporadas. En el Sistema Central, las coníferas más importantes, pino negral y silvestre, presentan resultados homogéneos en la cantidad de CO<sub>2</sub> fijada por crecimiento y la emitida en aprovechamiento, obteniendo un valor ligeramente superior por la masa incorporada en pino silvestre. En todos los términos del balance, el rebollo obtuvo valores mucho más pequeños comparados con las coníferas (tabla 3.1).

**Tabla 3.1** | Fijación de carbono, en términos relativos ( $\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ) en las principales especies de las comarcas estudiadas.

	Superficie ha	Crecimiento	Masa incorporada	Parcelas nuevas	Aprovechamientos	Mortalidad natural
$\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$						
<b>“Páramos y Valles” (n=12)</b>						
<i>Pinus nigra</i>	11210	18,02	99,82	4,10	25,60	0,37
<i>Pinus sylvestris</i>	11164	23,83	58,94	2,42	35,56	0,17
<i>Pinus pinaster</i>	3180	27,36	67,30	2,83	86,16	0,00
<i>Quercus pyrenaica</i>	21709	1,43	6,50	5,57	2,72	0,05
<b>Sistema Central (n=11)</b>						
<i>Pinus sylvestris</i>	117332	17,46	49,48	5,09	47,27	2,93
<i>Pinus pinaster</i>	130606	16,55	39,32	7,30	44,26	4,23
<i>Quercus pyrenaica</i>	207775	4,79	15,21	6,39	14,91	1,25

Nota: n es el número de años entre inventarios.

Si comparamos entre especies *Pinus nigra* es la especie que presenta en “Páramos y Valles” la mayor fijación en el año del IFN3,  $162,6 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ , mientras que *Pinus sylvestris* acumula cantidades similares en ambas comarcas ( $158,1 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  en “Páramos y Valles” y  $159,1 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  en Sistema Central). Por su parte, *Pinus pinaster* ha acumulado  $148,7 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  en “Páramos y Valles” y  $123,4 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  en Sistema Central. Finalmente, mientras que en “Páramos y Valles” *Quercus pyrenaica* acumula  $19,2 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ , en Sistema Central la cifra asciende a  $65,6 \text{ Mg de CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ .

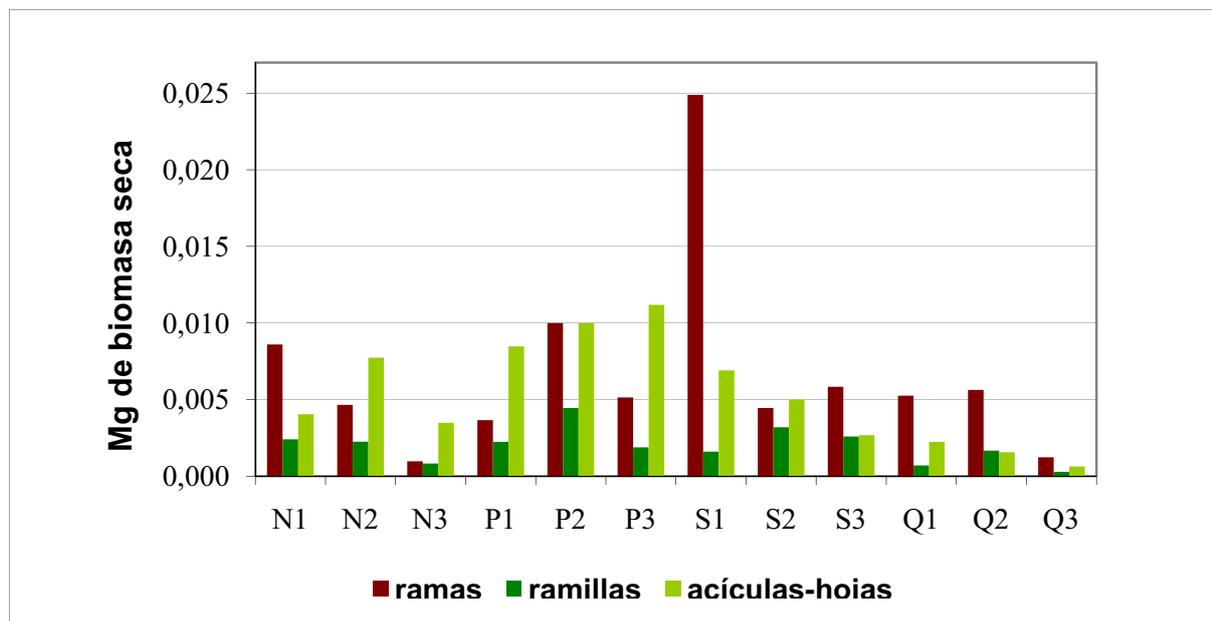
## 3.2 Cuantificación estática de carbono a escala de rodal

### 3.2.1 Caracterización de la biomasa arbórea

#### a) COPA

##### a.1) Caracterización de la copa

El valor medio de biomasa seca total de la copa de los árboles del género *Pinus* fue de  $0,0166 \text{ Mg}$ . Éste osciló entre los  $0,0053 \text{ Mg}$  de valor mínimo obtenido en un pino laricio de la parcela N3 y los  $0,0333 \text{ Mg}$  observados en un pino silvestre en la parcela S1. En cambio, el valor de la biomasa total de la copa del rebollo fue significativamente menor, con un promedio de  $0,0064 \text{ Mg}$ , teniendo un mínimo de  $0,0021 \text{ Mg}$ , correspondiente a la parcela de matas (Q3), árboles con muy poco diámetro (figura 3.2).



■ Figura 3.2

Biomasa seca (Mg) de los distintos componentes de la copa en cada una de las parcelas muestreadas en "Páramos y Valles".

Si analizamos los distintos componentes comprobamos cómo el mayor porcentaje de la biomasa de la copa procede de las ramas y de las hojas o acículas. En las primeras, obtuvimos valores homogéneos en todos los árboles, salvo en el ejemplar de pino silvestre de la parcela S1, en el nigra de la parcela N3 y el rebollo de la Q3. Por otra parte, un alto valor de ramillas tenemos en el árbol de la parcela 2 de pino negral (P2). Si analizamos las acículas, los valores más altos de peso seco se dan en pino negral, alcanzando un valor más variable en pino laricio y un valor inferior en pino silvestre. Finalmente, las hojas de rebollo presentaron los valores más bajos de entre las cuatro especies analizadas (figura 3.2).

#### a.2) Concentración de C en los distintos componentes de la copa

En la tabla 3.2 se muestra la concentración de C determinada en cada una de las partes de la copa (ramas, ramillas y hojas o acículas) para cada especie.

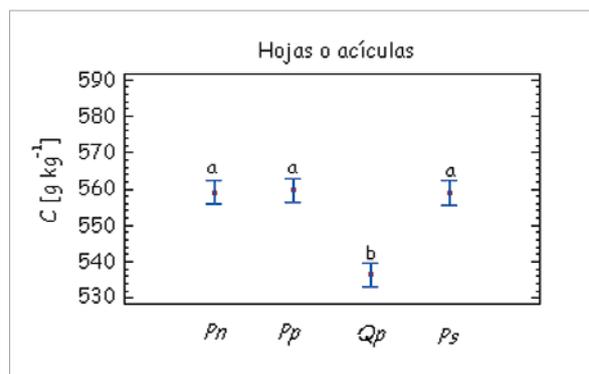
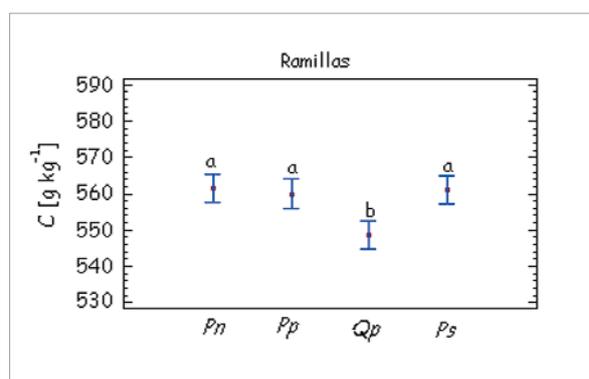
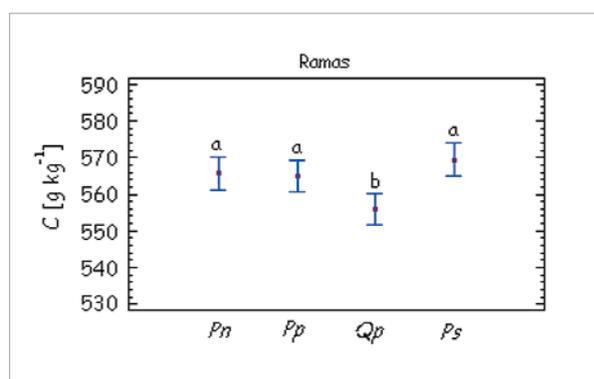
Los valores encontrados en *Quercus pyrenaica* siempre fueron significativamente menores en comparación con las otras especies en las tres partes (figura 3.3). La concentración determinada en las acículas u hojas fue menor que en las ramillas y que en las ramas en las 4 especies analizadas.

#### a.3) Ecuaciones alométricas de la copa

En el caso de los pinos, al correlacionar los valores de la biomasa total seca de la copa con las variables dendrométricas de los árboles, observamos que la transformación logarítmica del peso seco total se correlacionaba bien con el logaritmo del diámetro, aunque con un nivel de significación

**Tabla 3.2 |** Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en las distintas partes de la copa (ramas, ramillas y hojas o acículas) en cada una de las especies estudiadas.

		Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
<i>Pinus nigra</i>					
	Acículas	559	0,20	558	561
	Ramillas 2-7cm	562	0,21	559	563
	Ramas	566	0,21	564	568
<i>Pinus pinaster</i>					
	Acículas	560	0,10	559	561
	Ramillas 2-7cm	560	0,09	559	561
	Ramas	565	0,27	562	567
<i>Pinus sylvestris</i>					
	Acículas	559	0,13	558	560
	Ramillas 2-7cm	561	0,04	561	561
	Ramas	569	0,02	569	570
<i>Quercus pyrenaica</i>					
	Hojas	537	0,43	533	541
	Ramillas 2-7cm	549	0,56	544	555
	Ramas	556	0,59	551	562



**Figura 3.3**

Diferencias en la concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) por especie en las partes de la copa: ramas, ramillas y hojas o acículas.

Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% de confianza entre especies al aplicar el test de Tukey  
*Pn*: *Pinus nigra*; *Pp*: *Pinus pinaster*; *Ps*: *Pinus sylvestris*; *Qp*: *Quercus pyrenaica*.

menor que los obtenidos por Montero et al. (2005). Así, la ecuación resultante para *Pinus* spp. [Eq. 3.1] presentaba la siguiente fórmula:

$$Lg(Bcopa) = -14,83 + 3,39Lg(dbh) \quad R^2=56,02. \text{ [Eq. 3.1]}$$

donde: Lg(Bcopa) es el logaritmo neperiano de la biomasa de la copa (Mg) y Lg(dbh) es el logaritmo neperiano del diámetro normal (cm).

Por otra parte, se observó que la biomasa seca de la copa también fue correlacionada con el área o superficie de albura a 1,3 m, obteniendo un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) superior a la ecuación anterior. Este modelo aporta información adicional sobre la eficiencia del crecimiento de los pinos en esta zona [Eq.3.2]:

$$Lg(Bcopa) = 2,19 + 1,95Lg(Salbura) \quad R^2=64,57. \text{ [Eq.3.2]}$$

donde: Lg (Bcopa) es el logaritmo neperiano de la biomasa seca de la copa en Mg y Lg(Salbura) es el logaritmo neperiano de la superficie de la albura en  $m^2$  a 1,3 m.

## b) FUSTE

### b.1) Modelos de perfil exterior

Tras realizar el ajuste local cuadrático no paramétrico Loess, obtuvimos una nube de puntos más homogénea y eficaz (figura 3.4).

Los resultados del primer ajuste realizado, sin considerar la estructura CAR (p), mostraron que los mejores parámetros, para los dos grupos de especies, fueron obtenidos en los modelos de Demaerschalk (1972), Brink y Gadow (1986), Hui y Gadow (1997), Stud (1999), Bi (2000) y Roda (2001) (tabla II.1.1 y II.1.2 en Anexo II.1).

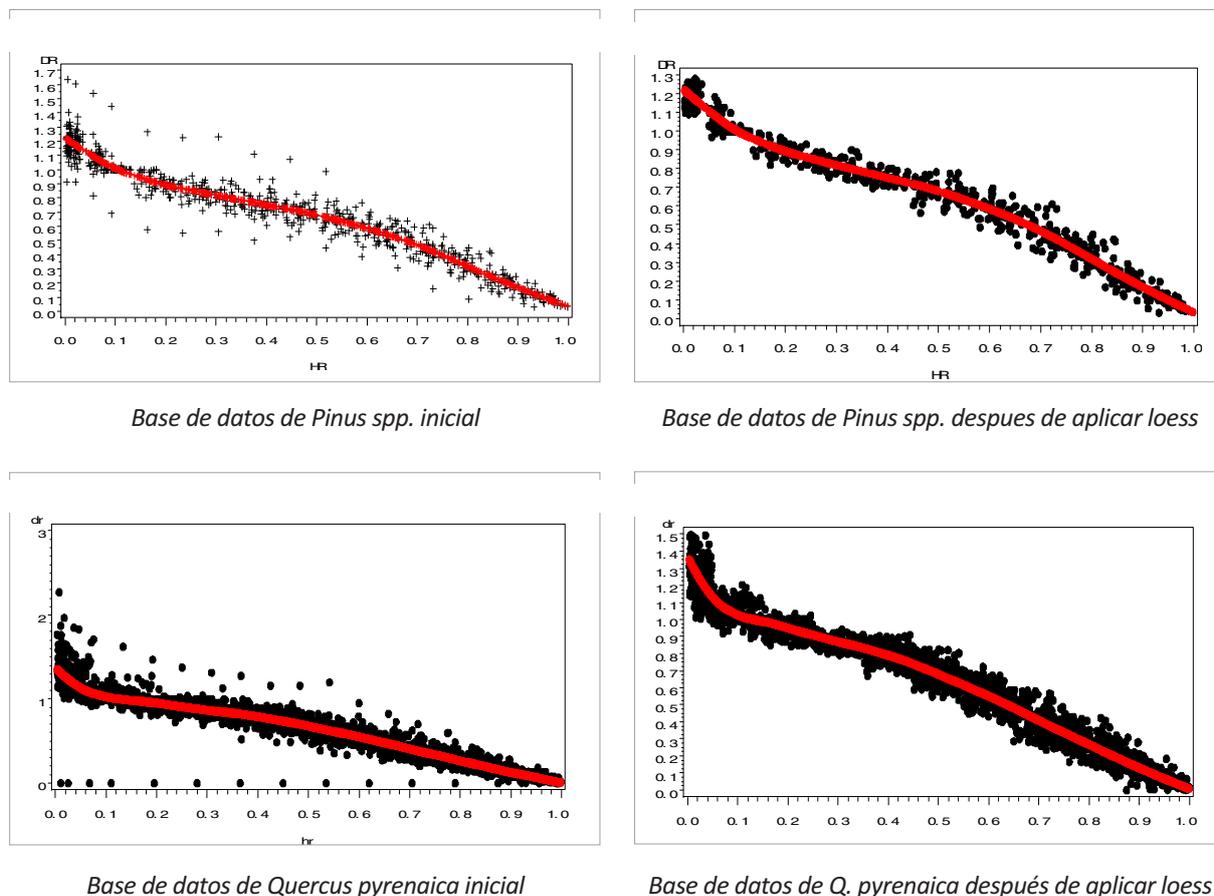
Los resultados tras ajustar las mejores ecuaciones con la estructura del error tipo CAR (p), mostraron (tabla II.1.3 y II.1.4 en Anexo II.1) que el mejor modelo era -en los dos casos- el de Stud (1999) con estructura autoregresiva CAR1, modificado en el caso del rebollo. El modelo con CAR2 no convergió por lo que la autocorrelación se corrigió en la medida en que se logra con el ajuste CAR1 (figura 3.5 a y b). Por tanto, para las dos especies el modelo quedaría con la formulación siguiente [Eq. 3.3 y 3.4]:

Para los pinos:

$$d = \left(1 + 2,5566 \cdot e^{(-5,6598hr)}\right) \cdot \left[0,8326 + 0,3017 * dbh(1 - hr)\right] \left(0,9351 - 0,4520 \left(\frac{ht}{dbh}\right) - 3,0881(1 - hr)\right) \quad \text{[Eq.3.3]}$$

Para los rebollos:

$$d = \left(1 + 0,4083 \cdot e^{(-37,2047hr)}\right) \cdot \left[0,5331 + 0,9862 * dbh(1 - hr)\right] \left(1,0116 - 0,0709 \left(\frac{ht}{dbh}\right) - 1,0193(1 - hr)\right) \quad \text{[Eq. 3.4]}$$



■ **Figura 3.4**

Base de datos inicial y tras el ajuste no paramétrico Loess en *Pinus spp.* y *Quercus pyrenaica*.

donde:  $d$  es el diámetro a cualquier altura (cm);  $hr$  es la altura relativa;  $dbh$  es el diámetro normal (cm).

Los estadísticos de validación mostraron que el modelo de Stud (1999) se había ajustado correctamente a los datos tomados en las dos especies consideradas (tabla II.1.5 en Anexo II.1). Tanto en el caso de los pinos como en el de los rebollos, el error relativo presentó un valor inferior a 20% (Huang et al., 2003) y fue de signo negativo. Si analizamos (figura 3.6) la variación del sesgo y el error relativo con el parámetro  $hr$  (cociente entre altura relativa y altura total), vemos que se obtienen valores inferiores a 20% a lo largo de todos los valores de  $hr$  en el caso de los pinos. En el caso de los rebollos sólo se obtuvieron valores superiores a 20% en las alturas superiores, debido a que los datos observados de diámetro en muchos casos eran inferiores a 1 cm, por lo que el error de predicción aumentaba en este punto.

Al representar cada modelo específico y compararlo entre especies y con el modelo general para todas ellas (figura 3.7), pudimos observar cómo el pino laricio presenta un perfil muy diferente del pino negral y del silvestre, y cómo el pino negral sería la especie que mejor se adapta al modelo de perfil obtenido para las tres especies en conjunto.

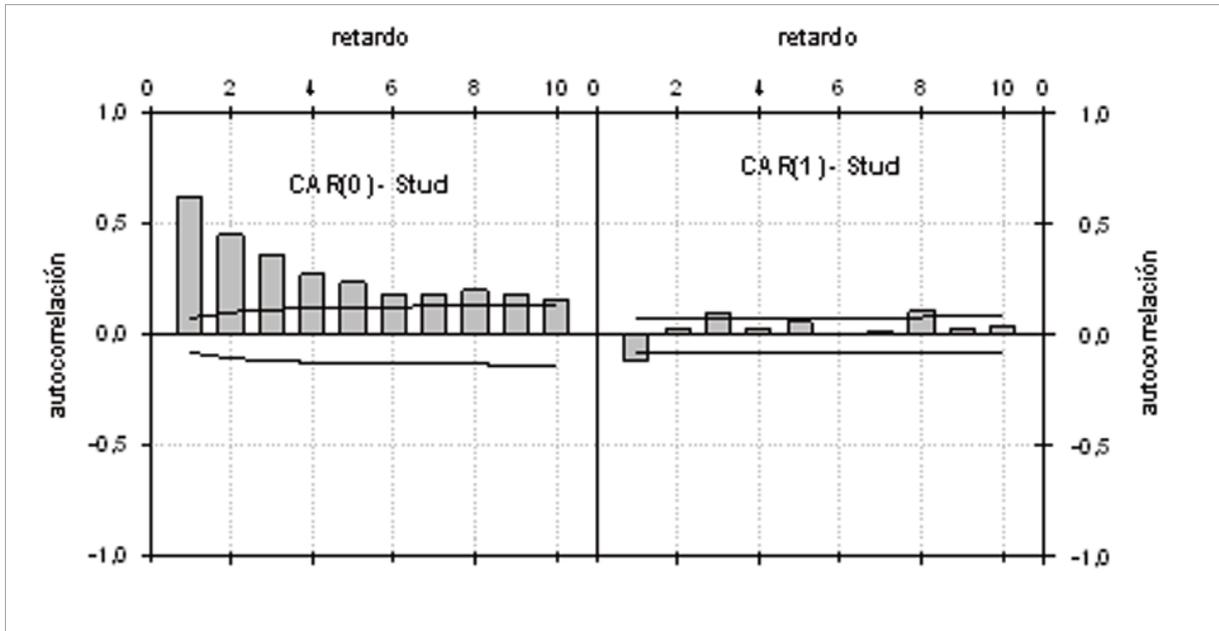


Figura 3.5a  
Gráficos de correlación de los residuos en las especies de *Pinus* spp.

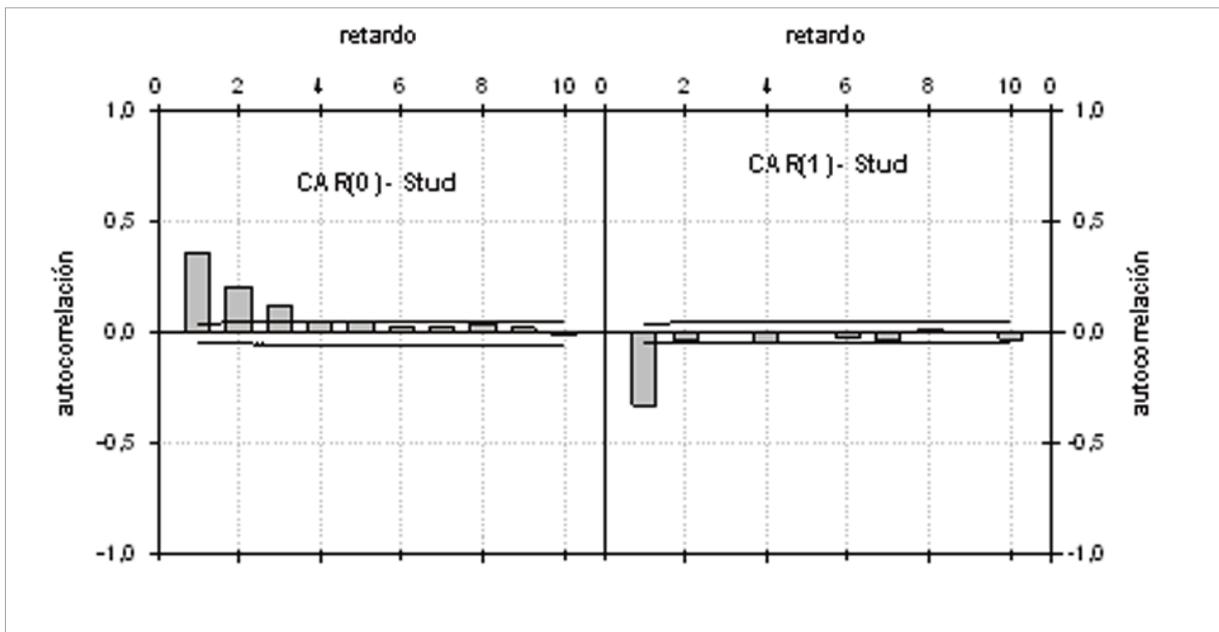
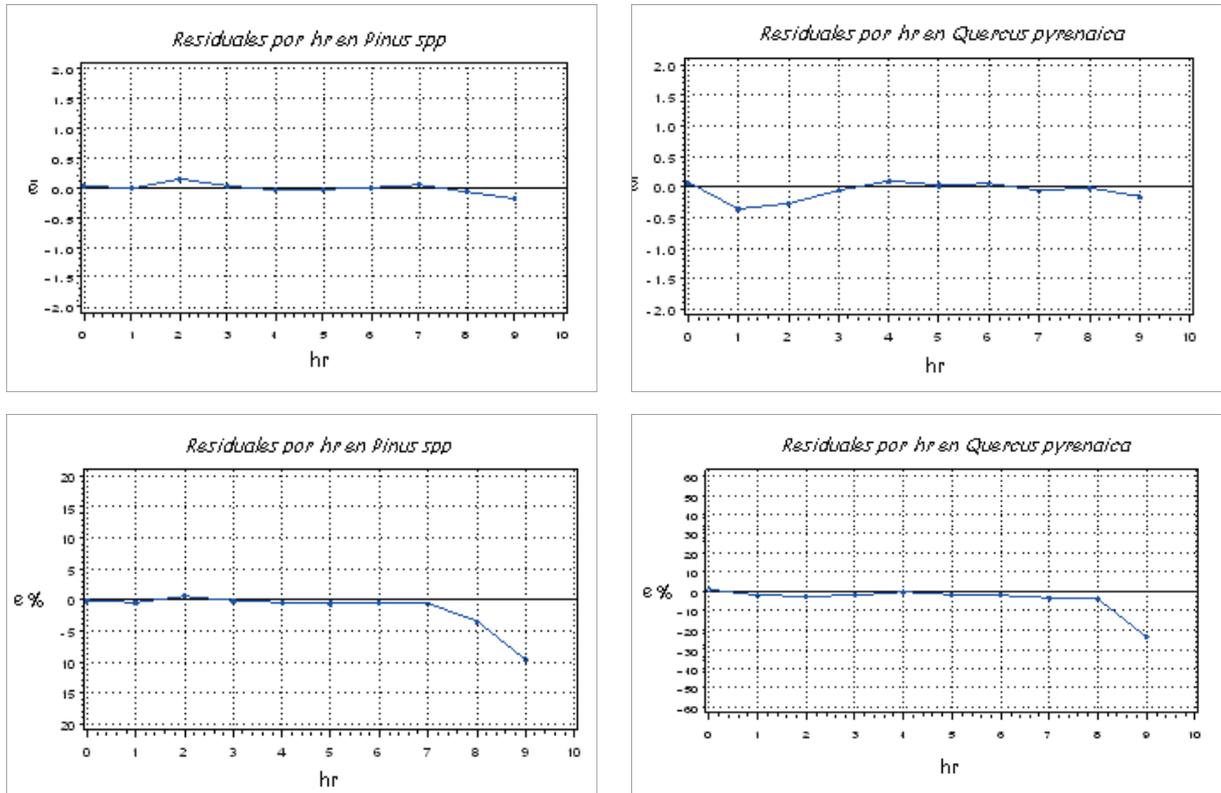
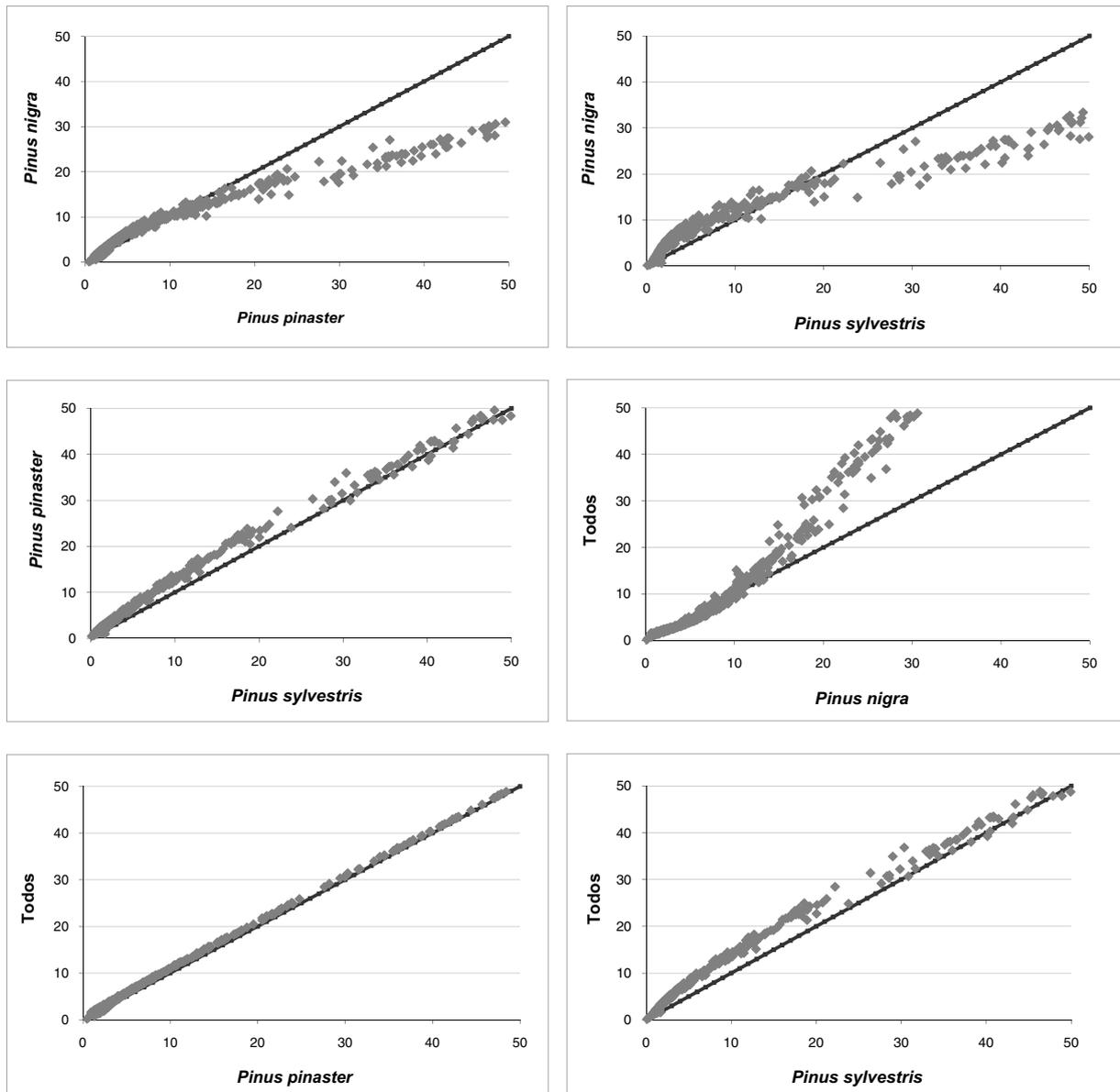


Figura 3.5b  
Gráficos de correlación de los residuos en la especie *Quercus pyrenaica*.



■ **Figura 3.6**  
Gráfico de residuales frente a la altura relativa (hr) para la validación de los modelos de perfil de *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica*.



■ **Figura 3.7**

Comparación dos a dos de los modelos de perfil ajustados para cada una de las especies del género *Pinus* (a,b,c) y comparación entre el modelo de perfil ajustado para las tres especies (todos los datos) y el ajustado para cada una de ellas (d,e, f).

En este sentido, el test de Lakkis-Jones (Khattree y Naik, 1999) mostró la necesidad de un modelo ( $Prob>L<0,01$ ; tabla II.1.6 en Anexo II.1) para cada una de las especies, por lo que se procedió al ajuste de ecuaciones específicas [Eq. 3.5-3.7]. El estimador y el error estándar de cada uno de los parámetros se muestran en la tabla II.1.7 en Anexo II.1.

*Pinus nigra*

$$d = \left(1 + 1,0199 \cdot e^{(-6,8744hr)}\right) \cdot [0,7353 + 0,5752 * dbh(1 - hr)]^{\left(0,9018 \left(\frac{ht}{dbh}\right) - 1,9773(1-hr)\right)} \quad [\text{Eq.3.5*}]$$

*Pinus pinaster*

$$d = \left(1 + 3,7981 \cdot e^{(-5,3464hr)}\right) \cdot [0,6391 + 0,2274 * dbh(1 - hr)]^{\left(0,6797 \left(\frac{ht}{dbh}\right) - 3,2908(1-hr)\right)} \quad [\text{Eq. 3.6*}]$$

*Pinus sylvestris*

$$d = \left(1 + 3,8060 \cdot e^{(-6,0817hr)}\right) \cdot [0,6714 + 0,2193 * dbh(1 - hr)]^{\left(1,0793 \left(\frac{ht}{dbh}\right) - 3,9051(1-hr)\right)} \quad [\text{Eq. 3.7*}]$$

\*donde: d es el diámetro a cualquier altura (cm); hr es la altura relativa; dbh es el diámetro normal (cm).

Analizando el factor de forma *r* el modelo mixto determinó que existían diferencias significativas en función de la especie, del quinquenio analizado y de la interacción especie y quinquenio (tabla 3.3).

Las figuras 3.8a y 3.8b muestran gráficamente las diferencias encontradas en estos factores. Los valores de *r* fueron más elevados en el pino laricio. Sin embargo, este valor tiende a estabilizarse a un número cercano a 2 (aproximadamente un cono) en alturas relativas superiores a 0,4. Los valores determinados para cada especie fueron: 1,58, 1,67 y 1,66 para *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* respectivamente (figura 3.8a). Por tanto, de las tres especies, *Pinus nigra* presentaría un perfil más cilíndrico, con una forma más intermedia entre paraboide y cono, mientras que las otras dos, una forma más cónica en el 60% más alto del fuste.

**Tabla 3.3** | Tests de tipo III de efectos fijos del modelo mixto del factor de forma *r*.

Efecto	gl Num	gl Den	Valor F	Pr > F
especie	2	1494	9,13	0,0001
quinquenio	4	1494	32,01	<,0001
especie * quinquenio	8	1494	2,90	0,0033

donde: glNum y glDen es el número de grados de libertad del numerador y del denominador, Valor F es el valor del estadístico F y Pr>F es el p- valor asociado al estadístico F.

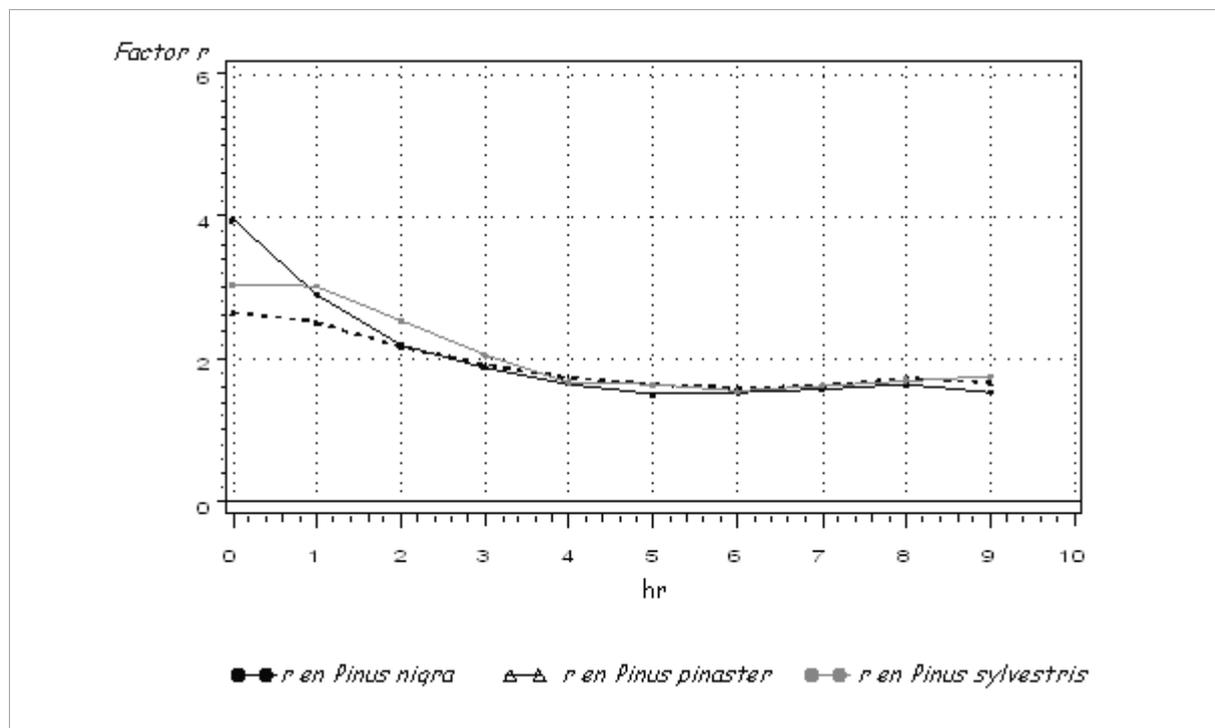


Figura 3.8a  
Factor de forma  $r$  en cada una de las especies de *Pinus* spp.  
Nota:  $hr$  es la altura relativa.

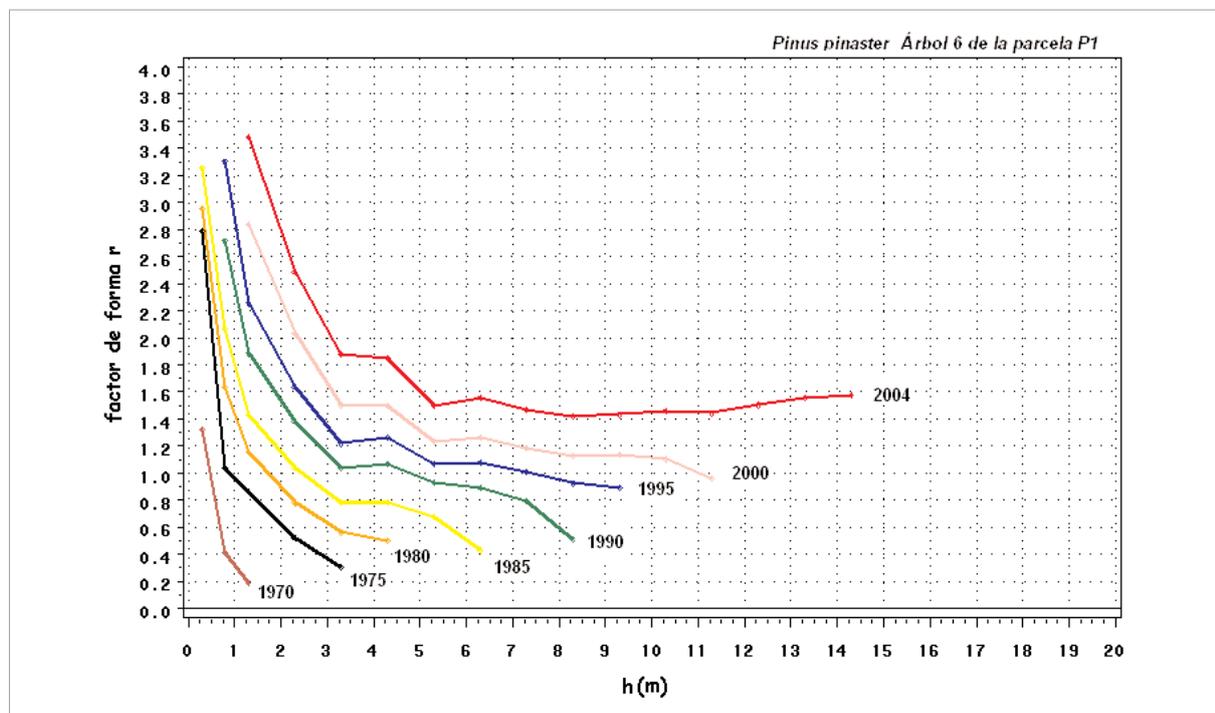
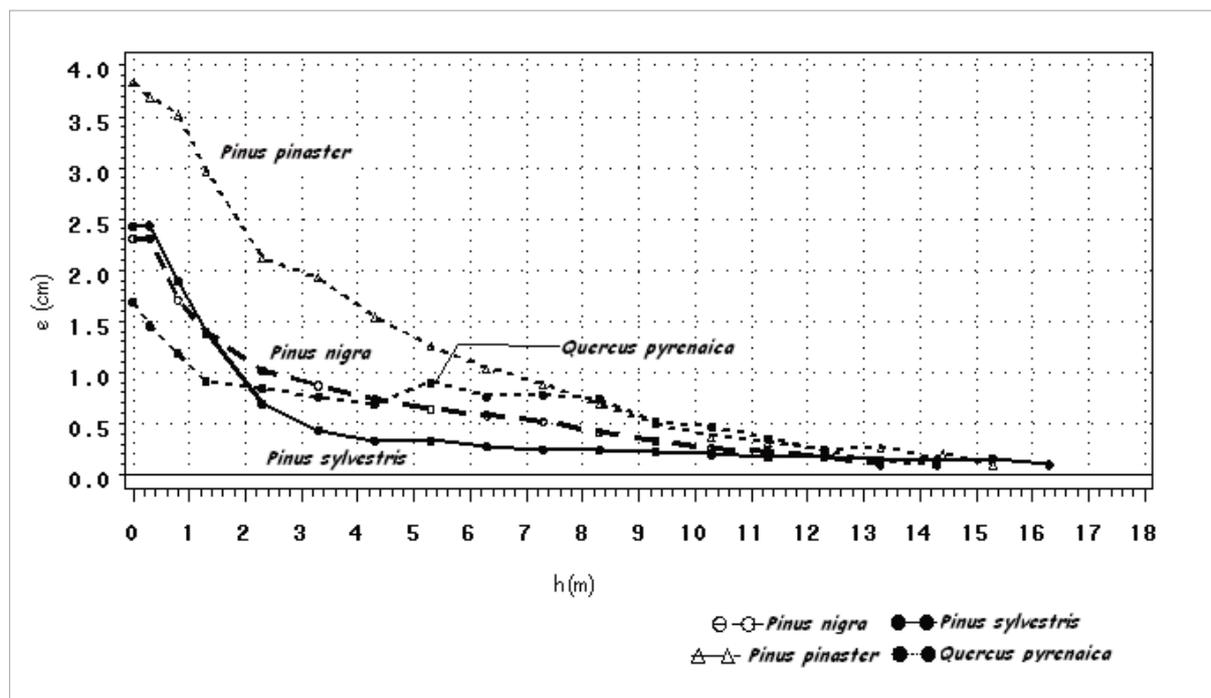


Figura 3.8b  
Factor de forma  $r$  en cada quinquenio en el árbol 6 de la parcela P1 de *Pinus pinaster*.  
Nota:  $h$  (m) es la altura del árbol.

b.2) Modelización del espesor de corteza

El espesor de corteza decreció a lo largo de la altura en las cuatro especies consideradas (figura 3.9). Aunque a partir de los seis metros de altura, las diferencias son inapreciables, en la parte más baja del árbol, el espesor medio del pino negro fue mayor que en las otras especies.

Los resultados de la modelización de la corteza (tabla 3.4) muestran que el modelo que mejor se ajusta a nuestra base de datos es el lineal en ambos grupos de especies. Sin embargo, debido a la sobreestimación por la no existencia de término independiente de esta expresión, podemos establecer que el mejor modelo para las especies de *Pinus* spp. es el logarítmico y para los rebollos es el modelo no lineal. Si bien, para las especies de pino, se optó por seleccionar finalmente el modelo no lineal, debido a sus buenas características de ajuste y su similitud con el encontrado por Lizarralde (2008) para masas naturales.



■ Figura 3.9

Espesor medio de corteza (e) a lo largo de la altura en las distintas especies.  
 Nota: e (cm) es el espesor medio de corteza; h (m) es la altura del árbol.

**Tabla 3.4** | Parámetros de los distintos modelos ajustados para caracterizar la corteza.

Modelos		<i>Pinus spp.</i>		<i>Quercus pyrenaica</i>	
		R <sup>2</sup>	RMSE	R <sup>2</sup>	RMSE
Courbet y Houllier, 2002	$\frac{dcc}{dsc} = \alpha_0 + \frac{\alpha_1}{hr^{\alpha_3}}$	No sign		No sign	
Regresión lineal (Lizarralde, 2008)	$dcc = \alpha_0 dsc$	0,9983	0,7645	0,9986	0,5131
Regresión no lineal (Lizarralde, 2008)	$dcc = \alpha_0 dsc^{\alpha_1}$	0,9936	0,6714	0,9964	0,2633
Regresión logarítmica (Lizarralde, 2008)	$Log(dcc) = \alpha_0 + \alpha_1 Log(dsc)$	0,9971	0,0393	0,9961	0,1594

donde:  $\alpha_0$ ,  $\alpha_1$  y  $\alpha_3$  son los parámetros de la ecuación; dcc es el diámetro con corteza; dsc es el diámetro sin corteza; hr es la altura relativa.

Tras la elección del modelo se realizó el ajuste simultáneo de esa misma ecuación y su complementaria, para obtener la ecuación del diámetro sin corteza. El resultado obtenido se muestra en las siguientes ecuaciones [3.8-3.15]:

*Pinus nigra* [Eq. 3.8 y 3.9]

$$dcc = 0,9747 \cdot dsc^{1,0378} \quad dsc = \frac{1}{0,9747} \left(\frac{1}{1,0378}\right) \cdot dcc \left(\frac{1}{1,0378}\right)$$

*Pinus pinaster* [Eq. 3.10 y 3.11]

$$dcc = 0,9542 \cdot dsc^{1,0505} \quad dsc = \frac{1}{0,9542} \left(\frac{1}{1,0505}\right) \cdot dcc \left(\frac{1}{1,0505}\right)$$

*Pinus sylvestris* [Eq. 3.12 y 3.13]

$$dcc = 0,9461 \cdot dsc^{1,0397} \quad dsc = \frac{1}{0,9461} \left(\frac{1}{1,0397}\right) \cdot dcc \left(\frac{1}{1,0397}\right)$$

*Quercus pyrenaica* [Eq. 3.14 y 3.15]

$$dcc = 1,0943 \cdot dsc^{0,9864} \quad dsc = \frac{1}{1,0943} \left(\frac{1}{0,9864}\right) \cdot dcc \left(\frac{1}{0,9864}\right)$$

donde: dcc es el diámetro con corteza ; dsc es el diámetro sin corteza.

### b.3) Caracterización de los tejidos interiores del fuste (albura y duramen)

Se ajustaron diferentes modelos (mostrados en la tabla 2.9) para analizar las características de los tejidos interiores del fuste (albura y duramen) (tabla 3.5). En ella podemos ver cómo, en los dos grupos de especies, el mejor modelo para caracterizar el radio de la albura fue el modelo 2 y para caracterizar el del duramen, el 1. Ambos modelos muestran que los dos grupos de especies, presentan mayor radio de albura y de duramen cuanto mayor es el diámetro a la altura normal (mayor tamaño) y cuanto menor es la altura (como el perfil exterior). Por otra parte, los mejores modelos para caracterizar el volumen de la albura y del duramen fueron los modelos 6 y 3 respectivamente. Mientras el volumen de la albura aumenta cuanto mayor es el tamaño del árbol en diámetro y altura, el volumen del duramen aumenta cuanto mayor es el diámetro del árbol y mayor edad presenta (determinado por el número de anillos).

El modelo entre el diámetro de la albura y el diámetro con corteza a la  $h=1,3$  m (altura normal) resultó significativo en las 4 especies ( $Pr > F < 0,0001$ ). Las distintas expresiones presentaron un coeficiente de correlación elevado (Eq. 3.16-3.19).

$$Pinus nigra \quad (n=18) R^2=0,97 \quad dbha = 0,4819 + dbh^{0,7258} \quad [Eq. 3.16]$$

$$Pinus pinaster \quad (n=18) R^2=0,93 \quad dbha = 0,0574 + dbh^{0,9681} \quad [Eq. 3.17]$$

$$Pinus sylvestris \quad (n=18) R^2=0,98 \quad dbha = 0,0574 + dbh^{0,9681} \quad [Eq. 3.18]$$

$$Quercus pyrenaica \quad (n=18) R^2=0,95 \quad dbha = 0,1212 + dbh^{0,9507} \quad [Eq. 3.19]$$

donde: dbha es el diámetro que presenta la albura (cm) a la altura normal ( $h=1,3$ m) y dbh es el diámetro normal (cm).

**Tabla 3.5** | Parámetros de los distintos modelos ajustados para caracterizar los tejidos interiores del fuste.

	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>
<b>Radio del duramen y de la albura</b>					
<b>Modelo 1 (rd)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	0,1253	0,7235	-1,0031	0,4784	0,4740
<i>Pinus pinaster</i>	0,3545	0,8919	-1,2474	0,7061	0,7038
<i>Pinus sylvestris</i>	0,1312	0,5774	-0,9581	0,3794	0,3749
<i>Quercus pyrenaica</i>	-0,0943	1,2040	-1,4154	0,8847	0,8843
<b>Modelo 2 (ra)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	0,5831	1,0962	-0,9442	0,8680	0,8669
<i>Pinus pinaster</i>	2,0549	0,9116	-0,8544	0,7116	0,7194
<i>Pinus sylvestris</i>	1,7108	0,9747	-1,0411	0,8721	0,8712
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,9312	0,9387	-0,5267	0,2742	0,2693
<b>Volumen del duramen</b>					
<b>Modelo 3 (Vh)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	-35,2513	-	7,5748	0,8620	0,8102
<i>Pinus pinaster</i>	-8,9528	1,7771	-	0,7423	0,6829
<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	-	-
<i>Quercus pyrenaica</i>	-10,8471	1,0822	-	0,6333	0,5810
<b>Modelo 3 mod.(Vh)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	-32,3462	-	6,5617	0,7058	0,6862
<i>Pinus pinaster</i>	-15,5342	-	2,2831	0,4308	0,3952
<i>Pinus sylvestris</i>	-50,3844	-	11,5775	0,6421	0,6096
<i>Modelo 3 mod2.(Vh)</i>	-	-	-	-	-
<i>Quercus pyrenaica</i>	-10,9091	1,4803	-	0,6128	0,5959
<b>Modelo 4 (Vh)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	-	-	-	-	-
<i>Pinus pinaster</i>	-9,8539	1,6054	-	0,7201	0,6801
<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	-	-
<i>Quercus pyrenaica</i>	-10,4372	1,5640	-	0,6136	0,5785
<b>Modelo 5 (Vh)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	-	-	-	-	-
<i>Pinus pinaster</i>	-18,4416	3,3690	-	0,5065	0,4757
<i>Pinus sylvestris</i>	-21,5195	3,8327	-	0,2921	0,2277
<i>Quercus pyrenaica</i>	-12,4987	1,7940	-	0,3712	0,3484
<b>Volumen de la albura</b>					
<b>Modelo 6 (Va)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	-10,8456	1,3022	0,8654	0,7627	0,7308
<i>Pinus pinaster</i>	-11,0976	1,7511	-	0,7226	0,6856
<i>Pinus sylvestris</i>	-9,2168	-	1,1829	0,6220	0,5680
<i>Quercus pyrenaica</i>	-9,7477	1,0969	0,9368	0,9141	0,9040
<b>Modelo 7 (Va)</b>					
<i>Pinus nigra</i>	-10,2272	1,8300	-	0,7131	0,6951
<i>Pinus pinaster</i>	-10,6705	1,9559	-	0,7127	0,6947
<i>Pinus sylvestris</i>	-7,6578	1,0150	-	0,4601	0,4242
<i>Quercus pyrenaica</i>	-8,6720	1,5501	-	0,8597	0,8519

donde:  $\beta_0$ ,  $\beta_1$  y  $\beta_2$  son los parámetros a estimar; R<sup>2</sup> y R<sup>2</sup><sub>adj</sub> son los coeficientes de determinación normal y ajustado de los modelos ajustados.

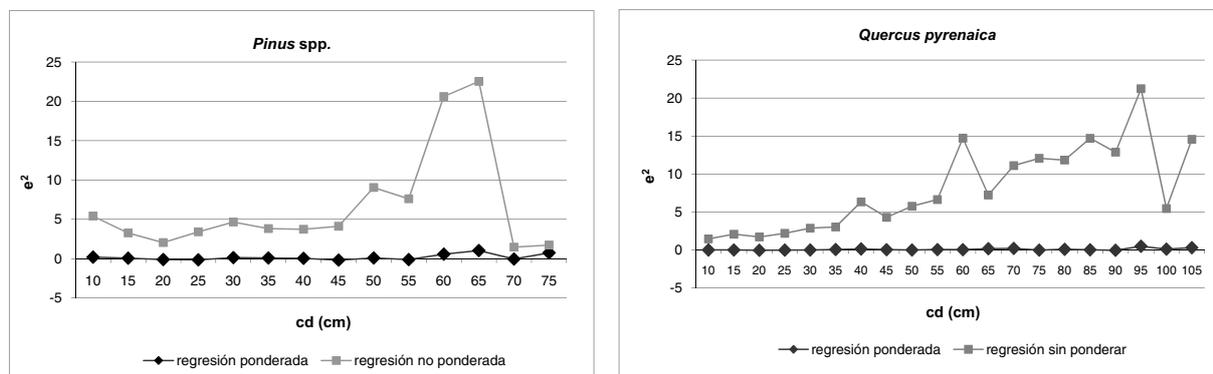
b.4) Relación *hd*

Los parámetros estadísticos utilizados para comparar entre los 31 modelos altura-diámetro seleccionados mostraron grandes diferencias tanto en las especies del género *Pinus* como en *Quercus pyrenaica*. En la tabla 3.6 podemos ver los valores de los parámetros de los modelos ajustados, así como los principales parámetros estadísticos de comparación ( $R^2_{adj w}$ , coeficiente de determinación del modelo ponderado, para comprobar la eficiencia del modelo) y el valor de la  $MSE_w$  (media del cuadrado del error del modelo ponderado).

**Tabla 3.6** | Parámetros estadísticos y de ajuste de los 31 modelos *hd* probados en *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica*.

	<i>Pinus</i> spp.						<i>Quercus pyrenaica</i>					
	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_4$	$R^2_{adj w}$	$MSE_w$	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_4$	$R^2_{adj w}$	$MSE_w$
Vanclay, 1995	0,020	1,189	-	-	0,635	2,282	0,053	0,814	-	-	0,613	0,291
Curtis I, 1967	-17,039	9,989	-	-	0,577	9,463	-3,411	4,695	-	-	0,633	0,226
Curtis II, 1967	15,923	-90,134	0,004	-	0,640	1,353	13,930	-65,297	0,000	-	0,611	0,308
Prodan, 1965	0,223	0,291	-	-	0,692	0,757	0,424	0,198	-	-	0,629	0,197
Monness, 1982	1,091	-	-	-	0,903	0,285	1,138	-	-	-	0,830	0,091
Cañadas et al., I, 1999	0,307	-	-	-	0,878	1,264	0,427	-	-	-	0,825	0,102
Cañadas et al., II, 1999	-0,039	-	-	-	0,873	3,515	-0,055	-	-	-	0,762	0,256
Cañadas et al., III, 1999	-0,075	-	-	-	0,905	0,235	-0,087	-	-	-	0,840	0,077
Cañadas et al., IV, 1999	1,059	-	-	-	0,902	0,282	1,204	-	-	-	0,840	0,090
Gaffrey, 1988 (mod.)	0,088	4,750	-	-	0,901	0,335	0,007	6,616	-	-	0,832	0,099
Nilson, 1999 (mod.)	-	-	-	-	-	-	0,917	0,395	-	-	0,816	0,129
Stage, 1975	1,670	0,671	-	-	0,692	0,761	2,653	0,455	-	-	0,629	0,197
Sibbesen, 1981	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Curtis et al., 1981	0,715	0,219	-	-	0,577	9,463	2,740	-8,720	-1,067	-	0,623	0,316
Meyer, 1940	31,263	0,026	-	-	0,615	3,764	13,922	0,075	-	-	0,625	0,267
Pienaar, 1991	1,119	1,839	0,885	-	0,872	1,180	1,105	2,017	1,495	-	0,818	0,115
Huang et al., 1992	2,351	0,164	-	-	0,591	7,188	1,271	0,241	-	-	0,618	0,287
Tang, 1994	53,206	-3645,430	69,618	-	62,623	2,781	15,969	-128,159	4,869	-	0,621	0,284
Huang et al., II, 1992	26,153	2,215	0,054	-	0,599	9,213	12,967	2,037	0,126	-	0,634	0,244
Seber y Willd I, 1989	25,885	0,056	14,584	-	0,596	0,596	12,964	0,126	5,669	-	0,634	0,244
Pearl y Reed, 1920	24,222	5,471	0,086	-	0,604	19,212	12,714	3,817	0,162	-	0,635	0,239
Seber y Wild II, 1989	24,244	0,085	19,885	-	0,604	18,779	12,714	3,893	0,323	-	0,635	0,239
Ratkowsky y Reedy I, 1986	-	-	-	-	-	-	14,393	0,027	1,589	-	0,625	0,271
Weibull (Bailey, 1979)	26,448	0,019	1,182	-	0,590	12,224	13,143	0,058	1,147	-	0,632	0,249
Chapman-Richards, 1959	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Mirkovich, 1958</b>	<b>4,165</b>	<b>1,189</b>	<b>0,140</b>	<b>8,431</b>	<b>0,883</b>	<b>1,688</b>	<b>3,833</b>	<b>1,038</b>	<b>0,112</b>	<b>6,840</b>	<b>0,831</b>	<b>0,091</b>
Schröder y Álvarez G, 2001	5,791	1,607	0,174	3,366	0,876	3,904	6,126	1,631	0,195	3,549	0,830	0,092
Zeide, 1992	22,132	0,883	0,000	3,416	0,664	12,023	8,832	-20007	188,212	47,612	0,629	0,258
Richards, 1959	-	-	-	-	-	-	13,239	1,007	0,099	1,270	0,631	0,253
Bailey, 1979	22,165	0,587	2,46-10-6	3,784	0,146	288,880	13,221	1,059	0,072	1,078	0,631	0,254
Seber y Wild III, 1989	-	-	-	-	-	-	13,232	0,075	0,774	1,066	0,631	0,259

Nota: -Significa parámetro no estimado en la ecuación;  $\beta_i$  es el parámetro *i* de la ecuación;  $R^2_{adj w}$  es el coeficiente de determinación ajustado del modelo ponderado;  $MSE_w$  es el error cuadrático medio ponderado.



■ Figura 3.10

Corrección de la heterocedasticidad en el caso de *Pinus* spp. (a) y *Quercus pyrenaica* (b) mediante regresión ponderada. Nota: cd (cm) es la clase diamétrica y  $e^2$  es el sesgo al cuadrado.

Con este análisis comparativo, se comprobó que en los dos grupos de especies, los modelos de Monnés (1982), Gaffrey (1988) y Cañadas et al. (1999) tuvieron un elevado coeficiente de determinación pero resultaron modelos sesgados. Otros modelos fueron descartados por un elevado nivel de multicolinealidad entre las variables, como el de Nilson (1999) o el de Curtis et al. (1981), en el caso de los pinos, y los modelos de Ziede (1992) y Richards (1959) en el caso de los rebollos. De los 31 modelos, los que mostraron peores estadísticos fueron aquellos que presentaban una única variable independiente. Al final, los modelos de Schröder y Álvarez González (2001) y Mirkovich (1958), fueron los que mejores estadísticos ( $R^2_{adjw}$  y  $MSE_w$ ) presentaron para los dos grupos de especies, resultando insesgados en ambos casos.

La aplicación de la regresión ponderada mejoró notablemente la heterocedasticidad de los residuales en el modelo seleccionado, como muestra la figura 3.10a en el caso de los pinos y 3.10b en el caso de los rebollos.

En la tabla 3.6 podemos ver los parámetros finales para los dos grupos de especies en el modelo seleccionado, el modelo de Mirkovich (1958). La ecuación explicó el 88,3% de la variabilidad en el caso de los pinos y el 83,1% en el caso de los rebollos.

Los parámetros de validación fueron óptimos para los dos grupos de especies. El error relativo fue inferior a 20% en los dos casos y a lo largo de las clases diamétricas estudiadas. El test de Lakkis-Jones (Khattree y Naik, 1999) y el de Chow (Chow, 1960) determinaron que se necesitaba un modelo para cada una de las regiones en las dos especies consideradas. Así, las ecuaciones 3.20-3.23 muestran las expresiones finales obtenidas para cada especie y región.

Para especies de *Pinus* spp.

Región 1 ("Páramos y Valles")

$$ht = 1,3 + \left( 0,4376 + (1,1442 * Ho) - (0,0663 * dg) \right) * e^{\left( \frac{-5,1826}{dbh} \right)} \quad [\text{Eq. 3.20*}]$$

Región 2 (Sistema Central)

$$ht = 1,3 + \left( 8,5824 + (0,9052 * Ho) - (0,0604 * dg) \right) * e^{-\left(\frac{-9,4850}{dbh}\right)} \quad [\text{Eq. 3.21*}]$$

Para *Quercus pyrenaica*

Región 1 (Montaña Palentina)

$$ht = 1,3 + \left( 2,5838 + (0,8570 * Ho) - (0,0067 * dg) \right) * e^{-\left(\frac{-5,1535}{dbh}\right)} \quad [\text{Eq. 3.22*}]$$

Región 2 (Sistema Central)

$$ht = 1,3 + \left( 3,9148 + (1,0116 * Ho) - (0,0739 * dg) \right) * e^{-\left(\frac{-7,3232}{dbh}\right)} \quad [\text{Eq. 3.23*}]$$

\*donde: ht es la altura total (m); Hdom es la altura dominante (m); dg es el diámetro medio cuadrático (cm) y dbh es el diámetro normal (cm).

Los resultados de la validación determinaron que el modelo seleccionado para cada región valida de forma precisa el modelo obtenido en cada una de las especies (Anexo II.3).

Finalmente, el test de Lakkis -Jones (Khattree y Naik, 1999) y el de Chow (Chow, 1960) determinaron que se necesitaba un modelo para cada uno de los índices de cubicación en cada una de las regiones estudiadas, considerando la variabilidad de la forma del fuste específica (Anexo II.3).

#### b.5) Cuantificación del carbono en el interior del fuste

La concentración de C sobre materia seca ( $\text{g kg}^{-1}$  de m.s.) fue determinada en un total de 47 árboles, que dieron lugar a 1325 muestras de las distintas alturas del fuste y partes anatómicas del árbol (duramen, albura y corteza) en las cuatro especies: pino laricio, negral, silvestre y rebollo. Los datos medios, el error estándar y los términos inferior y superior del intervalo de confianza de la concentración de carbono cuantificada ( $\text{g kg}^{-1}$  m.s.) en cada especie y parte anatómica a la altura 1,30 m están expresados en la tabla 3.7. En el pino laricio, la cantidad de duramen formado no fue suficiente para conseguir muestras de esta parte anatómica, e introducirlas en el análisis.

El test de tipo III de efectos fijos del modelo mixto (tabla 3.8) efectuado para las especies de pino determinó diferencias significativas en la variable altura, la variable altura al cuadrado ( $\text{altura}^2$ ), en la interacción especie\*parte anatómica y en las interacciones triples altura\* especie\*parte y altura<sup>2</sup>\* especie\*parte anatómica. Se consideró la variable altura<sup>2</sup> para introducir el carácter asintótico del crecimiento.

**Tabla 3.7** | Concentración de carbono (g kg<sup>-1</sup>) en las diferentes especies y partes anatómicas.

Especie	Parte anatómica	Media	Error Standard	ICa	ICb
<b><i>Pinus nigra</i> (n=12)</b>					
	Albura	465a	0,4	458	473
	Corteza	499b	0,5	489	509
<b><i>Pinus pinaster</i> (n=12)</b>					
	Albura	458a	0,4	451	465
	Corteza	501b	0,5	491	510
	Duramen	495b	0,9	476	513
<b><i>Pinus sylvestris</i> (n=10)</b>					
	Albura	453a	0,4	445	460
	Corteza	485b	0,5	476	494
	Duramen	523c	1,0	504	542
<b><i>Quercus prynaica</i> (n=13)</b>					
	Albura	446a	0,33	440	453
	Corteza	441a	0,44	432	449
	Duramen	451a	1,00	432	471

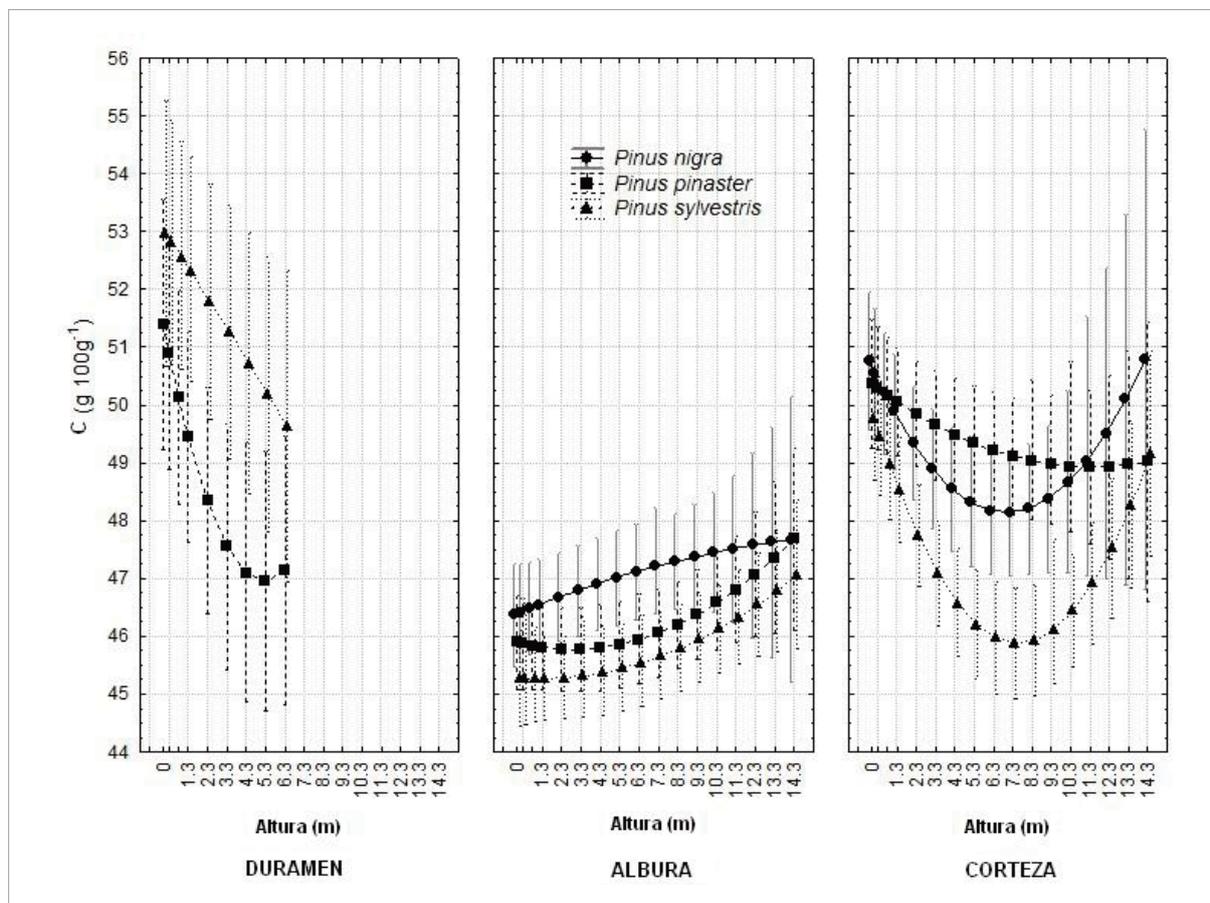
Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas determinadas por el modelo mixto entre las partes anatómicas; n es el número de árboles muestreados; ICa y b son los límites del intervalo de confianza para la media al 95%, respectivamente.

**Tabla 3.8** | Tests de tipo III de efectos fijos del modelo mixto de la variación de la concentración de C a lo largo y ancho del fuste.

Efecto	gl Num	gl Den	Valor F	Pr > F
Altura	1	968	17,88	<,0001
Altura <sup>2</sup>	1	968	6,37	0,0118
Especie*Parte	7	968	29,96	<,0001
Altura* Especie*Parte	7	968	6,08	<,0001
Altura <sup>2</sup> * Especie*Parte	7	968	3,34	0,0016

Nota: glNum y glDen es el número de grados de libertad del numerador y del denominador, Valor F es el valor del estadístico F y Pr>F es el p- valor asociado al estadístico F.

Este resultado implica que la concentración de carbono es diferente en función de la altura considerada. Por otra parte, la concentración de carbono en cada parte es diferente en función de la especie que se analice y viceversa, es diferente en cada especie en función de la parte que se considere. Finalmente, la evolución de la concentración de carbono en función de la altura es diferente en cada parte anatómica y especie. Por tanto, la concentración de carbono de cada parte y especie dependerá de la altura considerada. La tendencia general obtenida en la albura en las especies de pino analizadas fue significativamente creciente (figura 3.11). Así se obtuvo una mayor concen-



■ Figura 3.11

Concentración de C (g 100g<sup>-1</sup> m.s.) a lo largo del fuste en las distintas partes anatómicas y especies.

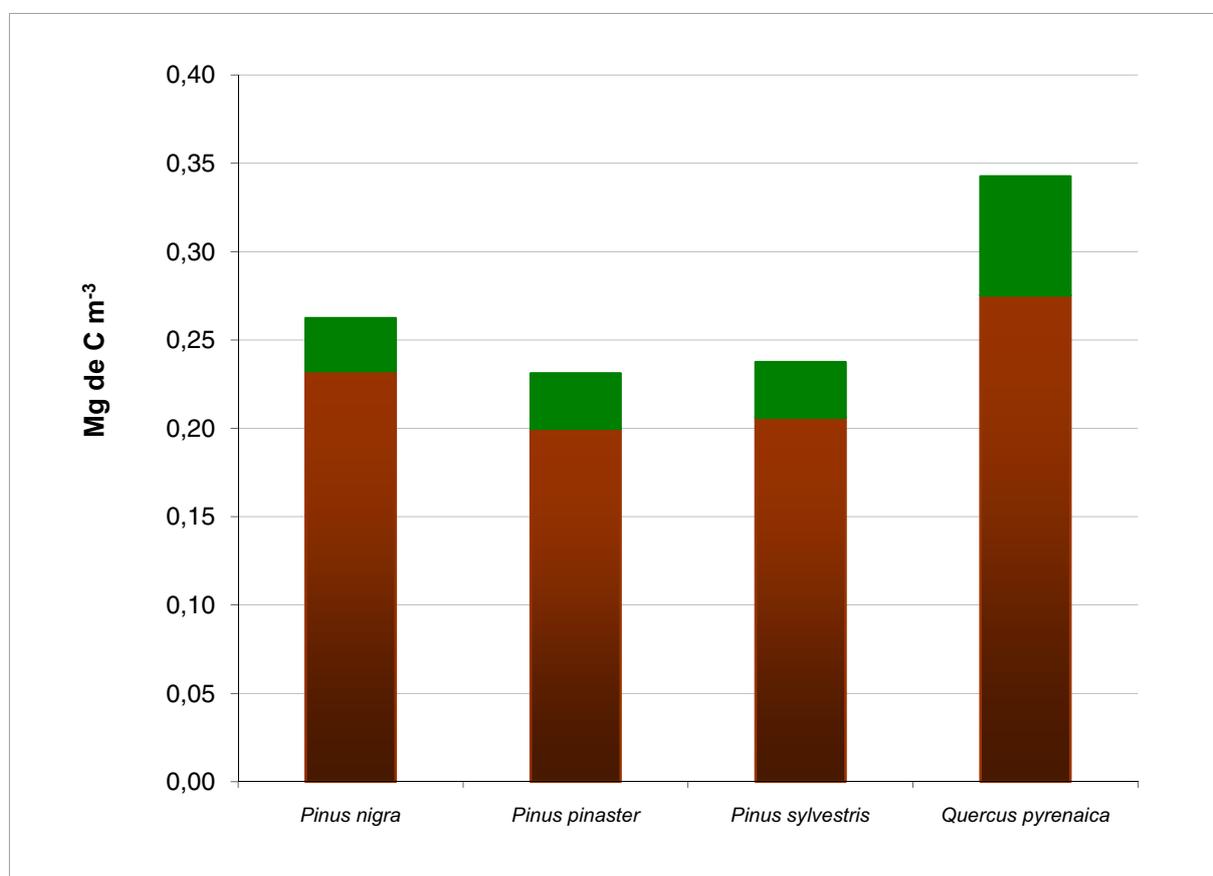
tración de carbono cuanto mayor era la altura considerada. Por otro lado, en el duramen, el comportamiento fue contrario (a mayor altura, menor concentración de C) y finalmente, en la corteza, fue parabólico. Así, los mayores valores de C fueron obtenidos en los extremos del árbol, en la base y en la cima, mientras que los valores más bajos a mitad del fuste. Este comportamiento fue más marcado en el pino laricio y silvestre.

Las dos metodologías empleadas hasta la fecha de forma general para el cálculo del C a través de la biomasa seca, el uso de ecuaciones de biomasa y de los factores de expansión, suponen la generalización de un único valor de transformación de biomasa a carbono, 500 g kg<sup>-1</sup> según Kollman (1959). Cualquiera de estas dos metodologías estiman menos carbono a lo largo del fuste (hasta una altura de 7 m), que si realizamos el estudio mediante valores específicos como los obtenidos en este trabajo. Si bien, a partir de los 7 m, el contenido de carbono por ambas metodologías está sobreestimado, sobre todo con las ecuaciones de biomasa.

*b.6) Contenido de carbono en el fuste y en la biomasa aérea total*

Los resultados de biomasa seca y contenido de carbono en el fuste revelaron que, en términos absolutos, el pino negral mostró el mayor contenido de C en el fuste (C=0,0670 Mg de C), seguido del

pino silvestre ( $C=0,0591$  Mg de C), pino laricio ( $C=0,0452$  Mg de C) y por el rebollo ( $C=0,0321$  Mg de C). Con respecto a la biomasa aérea total, la proporción de copa supone alrededor de un 12% en el caso de los pinares y menos de un 10% en el caso de los rebollos. Destaca el C acumulado en la copa de los pinos negral y silvestre ( $C=0,0092$  y  $0,0095$  Mg de C, respectivamente), siendo mayores que los de laricio ( $C=0,0056$  Mg de C) y rebollo ( $C=0,0031$  Mg de C). Sin embargo, si analizamos los valores relativos (cantidad de C por unidad de volumen) en cada una de las especies (figura 3.12) podemos comprobar cómo el rebollo acumula más cantidad de C en el fuste y en la copa, mientras que las especies de coníferas presentan resultados similares, destacando ligeramente el pino laricio.



■ **Figura 3.12**  
Contenido de C (Mg C m<sup>-3</sup>) en el fuste y en la copa por especie en "Páramos y Valles".

La ecuación de biomasa del fuste y de la biomasa aérea total determinada para los pinos relacionó el logaritmo del peso seco del fuste y total con el logaritmo del diámetro, aunque con un nivel de significación menor que los obtenidos por Montero et al. (2005). Así, las ecuaciones resultantes para *Pinus* spp. [Eq. 3.24 y 3.25] presentaban la siguiente fórmula:

$$Lg(B_{fuste}) = -6,33 + 1,32Lg(dbh) \quad R^2=72,52. \text{ [Eq. 3.24]}$$

$$Lg(B_{aérea\ total}) = -6,24 + 1,34Lg(dbh) \quad R^2=77,31. \text{ [Eq. 3.25]}$$

donde:  $Lg(B_{fuste})$  es el logaritmo neperiano de la biomasa del fuste (Mg);  $Lg(B_{aérea\ total})$  es el de la biomasa aérea total [copa+fuste] (Mg) y  $\log(dbh)$  es el del diámetro normal (cm).

El pequeño tamaño muestral de árboles apeados no nos permitió realizar un ajuste simultáneo de la biomasa arbórea total y de cada una de partes, por lo que la cuantificación de carbono en la biomasa arbórea debe hacerse atendiendo a la caracterización de cada una de las partes por separado, fuste y copa (figura 3.12).

### 3.2.2 Caracterización estructural del sotobosque arbustivo y de matorral

#### 3.2.2.1 Análisis comarcal

Se contabilizaron un total de 52 especies arbustivas y de matorral en las 326 parcelas del IFN3 analizadas en la comarca "Páramos y Valles". Las especies *Calluna vulgaris*, *Pterospartum tridentatum* y especies del género *Erica* como *Erica australis* fueron las que mayor densidad (número de pies  $ha^{-1}$ ) presentaron en el inventario. Si bien, las mayores coberturas ( $fcc > 20\%$ ) correspondieron a las especies *Erica arborea*, *Cistus crispus*, *Erica australis*, *Erica scoparia*, *Erica cinerea*, *Vaccinium myrtillus*, *Cistus laurifolius* y *Calluna vulgaris*.

El índice volumétrico (adimensional) presentó un valor medio y desviación típica de 874,8 y 1467,8 respectivamente, y osciló entre un valor de 30, correspondiente al género *Coronilla*, hasta un valor de 7000, correspondiente al grupo de "otras papilionáceasaltas" (tabla 3.9). El segundo valor más alto ( $IV=4775$ ) correspondió a la especie *Erica arborea*. Los mayores valores de índice volumétrico ( $IV > 1500$ ) fueron obtenidos por las siguientes especies: *Viburnum spp.*, *Lonicera periclymenum*, *Ribes spp.*, *Rubus ulmifolius*, *Cistus laurifolius*, *Ononis spp.*, *Cistus crispus* y *Erica australis*.

Con el cálculo del índice volumétrico pudimos determinar el contenido de carbono en cada una de las especies y a nivel de parcela en la comarca. Así, el valor promedio de carbono almacenado en el sotobosque arbustivo y de matorral fue de  $0,80 \text{ Mg C } ha^{-1}$  ( $\pm 0,10$ ), con un valor mínimo de  $0,01 \text{ Mg C } ha^{-1}$  y un valor máximo de  $10,71 \text{ Mg C } ha^{-1}$ . Los valores más pequeños se encontraron en parcelas donde la especie principal de la cubierta arbórea era del género *Populus* y en algunos pinares muy densos, mientras que los valores mayores correspondieron a parcelas de ribera, con fresnos, alisos y sauces como especies principales, y también en pinares de *Pinus nigra* con densidades más aclaradas.

#### 3.2.2.2 Análisis local

El estudio llevado a cabo en los transectos longitudinales nos permitió, por un lado, calcular el índice de riqueza, abundancia, uniformidad y diversidad del estrato arbustivo y de matorral de los

**Tabla 3.9** | Valor medio, mínimo, máximo y desviación típica del Índice Volumétrico (adimensional) en cada una de las especies del sotobosque arbustivo y de matorral de la comarca “Páramos y Valles”.

Familia	Especie	n	Media	Desv. típica	Mínimo	Máximo
<i>Berberidaceae</i>	<i>Berberis vulgaris</i> L.	1	180	.	.	.
<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Lonicera periclymenum</i> L.	1	1800	.	.	.
	<i>Lonicera</i> spp.	10	569	670	30	2250
	<i>Viburnum</i> spp.	1	1500	.	.	.
<i>Cistaceae</i>	<i>Cistus clusii</i> Dunal	17	368	530	20	2200
	<i>Cistus crispus</i> L.	2	2550	3182	300	4800
	<i>Cistus laurifolius</i> L.	40	2374	2779	20	9600
	<i>Cistus monspeliensis</i> L.	3	490	493	120	1050
	<i>Cistus populifolius</i> L.	1	140	.	.	.
	<i>Cistus</i> spp.	1	750	.	.	.
	<i>Halimium</i> spp.	79	212	216	10	900
	<i>Helianthemum</i> spp.	7	147	146	20	450
<i>Compositae</i>	<i>Artemisia</i> spp.	1	200	.	.	.
	<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench.	4	118	77	20	200
	<i>Santolina rosmarinifolia</i> L.	1	400	.	.	.
<i>Ericaceae</i>	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> (L.) Sprengel.	63	296	288	20	1200
	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull.	222	942	964	0	4800
	<i>Daboecia cantabrica</i> (Hudson) C. Koch.	10	293	218	30	800
	<i>Erica arborea</i> L.	6	4775	5051	200	11900
	<i>Erica australis</i> L.	89	2550	2460	30	10500
	<i>Erica cinerea</i> L.	59	568	456	40	2400
	<i>Erica multiflora</i> L.	1	400	.	.	.
	<i>Erica scoparia</i> L.	10	715	700	150	2000
	<i>Erica</i> spp.	109	497	934	20	8000
	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	10	387	342	20	1200
<i>Grossulariaceae</i>	<i>Ribes</i> spp.	2	1800	1697	600	3000
<i>Guttiferae</i>	<i>Hypericum</i> spp.	1	400	.	.	.
<i>Labiatae</i>	<i>Lavandula latifolia</i>	1	400	.	.	.
	<i>Lavandula</i> spp.	9	207	132	60	500
	<i>Lavandula stoechas</i> L.	5	308	365	40	800
	<i>Thymus</i> spp.	21	175	251	10	1200
<i>Leguminosae</i>	<i>Pterispartum tridentatum</i> (L.) Willk.	107	309	351	10	2000
	<i>Coronilla</i> spp.	1	30	.	.	.
	<i>Cytisus</i> spp.	29	919	1099	40	4000
	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	4	210	234	10	500
	<i>Genista scorpius</i> (L.) DC.	3	1243	1378	180	2800
	<i>Genista</i> spp.	10	503	716	30	2400
	<i>Ononis</i> spp.	4	2425	1686	1000	4800
	<i>Ononis tridentata</i> L.	1	150	.	.	.
	<i>Otras papilionoideas altas</i>	1	7000	.	.	.
	<i>Otras papilionoideas bajas</i>	5	338	265	100	650
	<i>Ulex parviflorus</i> Rourret	2	130	99	60	200
	<i>Ulex</i> spp.	4	448	345	90	900
	<i>Liliaceae</i>	<i>Asparagus</i> spp.	2	475	460	150
<i>Olaceae</i>	<i>Ligustrum vulgare</i> L.	1	500	.	.	.
<i>Oleaceae</i>	<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	1	240	.	.	.
<i>Polygonaceae</i>	<i>Rumex lunaria</i>	1	300	.	.	.
<i>Rosaceae</i>	<i>Rosa</i> spp.	54	954	1412	20	8000
	<i>Rubus</i> spp.	13	1077	1896	30	7200
	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott in Isis	14	2191	2353	60	8000
	<i>Spiraea</i> spp.	4	425	260	150	750
<i>Thymelaeaceae</i>	<i>Daphne gnidium</i> L.	8	76	36	20	120

Nota: n es el número de individuos y Desv. típica es la desviación típica.

**Tabla 3.10** | Valores de abundancia, riqueza, diversidad (Índice de Shannon), diversidad máxima y uniformidad obtenidos en los distintos transectos realizados en los pinares de repoblación y rebollares naturales de “Páramos y Valles”.

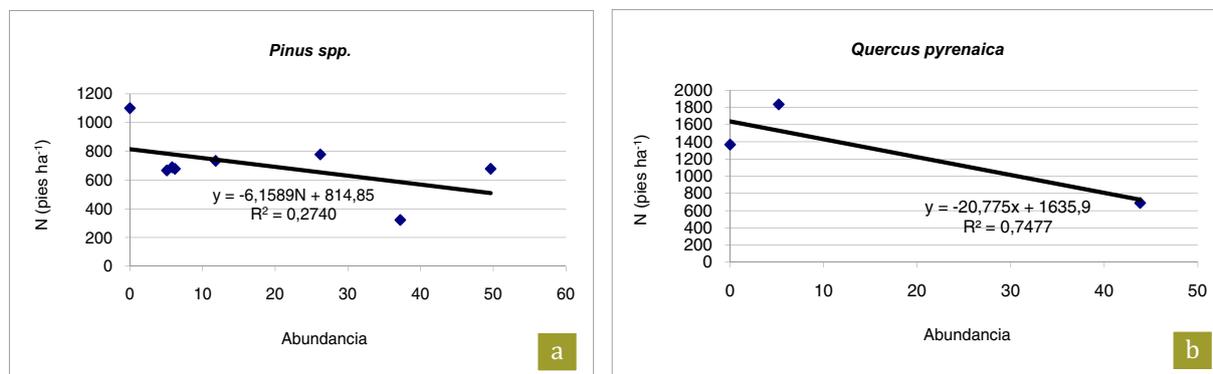
Tipo de masa	Transecto	Abundancia	Riqueza	Í. Shannon	Div. máxima	Uniformidad
<i>Pinus nigra</i>	N1	0	0	0	0	0
	N2	43,84	7	1,86	2,81	0,66
	N3	5,20	3	0,85	1,59	0,53
<i>Pinus pinaster</i>	P1	5,80	2	0,74	1	0,74
	P2	5,08	3	1,15	1,59	0,73
	P3	0,20	1	0	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	S1	6,20	1	0	0	0
	S2	0	0	0	0	0
	S3	11,80	3	1,33	1,59	0,84
<i>Quercus pyrenaica</i>	Q1	37,20	7	2,20	2,81	0,78
	Q2	26,20	2	0,56	1	0,56
	Q3	49,64	8	2,40	3	0,80
<b>Factor</b>						
Tipo de masa		*	ns	ns	ns	ns
Ecosistema		***	*	*	*	ns

Nota: Niveles de significación: \*\*\*: (p<0,01); \*\*: (p<0,05); \*: (p<0,1) ; ns: no significativo.

pinares y rebollares presentes en “Páramos y Valles” y, por otro, determinar la concentración de carbono en las principales especies muestreadas en los mismos.

De los 12 transectos inventariados, en dos la presencia del matorral fue nula (tabla 3.10). Estos transectos estaban situados en parcelas de elevada densidad del arbolado. La riqueza de los 10 transectos restantes estuvo formada por un total de 18 especies distintas, con mayor representación del género *Erica*, *Calluna vulgaris* y *Thymus* spp. Por otra parte, el índice de Shannon osciló entre el valor de 0,56 y 2,40, obtenidos ambos en masas de *Quercus pyrenaica*. Los resultados de la ANOVA (tabla 3.10) mostraron solamente diferencias significativas (p-valor=0,0575) en función del tipo de masa en el parámetro abundancia de especies. El valor del rebollar fue significativamente diferente al encontrado en los pinares de negral y silvestre. Si consideramos el factor ecosistema, al agrupar los tipos de masa de pinar en un único grupo (pinar de repoblación) se obtienen parámetros significativamente inferiores en este ecosistema frente al rebollar.

De interés resultan los valores dispares encontrados en las masas de *Pinus nigra*. En uno de los transectos de esta especie no se hallaron especies arbustivas o de matorral (transecto N1). De los otros dos, uno presentó un valor pequeño de diversidad (transecto N3), y el último (transecto N2), obtuvo un elevado valor (Abundancia=43,84). Este último transecto, estaba ubicado en una masa con una densidad mucho menor que cualquiera de las otras masas de pinares muestreadas, lo que ha permitido que se establezca el brezal a lo largo y ancho de su superficie. De ahí el elevado valor



■ **Figura 3.13**

Relación entre la diversidad y la densidad de arbolado en los distintos tipos ecosistemas (a: *Pinus spp.* y b: *Quercus pyrenaica*).

que presenta, motivo por el cual la abundancia de los pinares de laricio no es significativamente diferente a la del rebollar. Considerando que la causa de este último valor pudiera ser la menor densidad de arbolado obtuvimos una relación lineal entre la abundancia y la densidad del arbolado que cubre el estrato arbustivo y de matorral (figura 3.13), comprobando que en ambos tipos de ecosistemas la abundancia de especies disminuía conforme aumentaba la densidad del arbolado.

Los valores de uniformidad informan de cómo las especies se distribuyen en el estrato. Cuanto mayor es el índice las especies se encuentran uniformemente repartidas, como la parcela Q3 (tabla 3.10). Los valores más bajos representan comunidades de matorral dominadas por pocas especies, como la parcela N3 y la Q2.

Los datos medios de 18 especies de matorral recolectados sirvieron para ajustar una ecuación [Eq. 3.26] que relacionó la biomasa seca de las especies con el índice volumétrico [Eq. 3.27]:

$$B = 80,4975 + 0,1018 \cdot IV \quad [\text{Eq. 3.26}] \quad R^2 = 0,52$$

donde:  $IV = \text{cobertura}(\%) \cdot h(\text{cm})$  [Eq. 3.27]

donde: B es la biomasa seca (en g); IV es el índice volumétrico y h es la altura del matorral (cm).

La tabla 3.11 muestra la concentración de carbono obtenida para las distintas especies. Este factor, multiplicado por la biomasa seca de cada una de las especies, nos proporcionó el total de carbono acumulado por transecto, tipo de masa, especie y familias de especies. El valor del carbono total acumulado ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ) fue de 0,79, 0,43, 0,55 y 0,85 en los pinares de laricio, negral, silvestre y en los rebollares, respectivamente.

A pesar de la pequeña representación de leguminosas y de rosáceas presentes en los transectos, su presencia resulta interesante al ser de las especies que más carbono acumulan en su porte (tabla 3.11). Por otra parte, las labiadas y las ericáceas, también constituyen un pilar fundamental en la acumulación de carbono en el sotobosque arbustivo y de matorral de esta comarca.

**Tabla 3.11** | Concentración de C (g kg<sup>-1</sup>) en las distintas especies arbustivas y de matorral.

Familia	Especie	C (g kg <sup>-1</sup> )	Familia	Especie	C (g kg <sup>-1</sup> )
Cistaceae	<i>Cytisus scoparius</i>	515,6	Ericaceae	<i>Erica</i> spp.	567,2
	<i>Halimium alyssoides</i>	565,0		<i>Artostaphyllus uva-ursi</i>	557,0
Lamiaceae	<i>Lavandula stoechas</i>	550,5		<i>Calluna vulgaris</i>	554,7
	<i>Thymus</i> spp.	555,7	Leguminosae	<i>Genista</i> spp.	576,5
Aquifoliaceae	<i>Ilex aquifolium</i>	544,8		<i>Pterospartum tridentatum</i>	566,2
			Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i>	561,6

### 3.2.3 Caracterización y modelización de la madera muerta leñosa

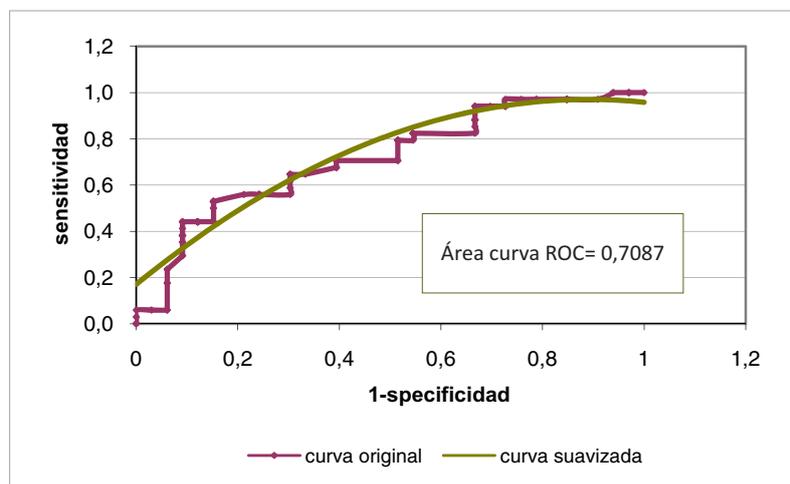
#### 3.2.3.1 Modelización de la madera muerta

##### a) Plantaciones de pino

En las plantaciones de pino la probabilidad de presencia de madera muerta aumentó cuando disminuía el índice de sitio determinado por las variables altitud y textura del suelo, cuando disminuía el valor de la temperatura mínima y cuando se llevaron a cabo aprovechamientos forestales [Eq. 3.28]. El criterio de Akaike fue igual a 79,709 y el test de Hosmer y Lemeshow (1989) mostró que el modelo no presentaba falta de ajuste (Pr>0,5817). La precisión del modelo, delimitada por el área bajo la curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), fue igual a 0,7087 (figura 3.14).

$$P = \left( 1 + e^{-(-43,9984 + 2,5969 \text{Alt} + 0,4001 \text{Temp min} + 4,6954 \text{Text arcillosa} + 2,4785 \text{Text arenosa} + 2,5391 \text{Cortas})} \right)^{-1} \quad [\text{Eq. 3.28}]$$

donde: P es la probabilidad de presencia de madera muerta en los pinares; Alt es la altitud (m); Tempmin es la temperatura mínima (°C); Text arcillosa y Text arenosa son las texturas del suelo y Cortas son aprovechamientos forestales llevados a cabo.



**Figura 3.14**  
Curva ROC del modelo logístico de los pinares de “Páramos y Valles”.

El punto de corte del modelo logístico ( $p=0,60$ ) definido por el máximo valor de la aciertos permitió clasificar el 68,2% de las parcelas correctamente (sensibilidad=51,5% y especificidad=84,4%). Asimismo estableció el número de parcelas en las cuales el modelo logístico estimaba que había presencia de madera muerta ( $n=22$ ). Este número de parcelas sirvió para ajustar los modelos lineales que cuantificaron el área basimétrica de los árboles muertos en pie y el volumen de los caídos en el suelo. Los modelos lineales determinaron que el área basimétrica de los árboles muertos en pie o *snags* aumentaba cuando disminuía la precipitación en el mes de junio [Eq. 3.29]. Por otra parte, el volumen de los árboles o troncos caídos en el suelo o *logs* aumentaba cuando también lo hacía el área basimétrica del rodal y cuando disminuía la altura dominante. Así, parcelas con menor desarrollo ( $H_{dom}$ ) y con mayor competencia entre árboles (mayor  $G$ ) poseían mayor volumen de árboles caídos en el suelo [Eq. 3.30].

$$G_{\text{árboles muertos en pie}} = 2,1846 - 0,0038 \text{ Prec de junio} \quad R^2=17,47\% \text{ [Eq. 3.29]}$$

donde:  $G$  árboles muertos en pie es el Área basimétrica de los árboles muertos en pie ( $m^2 \text{ ha}^{-1}$ ) y Precdejunio es la precipitación del mes de junio (mm).

$$V_{\text{árboles caídos en el suelo}} = 0,8821 + 0,2046G - 0,4028H_{dom} \quad R^2=46,05\% \text{ [Eq. 3.30]}$$

donde:  $V$  árboles caídos en el suelo es el Volumen de los árboles caídos en el suelo ( $m^3 \text{ ha}^{-1}$ );  $G$  es el área basimétrica del rodal en ( $m^2 \text{ ha}^{-1}$ ) y  $H_{dom}$  la altura dominante del rodal (m).

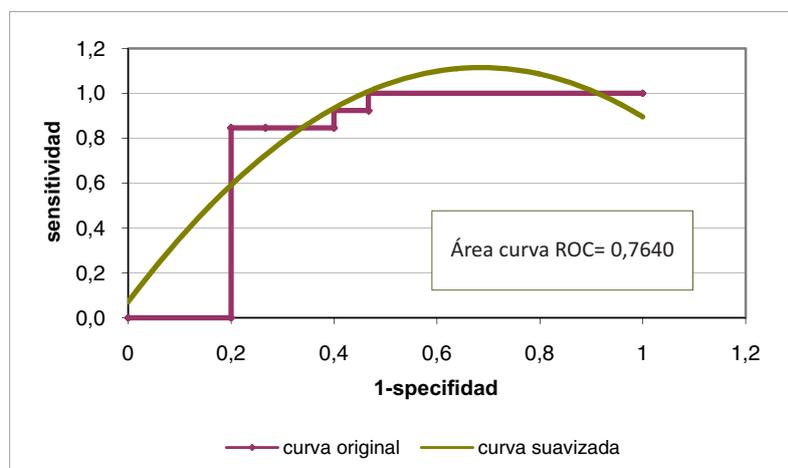
#### b) Rebollares naturales

En los robledales de *Quercus pyrenaica*, la probabilidad de presencia de madera muerta aumentaba cuando disminuía el área basimétrica del rodal [Eq. 3.31]. Cuanto más aclarada estaba la masa, más madera muerta en pie había, por el propio golpe de luz, por alguna perturbación como incendios anteriores, por sobrepastoreo, etc. El criterio de información de Akaike fue igual a 28,390 y el test de Hosmer y Lemeshow (1989) mostró que el modelo logístico no presentaba falta de ajuste ( $Pr > 0,8058$ ). La precisión del modelo, delimitada por el área bajo la curva ROC, fue igual a 0,7640 (figura 3.15).

$$P = \left(1 + e^{-(-3,5843 + 0,0479G)}\right)^{-1} \quad \text{[Eq. 3.31]}$$

donde:  $P$  es la probabilidad de presencia de madera muerta en los rebollares;  $G$  es el Área basimétrica del rodal ( $m^2 \text{ ha}^{-1}$ ).

Al igual que en las plantaciones de pino, el punto de corte ( $p=0,60$ ) definido por el máximo valor de aciertos permitió clasificar el 82,1% de las parcelas correctamente (sensibilidad=84,6% y especificidad=80,0 %) y estableció el número de parcelas en las cuales el modelo logístico estimaba que había presencia de madera muerta ( $n=14$ ). Este número de parcelas sirvió para ajustar el modelo lineal que cuantificaba el área basimétrica de los árboles muertos en pie, que aumentaba cuando disminuía la precipitación del mes de julio [Eq. 3.32].



■ **Figura 3.15**  
Curva ROC del modelo logístico de los rebollares de "Páramos y Valles".

$$G_{\text{árboles muertos en pie}} = 1,9808 - 0,0062 \text{Pr ec de julio} \quad R^2 = 25,36\%. \quad [\text{Eq. 3.32}]$$

donde:  $G$  árboles muertos en pie es el Área basimétrica de los árboles muertos en pie ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) y Precdejulio es la precipitación del mes de julio (mm).

No se pudo ajustar el modelo lineal para los árboles caídos en el suelo porque el tamaño muestral era excesivamente pequeño (parcelas con presencia de árboles caídos en el suelo=2).

Los estadísticos de evaluación conjunta del modelo bietápico ( $R^2$  árboles muertos en pie *Pinus*=39,89%,  $R^2$  árboles caídos en el suelo *Pinus*=62,75%,  $R^2$  árboles muertos en pie *Quercus*=44,27%) demostraron que el modelo era apropiado y lógico en su significado (figura 3.16)

### c) Cuantificación de carbono en la madera muerta fina

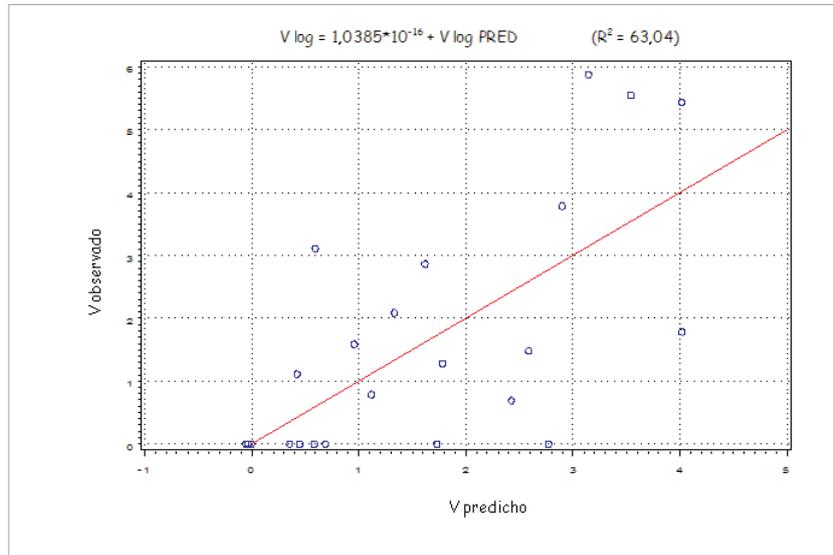
La cuantificación de carbono en la madera muerta fina para los ecosistemas de "Páramos y Valles" se determinó por la siguiente expresión:

$$C_{\text{madera muerta fina}} (\%) = 54,5741 + 0,6594 \text{diammedio} + 0,0346G - 0,0003Sp * n \quad (R^2=53,33\%) \quad [\text{Eq. 3.33}]$$

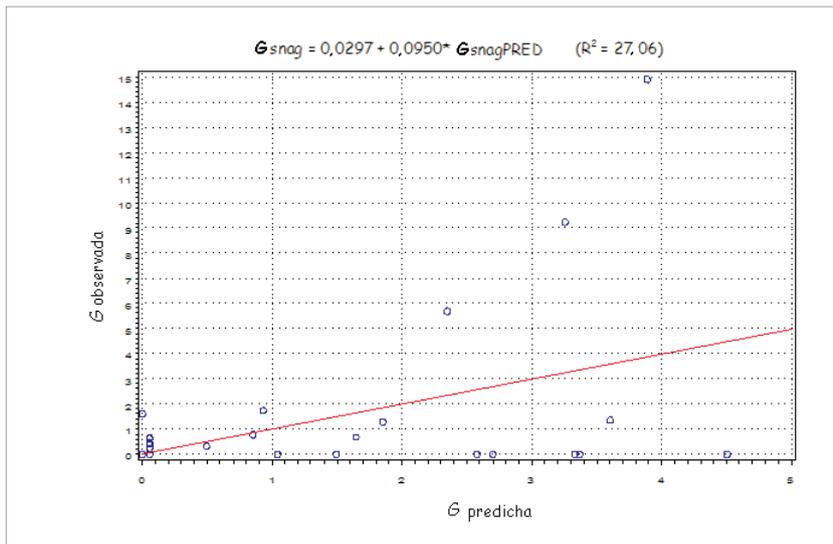
donde: diammedio es el diámetro medio de los troncos caídos en el suelo (cm);  $G$  es el área basimétrica del rodal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) y  $Sp*n$  es una variable interacción entre la especie dominante del rodal ( $Sp=1$  si la especie es del género *Pinus* y 0 si es rebollo) y el número de pies no inventariables del rodal ( $\text{pies ha}^{-1}$ ).

El modelo determinó que la cantidad de carbono en la madera muerta fina dependía del diámetro medio de la pieza, del área basimétrica del rodal y de una variable interacción entre la especie que define el tipo de ecosistema de la comarca y el número de pies no inventariables del rodal (árboles con diámetro normal menor a 7,5 cm). La variable interacción  $Sp*n$  describe que cuando la especie dominante del rodal es del género *Pinus* y la masa es joven (con pies no inventariables y sin tratamientos selvícolas), la cantidad de C contenido en la madera muerta fina es menor.

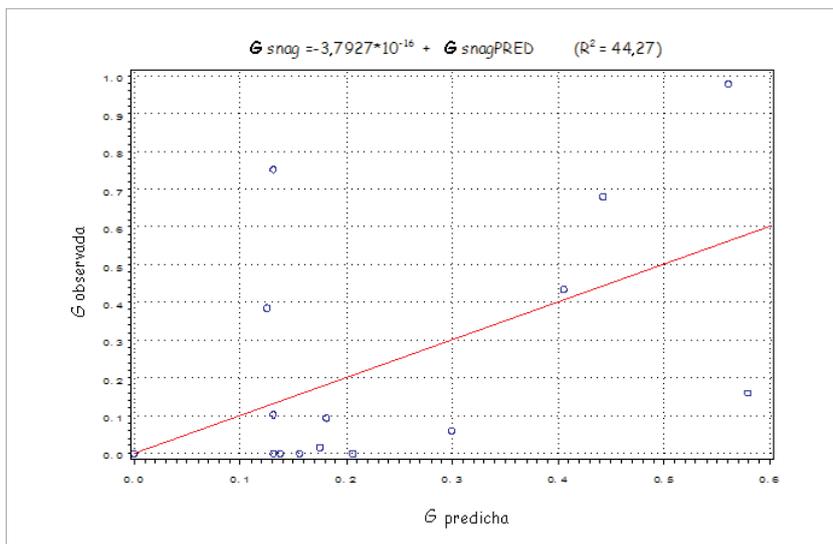
*Pinus spp.*



*Pinus spp.*



*Quercus pyrenaica*



■ **Figura 3.16**

Observados frente a predichos del modelo bietápico.  
 Nota: G snag es el Área basimétrica observada de los árboles muertos en pie; G snag PRED es el Área basimétrica predicha de los árboles muertos en pie; Vlog es el volumen observado de los árboles caídos en el suelo; VlogPRED es el volumen predicho de los árboles caídos en el suelo; R<sup>2</sup> es el coeficiente de determinación de la ecuación.

3.2.3.2 Cuantificación de la madera muerta en distintos ecosistemas de España, Rusia y Oregon.

La comparación entre los distintos ecosistemas estudiados mostró que existen grandes diferencias entre las regiones estudiadas. Mientras que en “Páramos y Valles” el volumen de madera muerta fue de 3,76 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (1,55 Mg ha<sup>-1</sup>) en la especie *Pinus contorta* de Oregon fue de 77,04 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (28,84 Mg ha<sup>-1</sup>). Los otros ecosistemas estudiados mostraron 24,86 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (6,69 Mg ha<sup>-1</sup>) en el Noroeste de Rusia y 55,35 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (20,38 Mg ha<sup>-1</sup>) en los rodales de *Pinus ponderosa* en Oregon.

El modelo mixto determinó diferencias significativas en función del tipo de pinar, de la edad del rodal y de la interacción entre ambos factores en la mayoría de las variables consideradas (volumen y masa total de árboles caídos en el suelo, volumen y masa de árboles muertos en pie, volumen y masa de tocones, volumen y masa de madera muerta total, volumen de biomasa viva y ratio entre el volumen madera muerta y el volumen madera viva). Estos resultados se muestran en la tabla 2 del Anexo V.2.

Si analizamos la distribución de la madera muerta en los diferentes estados de descomposición vemos que en “Páramos y Valles” la mayor parte de la masa se encuentra en la clase de descomposición 1, mientras que en Rusia y en los rodales de *Pinus contorta* en Oregon se encuentra entre los niveles 2 y 3. Por otra parte, en *Pinus ponderosa* la masa de madera muerta se presenta homogéneamente distribuida en las diferentes clases de descomposición (figura 3.17).

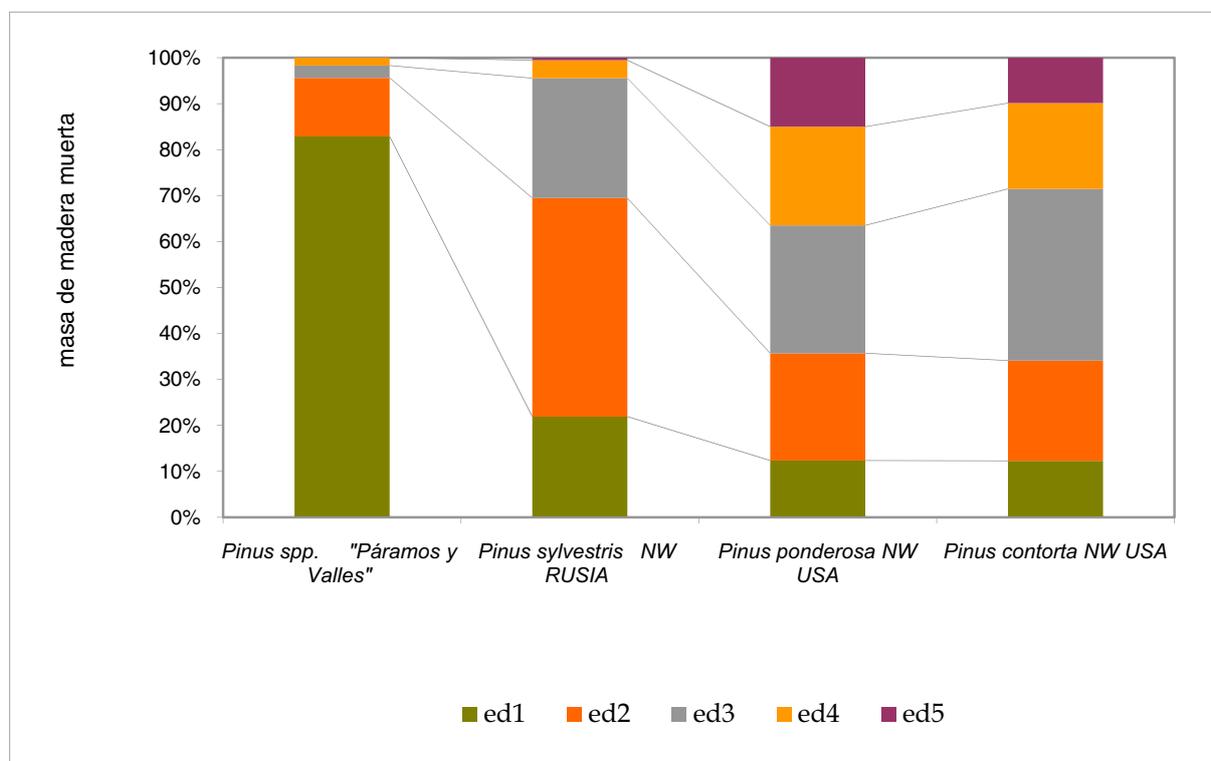


Figura 3.17

Distribución de la madera muerta en los distintos estadios de descomposición. Nota: ed es el estado de descomposición.

Mientras que en “Páramos y Valles”, la relación entre la madera muerta y la viva tenía un valor aproximado de 1% en los dos estados de desarrollo considerados, en Rusia, el valor de la relación aumentaba conforme se incrementaba la edad del rodal. Sin embargo, en los ecosistemas estudiados en Oregón, la relación disminuía conforme aumentaba la edad del rodal. Es decir, los rodales jóvenes tenían un volumen superior de madera muerta. Las causas de estos resultados fueron las perturbaciones ocurridas en las parcelas de esta región y la no extracción de dicho volumen de madera muerta del rodal (lo que en inglés se denomina *legacy*: término que refleja el efecto persistente de un suceso pasado). Por eso, al realizar una comparativa entre las parcelas que no habían sufrido ningún tipo de perturbación y las parcelas que sí presentaban esta característica, obtuvimos información acerca de los volúmenes generados por cada perturbación y de la respuesta de gestión que se ejercía en cada una de las regiones, lo que determina el contenido de carbono almacenado en este componente. Así, en los rodales de *Pinus ponderosa*, destacó la gran cantidad de madera muerta encontrada en los rodales con daños por plagas y enfermedades, debido a una sequía que debilitó los árboles a principios de los noventa a la que siguió una plaga de escolítidos. En rodales jóvenes, el volumen de árboles caídos en el suelo fue de  $97,05 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , dando lugar a una relación volumen de madera muerta-volumen vivo del 125,7%. Por otra parte, en los rodales de *Pinus contorta* destacó el volumen de madera muerta generado tras incendio, sobre todo en edades inferiores a 80 años. El volumen de árboles caídos en el suelo en rodales de mediana edad fue de  $120,61 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  y en rodales jóvenes de  $92,46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , dando lugar a una relación volumen de madera muerta-volumen vivo, en este último caso, mayor de 400%. Por último, destacó la importancia de los árboles muertos en pie y cómo se distribuyeron en función de la edad en los distintos ecosistemas considerados. Así, en los rodales de *Pinus ponderosa* encontramos un número mayor de este componente en los rodales maduros, mientras que en los de *Pinus contorta*, el valor más grande se situó en los rodales de media edad.

### 3.2.4 Caracterización del suelo y de la hojarasca

#### 3.2.4.1 Resultados del estudio comarcal

En este apartado se comentan los principales resultados de las propiedades del suelo y hojarasca evaluadas en dos profundidades (0-30 cm y 30-60 cm) en pinares y rebollares de la comarca “Páramos y Valles”.

##### a) Resultados del suelo

En la tabla 3.12 se muestran los parámetros físicos de los 48 puntos muestreados en cada uno de los dos ecosistemas considerados para las profundidades analizadas. Así, de 0 a 30 cm de profundidad, los parámetros a nivel comarcal muestran que la textura predominante es francoarenosa, mientras que en la segunda profundidad, aunque dicha textura sigue siendo abundante, también es muy frecuente la textura franco arcillosa arenosa.

La tabla ANOVA utilizada para determinar la existencia de diferencias significativas en las propiedades de cada una de las profundidades analizadas entre los dos tipos de ecosistemas mostró diferencias significativas en el contenido de arena y de arcilla en la profundidad 30-60 (tabla

**Tabla 3.12** | Propiedades físicas del inventario comarcal y diferencias significativas entre ecosistemas según test de Tukey.

	Profundidad (cm)	n	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
			Arena	Limo	Arcilla	
Comarca	0-30	48	73,3	16,3	10,4	1,10
Comarca	30-60	42	70,3	15,7	13,6	1,25
<i>Pinus spp.</i>	0-30	31	74,7 a	16,2 a	9,1 a	1,10 a
<i>Quercus pyrenaica</i>	0-30	17	70,7 a	16,4 a	12,8 a	1,08 a
	Factor: ecosistema		ns	ns	ns	ns
<i>Pinus spp.</i>	30-60	29	73,3 a	15,6 a	11,1 a	1,25 a
<i>Quercus pyrenaica</i>	30-60	13	63,8 b	15,7 a	18,8 b	1,22 a
	Factor: ecosistema		**	ns	**	ns

Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% de confianza entre profundidades al aplicar el test de Tukey.

Niveles de significación: \*\*\*: (p<0,001); \*\*: (p<0,01); \*: (p<0,05) ; ns: no significativo.

3.12). Mientras el contenido de arena fue menor en el rebollar que en el pinar, el contenido de arcilla fue mayor.

Por otra parte, los resultados de las propiedades químicas se muestran en la tabla 3.13. El pH de los puntos muestreados tuvo un valor medio de 5,6 en la comarca. La suma de bases presenta valores más altos en la primera profundidad (0-30), al igual que el PSB debido a la mayor cantidad de materia orgánica que hay en la primera profundidad. Los mayores contenidos de arcilla en la profundidad 30-60 cm de las muestras bajo rebollar explican que también presenten los valores más altos de la CIC. El catión que más influye en la saturación de bases es el Ca<sup>+2</sup>.

Si comparamos los dos tipos de ecosistemas, vemos cómo en la primera profundidad, el rebollar muestra parámetros significativamente superiores en K, Mg, SB y N y significativamente menores en la relación C/N, indicando que posee una calidad de materia orgánica mayor. Por debajo de los 30 cm, el rebollar muestra valores significativamente mayores en CIC, K, Ca, Mg, SB y PSB que el pinar de repoblación.

Con respecto a la concentración de C orgánico, los valores oscilaron entre 5,9 y 47,8 g kg<sup>-1</sup>, mientras que en el rebollar fluctuaron entre 5,9 g kg<sup>-1</sup> y 45,2 g kg<sup>-1</sup>. La cantidad de C acumulado en el suelo de la comarca en la profundidad 0-30 cm fue de 32,9 Mg C ha<sup>-1</sup> y de 25,9 Mg C ha<sup>-1</sup> en la profundidad 30-60. Si lo analizamos en cada ecosistema la cantidad de C acumulado en el suelo fue 53,0 Mg C ha<sup>-1</sup> en el caso de los pinares (30,0 Mg C ha<sup>-1</sup> para la profundidad 0-30 y 22,9 Mg C ha<sup>-1</sup> para la profundidad 30-60) y 60,3 Mg C ha<sup>-1</sup> en los rebollares naturales (38,1 Mg C ha<sup>-1</sup> en la profundidad 0-30 y 22,2 Mg C ha<sup>-1</sup> en la profundidad 30-60). La tabla ANOVA no presentó diferencias significativas según el ecosistema considerado. Después del estudio de correlaciones entre la variable C y variables dasométricas y climáticas de la zona, obtuvimos como resultado la siguiente

**Tabla 3.13** | Propiedades físico-químicas del inventario comarcal y diferencias significativas entre ecosistemas según test de Tukey.

	Prof (cm)	n	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Cationes intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N
					K	Ca	Mg	Na					
Comarca	0-30	48	5,6	12,69	0,44	3,12	0,59	0,04	4,66	36,1	21,0	1,0	21,0
	30-60	42	5,6	11,74	0,31	3,19	0,46	0,04	3,60	30,7	13,7	0,6	22,5
<i>Pinus</i> spp.	0-30	31	5,4 a	12,00 a	0,35 a	2,62 a	0,52 a	0,04 a	3,52 a	31,1 a	21,0 a	0,9 a	23,6 a
<i>Quercus pyrenaica</i>	0-30	17	5,8 a	13,92 a	0,61 b	4,02 a	0,73 b	0,04 a	6,68 b	45,9 a	21,1 a	1,2 b	17,7 b
Factor: ecosistema			ns	ns	**	ns	**	ns	*	ns	ns	*	*
<i>Pinus</i> spp.	30-60	29	5,4 a	10,63 a	0,25 a	1,89 a	0,33 a	0,04 a	2,50 a	23,6 a	14,0 a	0,6 a	25,0 a
<i>Quercus pyrenaica</i>	30-60	13	5,9 a	14,14 b	0,43 b	5,99 b	0,75 b	0,04 a	6,15 b	46,1 b	13,1 a	0,7 a	18,3 a
Factor: ecosistema			ns	**	***	*	***	ns	**	*	ns	ns	ns

Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% de confianza entre profundidades al aplicar el test de Tukey.

n: es el número de muestras; SB es la Suma de bases; PSB es el porcentaje de saturación de bases; CIC es la Capacidad de intercambio catiónico. Niveles de significación: \*\*\*: (p<0,01); \*\*: (p<0,05); \*: (p<0,1); ns: no significativo.

ecuación, con un coeficiente de determinación pequeño ( $R^2=41,55$ ), pero que pone de relieve la dependencia del C en el suelo de la comarca con factores climáticos y dasométricos [Eq. 3.34]:

$$C_{0-60\text{cm}} = -36,1660 + 0,1339 \cdot \text{Prec} + 2,7483 \cdot G\_Qp \quad [\text{Eq. 3.34}]$$

donde:  $C_{0-60\text{cm}}$  es el contenido de C (Mg C ha<sup>-1</sup>) en los primeros 60 cm del suelo; Prec es la precipitación anual (mm) y  $G\_Qp$  es el área basimétrica de la especie *Quercus pyrenaica* (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) en el rodal.

### b) Resultados de la hojarasca

La concentración media de C en la hojarasca a nivel comarcal es de 492,9 g kg<sup>-1</sup> (tabla 3.14). Al haber diferencias significativas (p-valor=0,0005) en la concentración de C en la hojarasca en ambos ecosistemas, se determinaron los valores medios en cada uno de ellos.

La cantidad media de hojarasca determinada en 45 puntos de muestreo fue de 16,5 Mg de hojarasca ha<sup>-1</sup> (26,9 Mg ha<sup>-1</sup> en los pinares y 11,8 Mg ha<sup>-1</sup> en los rebollares) y el contenido medio de C en este componente a nivel comarcal de 8,1 Mg C ha<sup>-1</sup> (13,7 Mg C ha<sup>-1</sup> en los pinares y 5,4 Mg C ha en los rebollares). La hojarasca se encuentra tapizando el suelo forestal (mantillo) con un espesor medio en los pinares de 4,0 cm y de menor cuantía (1,1 cm) y más disperso en los rebollares. Mientras la relación  $C_{\text{hojarasca}}/C_{\text{suelo}}$  es de 26% en los pinares, en los rebollares es de 9%, porcentajes que revelan la mayor cantidad de hojarasca acumulada en los pinares frente al rebollar.

**Tabla 3.14** | Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) en la hojarasca a nivel comarcal por tipo de ecosistema.

	Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) comarca	Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) <i>Pinus spp.</i>	Concentración de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) <i>Quercus pyrenaica</i>
n	45	30	15
Media	492,9	510,1a	458,7b
Desviación típica	49,1	31,2	60,5
Mínimo	356,3	432,2	356,3
Máximo	551,7	551,7	540,2

Nota: n: número de muestras. Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% de confianza entre profundidades al aplicar el test de Tukey.

### 3.2.4.2 Resultados del estudio local

Los resultados del estudio local están divididos en dos secciones. Por una parte, los resultados del ciclo de carbono y su relación con distintos parámetros del suelo (sección 1) y por otra, el análisis del estatus nutritivo (sección 2).

En la sección 1 se comentan los principales resultados de los componentes del suelo evaluados en los distintos horizontes de la calicata realizada hasta roca madre, y se complementan con los parámetros de estabilización de la materia orgánica ( $C$ ,  $C_{\text{fox}}$ ,  $C_{\text{lábil}}$ ,  $C_{\text{mic}}$ ,  $C_{\text{min}}$  del suelo) determinados en los 10 primeros cm del suelo. Asimismo, se muestran los resultados de C acumulado en los distintos tipos de hojarasca (inalterada, fragmentada y humificada). Finalmente se exponen los resultados del balance entre las entradas por desfronde y la descomposición de la materia orgánica de C durante un año natural.

En la sección 2 se muestran los datos medios de los principales nutrientes en los distintos niveles (copa, hojarasca y suelo) de los dos ecosistemas considerados, así como el estudio del flujo nutritivo de los nutrientes entre la copa, hojarasca y el suelo en los pinares de repoblación de esta comarca.

## Sección 1. Ciclo del carbono

### S1.1 Resultados del suelo

#### a) Descripción del perfil edáfico

La clasificación de los distintos perfiles viene reflejada en el anexo VI.1, donde se describe el perfil edáfico obtenido en cada una de las calicatas abiertas para tal fin y se muestran las características medias para los diversos tipos de masa. Según los resultados de la clasificación, la mayoría de los perfiles analizados son Ultisoles (*Typic Haploxerult*, *Typic Haplodult*), aunque también contamos con Inceptisoles (*Typic dystroxerept*, *Typic Dystrudept*), Alfisoles (*Calcic Haploxeralf*, *Ultic Haploxeralf*) y, en menor medida, Entisoles (*Dystic Xerorthent*). Los Ultisoles y Alfisoles se caracterizan por tener un horizonte  $B_t$  que indica translocación de arcillas. La diferencia entre uno y otro viene

**Tabla 3.15** | Propiedades físicas de los distintos horizontes del perfil.

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
<b>Horizonte A n=12</b>				
Media	72,6	15,2	12,2	1,22
Desviación típica	7,5	4,9	4,4	0,25
Mínimo	57,6	5,6	7,3	1,00
Máximo	86,7	22,4	20,0	1,96
<b>Horizonte AB n=10</b>				
Media	68,7	17,0	14,3	1,22
Desviación típica	6,9	5,9	3,7	0,19
Mínimo	57,6	6,0	9,3	1,04
Máximo	80,7	23,4	20,0	1,65
<b>Horizonte B n=11</b>				
Media	63,2	14,0	22,8	1,32
Desviación típica	7,9	5,1	9,0	0,26
Mínimo	53,6	5,6	10,4	1,09
Máximo	74,7	22,4	37,3	1,75

Nota: n: número de muestras; da (g cm<sup>-3</sup>) es densidad aparente.

marcada por el porcentaje de saturación de bases (PSB), siendo >35% en los Alfisoles y menor en los Ultisoles. Por otra parte, los Inceptisoles se caracterizan por ser suelos menos desarrollados y presentar un horizonte B<sub>w</sub> donde no hay translocación de arcillas. Finalmente, los Entisoles son suelos muy poco desarrollados y en esta comarca lo encontramos en la parcela P2, donde el porcentaje de arena es muy elevado.

#### b) Parámetros edáficos del perfil

Las características medias de los distintos horizontes (A, AB y B) de las 12 calicatas realizadas se muestran en la tabla 3.15 (propiedades físicas) y tabla 3.16 (propiedades físico-químicas). Una gran proporción de los horizontes A y AB muestreados presentó texturas franco arenosas y franco arcillosas arenosas, mientras que en los horizontes B la textura predominante fue la franco arcillosa arenosa. No obstante, en estos últimos también encontramos texturas arcilloso-arenosas y arcillosas gruesas.

En la tabla 3.16 se observa, como era de esperar, que los horizontes más profundos presentan menores concentraciones de C y N debido a la disminución del contenido en materia orgánica.

La relación C/N, que determina la calidad de la materia orgánica y la actividad biológica del humus, también mantuvo una tendencia descendente conforme se avanza en el perfil. Esto indicaría

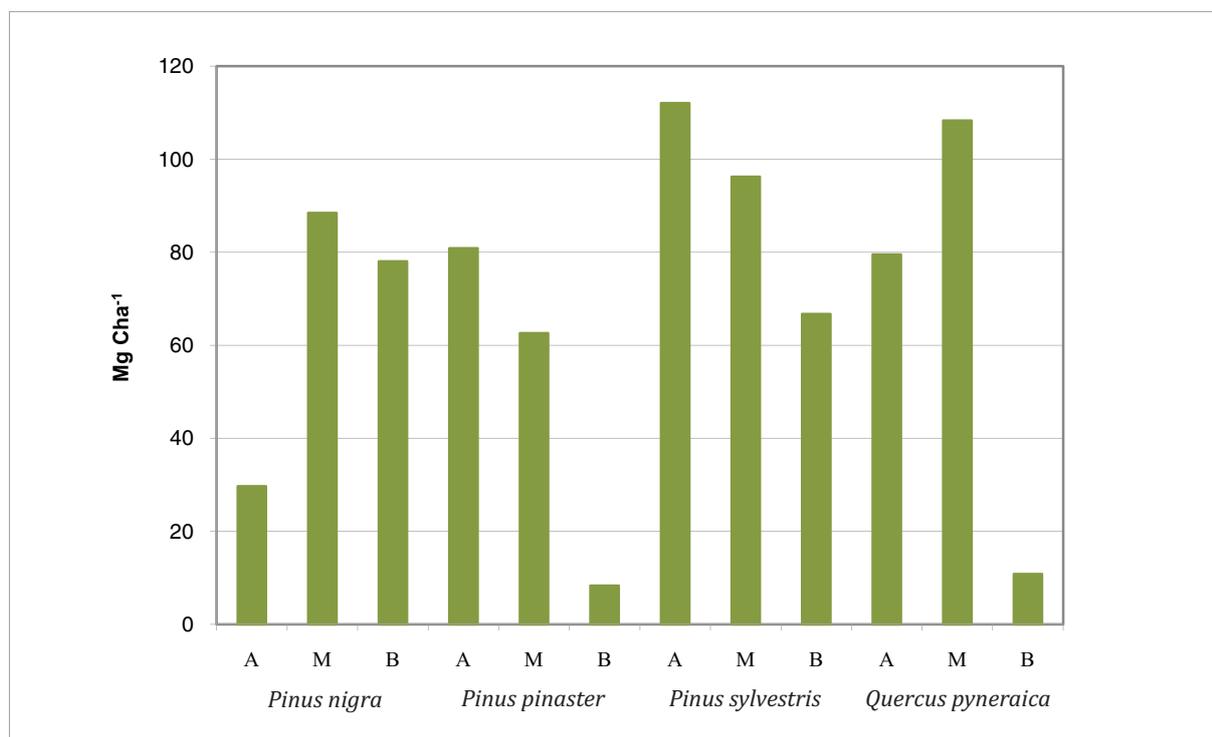
**Tabla 3.16** | Propiedades físico-químicas de los distintos horizontes del perfil.

	pH	Cationes intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )						PSB (%)	C (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N
		CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	K	Ca	Mg	Na	SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				
<b>Horizonte A n=12</b>											
Media	5,4	18,03	0,58	4,31	0,94	0,04	5,88	32,6	41,4	1,5	28,3
Desviación típica	0,8	4,08	0,30	3,30	0,79	0,02	3,85	24,7	1,8	0,7	9,5
Mínimo	4,3	11,72	0,12	1,00	0,14	0,01	1,28	10,9	16,4	0,8	16,0
Máximo	6,7	24,06	1,06	11,07	3,09	0,09	12,10	50,3	66,3	2,5	46,6
<b>Horizonte AB n=17</b>											
Media	5,2	13,25	0,27	2,94	0,33	0,04	3,58	27,0	13,7	0,5	27,4
Desviación típica	0,9	8,59	0,17	4,97	0,22	0,02	5,01	33,5	5,2	0,8	9,5
Mínimo	4,1	2,61	0,07	0,32	0,05	0,01	0,45	17,2	5,5	0,2	17,6
Máximo	7,2	17,81	0,63	16,83	0,73	0,07	17,46	98,0	20,8	1,1	43,6
<b>Horizonte B n=8</b>											
Media	5,5	14,15	0,23	3,88	0,38	0,06	4,54	32,1	7,5	0,2	21,0
Desviación típica	0,9	2,51	0,11	6,36	0,30	0,04	5,44	5,3	5,7	0,2	23,7
Mínimo	4,7	9,69	0,07	0,25	0,08	0,01	0,65	6,7	2,3	0,0	0,0
Máximo	8,0	17,97	0,63	21,91	0,97	0,15	22,54	125,4	21,1	0,5	66,3

Nota: n: número de muestras; SB: Suma de bases; PSB: porcentaje de saturación de bases; CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

que la materia orgánica de los horizontes más profundos está más humificada. Los valores de pH mostraron que los horizontes presentaron pH ácidos, comprendidos entre 5 y 5,5. Por último, los valores de C acumulado por horizonte fueron de 34,5 Mg C ha<sup>-1</sup> (Horizonte A), 26,5 Mg C ha<sup>-1</sup> (Horizonte AB) y 13,5 Mg C ha<sup>-1</sup> (Horizonte B).

Las 12 calicatas fueron ubicadas en los 4 tipos de masa (3 calicatas en pinares donde la especie principal era *Pinus nigra*, 3 en pinares de *Pinus pinaster*, 3 en pinares de *Pinus sylvestris* y 3 en robledales de *Quercus pyrenaica*). Las parcelas de cada tipo de masa presentaban tres estados de desarrollo (alto, medio y bajo). Se determinó si existían diferencias significativas en los distintos parámetros analizados a nivel edáfico en función del tipo de masa y del estado de desarrollo. La tabla ANOVA mostró diferencias significativas en función del tipo de masa en el contenido en arena en el horizonte AB (p-valor=0,0417) y en el contenido en arcilla en el horizonte B (p-valor=0,0056). Un valor mucho menor de arcilla fue encontrado en los pinares de silvestre frente a los demás tipos de masa. De hecho, en estas parcelas los horizontes B fueron clasificados como B<sub>w</sub> y no como B<sub>c</sub>. Por otro lado, también se encontraron diferencias significativas en función del tipo de masa considerado en el CIC del horizonte A (p-valor=0,0144) y en la relación C/N del horizonte AB (p-valor=0,0666). Se hallaron valores más pequeños de la relación C/N en los rebollares. Este último parámetro también resultó significativo al comparar los distintos estados de desarrollo de la masa.



■ **Figura 3.18**

Carbono total acumulado (Mg C ha<sup>-1</sup>) en las parcelas analizadas en función de la especie y estado de desarrollo. Nota: A: alto, M: medio, B: bajo.

Así, en masas con mayor estado de desarrollo, que implicaban mayores condiciones de vigor y porte, la relación C/N fue menor. Finalmente, aunque la tabla ANOVA no determinó diferencias significativas en la cantidad de C acumulado (Mg C ha<sup>-1</sup>) en función del estado de desarrollo (p-valor=0,3388), sí se observó una cierta tendencia en las parcelas de *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* de una mayor cantidad de C acumulado a mayor estado de desarrollo (figura 3.18).

Por otra parte, si atendemos al tipo de litología, la tabla ANOVA mostró que existían diferencias significativas en el pH [(HorA: p-valor=0,0094); (HorAB: p-valor=0,0031); (HorB: p-valor=0,001)] y en el sumatorio de bases [(HorA: p-valor=0,0119); (HorAB: p-valor<0,0001); (HorB: p-valor=0,0005)] en los distintos horizontes del perfil. Estos resultados se deben fundamentalmente a los valores encontrados en la litología L1 (*alternancia de niveles detríticos y carbonatados, facies garum*) con un pH próximo a la neutralidad en los primeros horizontes y básico en los más profundos, y con un mayor valor de SB. También se deben a los valores encontrados en la litología L2 (*conglomerados y microconglomerados, arcillas y limos*), superiores a las otras litologías, L3 (*cantos cuarcíticos y calizos en matriz arenoso-arcilloso correspondiente a las formaciones de rañas*) y L4 (*arenas eólicas*). Finalmente, en función del tipo de suelo (Ultisol, Inceptisol, Alfisol, Entisol), podemos ver cómo existen diferencias significativas en los parámetros pH (p-valor=0,0310), CIC (p-valor=0,0745) y PSB (p-valor=0,0054) del horizonte B.

**Tabla 3.17** | Indicadores de la estabilidad de la materia orgánica ( $C_{\text{fox}}$ ,  $C_{\text{lábil}}$ ,  $C_{\text{mic}}$ ,  $C_{\text{min3d}}$ ) y sus cocientes con respecto a C para los 10 primeros cm del suelo.

	C	$C_{\text{fox}}$	$C_{\text{lábil}}$	$C_{\text{mic}}$	$C_{\text{min3d}}$	C/N	$C_{\text{fox}}/C$	$C_{\text{mic}}/C$
	g C kg <sup>-1</sup> suelo						g C kg <sup>-1</sup> C	
<b><i>P. nigra</i></b>	20,5a	15,7a	0,083a	0,146a	0,137a	31,4a	0,76	7,2
<b><i>P. pinaster</i></b>	26,4b	18,9b	0,066b	0,286b	0,164b	30,0a	0,72	11,1
<b><i>P. sylvestris</i></b>	36,3c	22,9c	0,092b	0,281b	0,182b	43,7b	0,63	7,9
<b><i>Q. pyrenaica</i></b>	33,6d	27,8d	0,106c	0,387c	0,246c	18,7c	0,87	12,5

Nota: C es el carbono orgánico total,  $C_{\text{fox}}$  es el carbono fácilmente oxidable,  $C_{\text{lábil}}$  es el carbono lábil,  $C_{\text{mic}}$  es el carbono de la biomasa microbiana,  $C_{\text{min}}$  es el carbono mineralizado al cabo de 3 días.

### c) Parámetros de estabilidad de la materia orgánica

En la tabla 3.17 se muestran los valores de los indicadores de estabilidad de la materia orgánica obtenidos en el estudio de los 10 cm primeros del suelo en cada tipo de masa, donde se produce el impacto de determinadas perturbaciones y los principales cambios en la materia orgánica. Los rebollares naturales y las masas de pino silvestre presentaron las mayores concentraciones de carbono total, de carbono fácilmente oxidable y de carbono lábil. Los suelos bajo rebollo presentaron los valores más altos de las formas relacionadas con la actividad microbiana y, dentro de los pinares, los suelos bajo *Pinus nigra* fueron los que presentaron los valores más bajos para estos parámetros. En cuanto a los cocientes entre estos parámetros y el C total, destaca la mayor relación C/N encontrada en el pinar de laricio y los mayores valores obtenidos por los rebollares en los cocientes de  $C_{\text{fox}}/C$  y  $C_{\text{mic}}/C$ , también llamado cociente microbiano. Además, los resultados muestran que el ratio entre  $C_{\text{fox}}$  y C está correlacionado con la relación C/N.

El modelo mixto determinó que existían diferencias en los parámetros C,  $C_{\text{mic}}/C$ ,  $C_{\text{min3d}}/C$  y  $q_{\text{CO}_2}$  ( $C_{\text{mic}}/C_{\text{min3d}}$ ) en la interacción tipo de masa\*estado de desarrollo, por lo que, dependiendo del tipo de masa, tenemos un diferente comportamiento en función del estado de desarrollo (tabla 3.18). Con respecto al C (%), encontramos una secuencia clara en las masas de silvestre y rebollo, donde a mayor estado de desarrollo, la concentración de C es mayor. En contraste, en los pinares de laricio y negral encontramos una menor concentración en el mayor estado de desarrollo. Analizando la combinación del parámetro  $q_{\text{CO}_2}$  y la relación entre  $C_{\text{mic}}/C$  obtenemos información sobre las condiciones de eficiencia y estrés de cada uno de los suelos. En todas las especies, encontramos la mejor combinación (menor valor de  $q_{\text{CO}_2}$  y mayor valor del parámetro  $C_{\text{mic}}/C$ ) en los estados de desarrollo altos y la peor combinación, en los estados de desarrollo bajos en pino negral y rebollo y medios en pino laricio y silvestre.

**Tabla 3.18** | Parámetros de estabilidad de la materia orgánica en función del tipo de masa y el estado de desarrollo.

tm	ed	C (%)		$C_{mic}C$ (gC kg CT <sup>-1</sup> )		$C_{min3d}C$ (gC kg CT <sup>-1</sup> )		$q_{CO2}$ (gC <sub>min3d</sub> gC <sub>mic</sub> <sup>-1</sup> )	
<i>Pinus nigra</i>	ALTO	1,32	a	8,42	a	9,15	a	1,11	a
	MEDIO	2,27	b	6,86	a	5,06	c	1,05	a
	BAJO	2,55	b	7,33	a	7,21	b	1,05	a
<i>Pinus pinaster</i>	ALTO	2,15	a	11,21	a	4,72	a	0,43	a
	MEDIO	2,56	a	13,52	b	7,48	b	0,55	b
	BAJO	3,20	b	8,62	c	6,29	c	0,73	c
<i>Pinus sylvestris</i>	ALTO	4,08	a	5,57	a	1,90	a	0,37	a
	MEDIO	3,42	b	5,21	b	4,70	b	1,17	b
	BAJO	3,39	b	12,93	b	9,19	c	0,71	c
<i>Quercus pyrenaica</i>	ALTO	4,37	a	13,66	a	4,29	a	0,32	a
	MEDIO	2,92	b	11,27	b	10,44	b	0,93	b
	BAJO	2,72	b	8,74	b	9,44	b	1,22	b
Factor: tm		***		***		***		***	
Factor: ed		ns		***		***		***	
tm*ed		***		***		***		***	

Nota: tm es el tipo de masa; ed es el estado de desarrollo; C es el carbono orgánico total,  $C_{mic}C$  es el ratio entre el carbono de la biomasa microbiana y el C,  $C_{min3d}C$  es el ratio entre el carbono mineralizado al cabo de 3 días y C y  $q_{CO2}$  es el cociente metabólico ( $C_{min}/C_{mic}$ ) calculado al cabo de 3 días. Niveles de significación: \*\*\*: ( $p < 0,001$ ); ns: no significativo.

### S1.2 Resultados de la hojarasca

El contenido de C en la hojarasca inalterada (L), fragmentada (F) y humificada (H) se muestra en la tabla 3.19. El modelo mixto determinó diferencias significativas en función del tipo de masa, del estado de desarrollo y en la interacción entre ambos factores en la cantidad de hojarasca, la concentración de C, la cantidad de carbono y la relación C/N de las distintas fracciones de hojarasca. Sin embargo, la cantidad de hojarasca humificada sólo mostró diferencias en función del tipo de masa. Así, en los rebollares la hojarasca humificada es inexistente mientras que en *Pinus sylvestris* representa una gran proporción. También se observó una menor concentración de carbono en las fracciones más humificadas. En la hojarasca inalterada, la mayor cantidad de C se encontró en las parcelas de desarrollo alto de las especies laricio y silvestre (N3, S1). Finalmente, los valores de la relación C/N muestran una tendencia descendente conforme pasa de inalterada a fragmentada y de ésta a humificada (tabla 3.19). Los menores valores para este cociente han sido encontrados en las parcelas de negral. En los distintos tipos de masa, la relación C/N obtenida en la hojarasca humificada es similar y en algunos casos inferior a 50.

**Tabla 3.19** | Contenido de carbono (Mg ha<sup>-1</sup>) en la hojarasca inalterada, fragmentada y humificada en cada una de las parcelas.

tm	ed	parc	HI	Hf	Hh	cC HI	cC Hf	cC Hh	C HI	CHf	CHh	C/N HI	C/N Hf	C/N Hh												
			(Mg ha <sup>-1</sup> )			(g kg <sup>-1</sup> )			(Mg ha <sup>-1</sup> )																	
Pn	A	N3	8,7	a	5,4	a	7	a	497	a	464	a	325	a	4,3	a	2,4	ac	2,4	a	139,1	a	84,6	a	53,6	a
	M	N2	3,9	bc	4,1	a	9,8	a	497	a	425	a	327	a	1,9	b	1,7	c	3,4	a	113,9	b	54,9	b	45,5	a
	B	N1	4,9	b	4,9	a	11	a	546	b	544	b	425	b	2,6	a	2,5	a	6,5	a	98,4	b	80	a	53,1	a
Pp	A	P1	4,2	a	4,5	a	13,8	a	494	a	438	a	223	a	2,1	a	1,9	a	3,6	a	131,3	a	63,8	a	46,5	a
	M	P3	7,9	c	4,4	a	9,6	a	497	bc	463	ab	270	ab	3,9	b	2,0	a	2,5	a	100,7	bc	65,7	a	47	a
	B	P2	5,9	b	3,9	a	7,2	a	455	ac	473	b	316	b	2,7	a	1,8	a	2,4	a	129,1	ac	71,4	a	46,5	a
Ps	A	S1	8,3	a	5,4	a	16,7	a	503	a	466	a	311	a	4,2	a	2,5	a	5,5	ac	98,3	a	60,5	a	47,7	a
	M	S2	4,4	b	2,8	b	15,8	a	496	b	470	a	397	c	2,2	b	1,3	b	6,3	c	102,9	a	50	b	38	b
	B	S3	8,2	a	4,2	a	13,4	a	497	b	475	a	273	b	4,1	a	2,0	a	3,6	a	128,6	b	74,2	c	51,2	a
Qp	A	Q1	2,6	a	4,5	abc	26		473	a	393	a	0,		1,2	a	1,9	a	0,0		63,2	a	46	a	-	
	M	Q2	4,1	b	2,3	ac			436	b	339	a	0		1,7	bc	0,7	c	0,0		48,8	b	46,4	a	-	
	B	Q3	4,3	b	4,4	b			439	b	319	a	0		1,9	b	1,5	a	0,0		51,3	b	46,3	a	-	
Factor: tm			***	-	*			***	***	***	***	***	**	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Factor: ed			-	***	-			**	-	**	-	**	-	***	-	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Factor:tm*ed			***	**	-			***	**	***	***	***	**	-	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

Nota: tm es el tipo de masa; ed es el estado de desarrollo; parc es parcela; Pn es *Pinus nigra*; Pp es *Pinus pinaster*; Ps es *Pinus sylvestris*; Qp es *Quercus pyrenaica*; A: Alto; M: Medio; B: Bajo; HI es cantidad en Mg ha<sup>-1</sup> de hojarasca inalterada; Hf de hojarasca semiinalterada; Hh de hojarasca humificada; cC HI es la concentración de C en la hojarasca inalterada en g kg<sup>-1</sup>; cC Hf en la semiinalterada; cC Hh en la humificada; C HI es cantidad, en Mg C ha<sup>-1</sup>, de C en la hojarasca inalterada; C Hf en la semiinalterada; C Hh en la humificada; C/N HI es la relación C/N en la hojarasca inalterada; C/N Hf en la hojarasca semiinalterada; C/N Hh en la hojarasca humificada. Niveles de significación: \*\*\*: (p<0,0001); \*\*: (p<0,001).; \*: (p<0,05) ; ns: no significativo.

### S1.3 Resultados del balance de carbono

#### a) Entradas de carbono por desfronde en el suelo

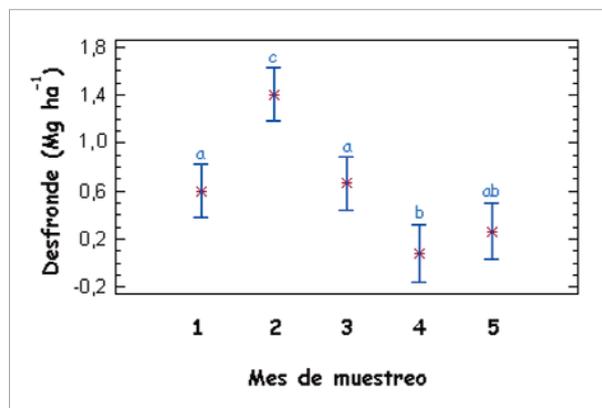
Los resultados obtenidos en las trampas de recogida de desfronde, revelaron que la cantidad de hojarasca recogida no fue constante a lo largo del año. Así, se acumuló mayor cantidad de hojarasca en el otoño que en los restantes momentos de muestreo. En la tabla 3.20 se muestran los resultados medios del peso seco total (Mg ha<sup>-1</sup>), la concentración de C (g kg<sup>-1</sup>) y la relación C/N cuantificada a lo largo del muestreo.

El análisis de la varianza reveló que la cantidad de hojarasca que cae (figura 3.19a) es significativamente distinta en función del momento del año (p-valor<0,0001) y que la concentración de carbono (figura 3.19b) fue significativamente superior en los pinares frente al rebollar (p-valor<0,0001).

**Tabla 3.20** | Evolución del peso seco, de la concentración de C y de la relación C/N del desfronde a lo largo del tiempo en los distintos tipos de masa.

	Muestreo	Peso seco (Mg ha <sup>-1</sup> )	C (g kg <sup>-1</sup> )	C (Mg ha <sup>-1</sup> )	C/N
<b><i>Pinus nigra</i></b>	1	18,7	493	9,2	42,4
	2	138,6	512	70,8	56,2
	3	83,7	503	42,1	56,3
	4	13,1	498	6,5	34,4
	5	12,5	507	6,4	45,9
<b><i>Pinus pinaster</i></b>	1	85,2	497	42,4	48,6
	2	157,8	500	78,8	58,7
	3	60,1	496	29,8	64,5
	4	3,2	494	1,6	40,7
	5	29,6	511	15,1	46,5
<b><i>Pinus sylvestris</i></b>	1	42,3	465	19,7	19,3
	2	94,4	467	44,2	31,0
	3	62,8	424	27,2	34,5
	4	8,4	466	3,9	33,5
	5	32,9	483	15,9	22,8
<b><i>Quercus pyrenaica</i></b>	1	93,2	491	45,7	39,3
	2	171,5	511	87,5	70,6
	3	53,8	493	26,5	59,6
	4	9,2	494	4,6	43,6
	5	36,1	522	18,9	48,2

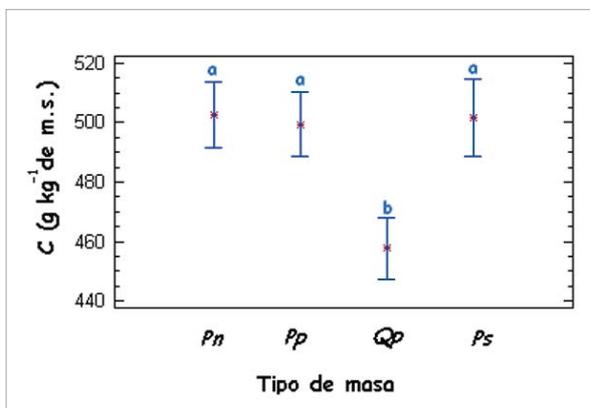
Nota: 1,..,5 son los momentos de muestreo realizados: 1: Agosto08; 2: Oct08; 3: Dic08; 4: Feb09; 5 Mayo09.

**Figura 3.19 a**

Desfronde de hojarasca en el tiempo.

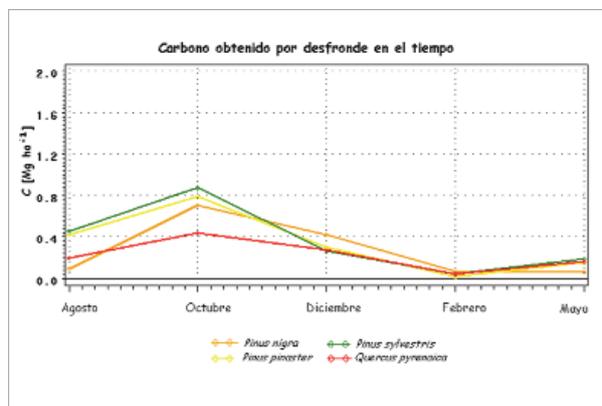
Nota: 1: Agosto08; 2: Oct08; 3: Dic08; 4: Feb09; 5 Mayo09.

Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% de confianza entre especies al aplicar el test de Tukey.

**Figura 3.19 b**

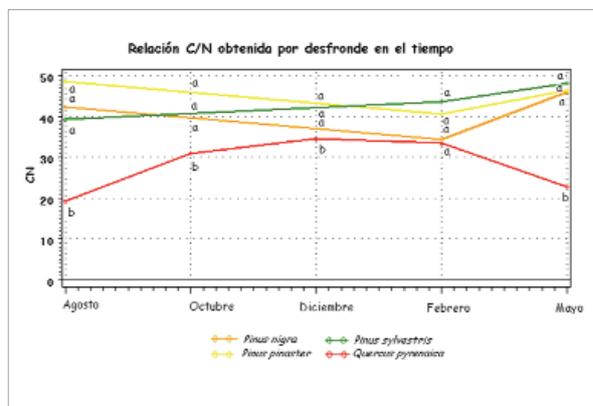
Concentración de C (g kg<sup>-1</sup>) en la hojarasca por tipo de masa.

Nota: Pn: *Pinus nigra*; Pp: *Pinus pinaster*; Qp: *Quercus pyrenaica*; Ps: *Pinus sylvestris*.



■ **Figura 3.20 a**

Contenido de C muestreado a lo largo del año.



■ **Figura 3.20 b**

Relación C/N a lo largo del año en cada tipo de masa considerado.

Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% de confianza entre especies al aplicar el test de Tukey.

Finalmente, la interacción entre tipo de masa y mes de recogida resultó únicamente significativa en la relación C/N. Esto implica que, mientras en el resto de los parámetros todos los momentos de muestreo presentan un patrón similar en los distintos tipos de masa (figura 3.20a), en la relación C/N, dependiendo del momento de muestreo, el valor es diferente en cada tipo de masa (figura 3.20b). En la figura 3.20b se muestra cómo la relación C/N presenta un comportamiento descendente en los pinares de laricio y negral y ascendente en el de silvestre, pero sin diferencias significativas. En los rebollares, por otra parte, sigue una distribución tipo campana de Gauss.

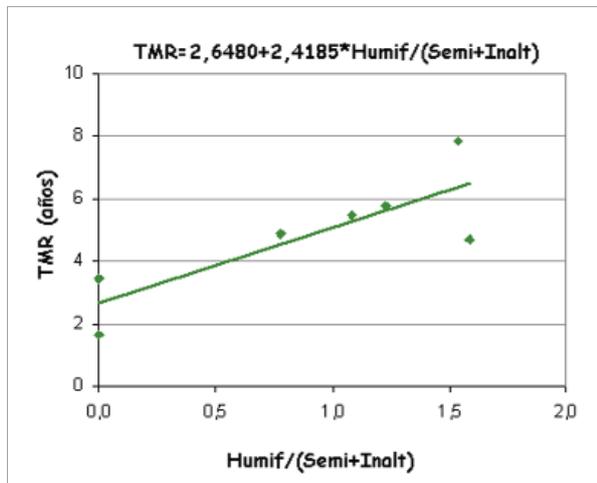
Los resultados del tiempo medio de residencia (TMR, en años) de la hojarasca oscilan entre 4,7 y 7,8 años en el caso de las pináceas, y menos de 3,4 años en el caso del rebollar (tabla 3.21).

Si representamos (figura 3.21a) el tiempo medio de residencia (TMR, en años) frente al porcentaje relativo de hojarasca humificada (porcentaje de hojarasca humificada respecto al por-

**Tabla 3.21** | Porcentajes de los distintos tipos de hojarasca y tiempo medio de residencia por parcela muestreada.

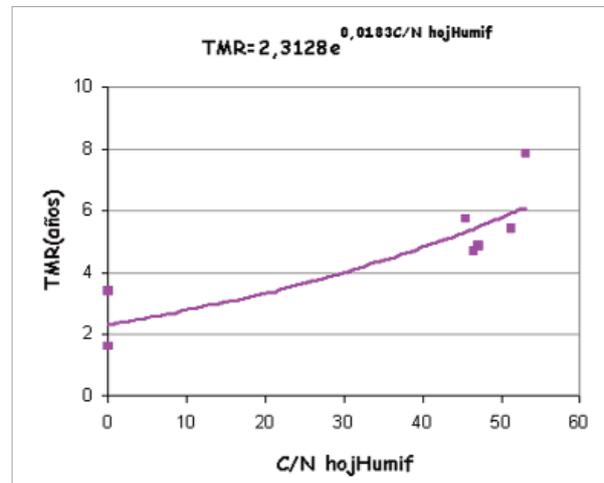
Parcela	Tipo de masa	% Hoj inalt	% Hoj semi-inalt	% Hoj humif	C (Mg C ha <sup>-1</sup> )	C/N Hoj humif	TMR (años)
N1	<i>P. nigra</i>	19,68	19,68	60,64	11,60	53,1	7,8
N2	<i>P. nigra</i>	21,91	23,03	55,06	7,00	45,5	5,7
P1	<i>P. pinaster</i>	18,67	20,00	61,33	7,60	46,5	4,7
P3	<i>P. pinaster</i>	36,07	20,09	43,84	8,40	47,0	4,8
S3	<i>P. sylvestris</i>	31,78	16,28	51,94	9,70	51,2	5,4
Q2	<i>Q. pyrenaica</i>	64,06	35,94	0,00	2,40	0,0	1,6
Q3	<i>Q. pyrenaica</i>	49,43	50,57	0,00	3,40	0,0	3,4

Nota: TMR es el tiempo medio de residencia (años).



■ Figura 3.21 a

Porcentaje relativo de hojarasca humificada en relación al tiempo medio de residencia (TMR) en los ecosistemas de la comarca "Páramos y Valles".



■ Figura 3.21 b

Relación C/N de la hojarasca humificada respecto del tiempo medio de residencia (TMR) en los ecosistemas de la comarca "Páramos y Valles".

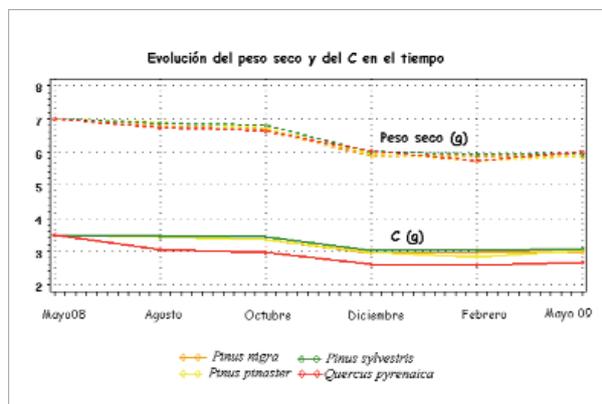
Nota: TMR es el tiempo medio de residencia (años).

centaje de hojarasca no humificada [inalterada+semiinalterada]) obtenido en el apartado S1.2, podemos ver que existe una relación lineal positiva. Esta relación revela que cuanto más proporción de hojarasca humificada tenemos, mayor es el tiempo de residencia de la misma, indicando mayor estabilidad de la hojarasca. En este sentido, si representamos la relación C/N de la hojarasca humificada (figura 3.21b) respecto al TMR podemos ver una relación exponencial que determina que, a mayor relación C/N en la hojarasca humificada, mayor es el número de tiempo medio de residencia (años).

#### b) Estudio de la evolución de la descomposición de la hojarasca

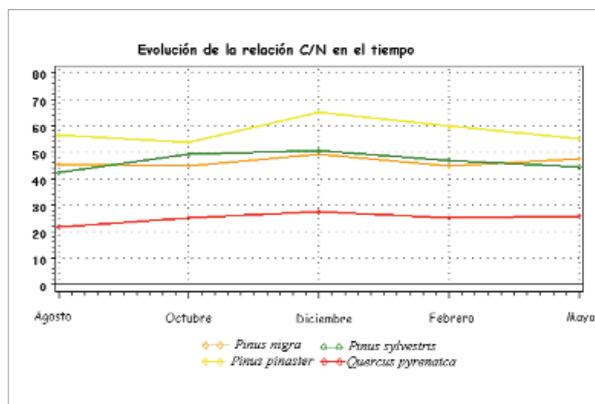
Las tres bolsitas de descomposición recogidas en cada momento de muestreo sirvieron para evaluar la descomposición de la hojarasca a lo largo de un año completo. El valor medio de las variables peso seco (g), cantidad de C en cada bolsita (g) y la relación C/N obtenidos en cada momento y para cada tipo de masa se muestra en las figuras 3.22a y 3.22b. Como puede verse, estos valores han ido disminuyendo a lo largo del tiempo, mostrando diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,0001$ ) por tipo de masa en las variables cantidad de C (g) y relación C/N y por momento medido ( $p$ -valor $<0,0001$ ) en las variables peso seco (g), C (g) y relación C/N. Como se observa en la figura 3.22a, el contenido de C ha ido disminuyendo a lo largo del tiempo en los cuatro tipos de masa considerados, si bien, desde febrero el contenido se ha mantenido más o menos constante. Por otra parte, el contenido de C ha sido siempre menor en rebollo que en el resto de las especies de pino. Con respecto a la relación C/N, el mayor valor fue obtenido por *Pinus pinaster* y el menor por *Quercus pyrenaica*, presentando *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris* un valor intermedio.

La constante  $k$  de la ecuación 2.11, que describe la tasa de degradación, presentó diferentes valores para la materia orgánica seca y para el contenido de C en función del tipo de ecosistema (tabla



■ Figura 3.22 a

Evolución del peso y del contenido de C en las bolsitas de descomposición en las masas inventariadas a lo largo del tiempo.



■ Figura 3.22 b

Evolución de la relación C/N en las bolsitas de descomposición a lo largo del tiempo en cada uno de los tipos de masa.

3.22). Se puede observar como el tiempo de reducción es casi doble en los pinos con respecto a los rebollos en el contenido de carbono, lo que indica la mayor descomposición del C en el rebollo que en el pinar, instantánea y con el tiempo.

Según estos valores, en los pinares se tardarían menos de 4 años para que la materia orgánica y el C se degraden un 50%, pero se necesitarían más de 15 para que se descompongan el 95% de la materia orgánica seca. En el rebollar, la degradación del 95% del C se conseguiría en la mitad de tiempo que en el pinar.

## Sección 2. Flujo nutritivo

El valor medio, mínimo, máximo y la desviación típica de los nutrientes analizados en las acículas y hojas de la copa, de la hojarasca y en el suelo de los pinares (n=9) y de los rebollares (n=3) se muestra en la tabla 3.23.

**Tabla 3.22** | Valores de k (constante de degradación de la materia orgánica) estimados para los pinares de repoblación y los rebollares naturales de “Páramos y Valles”.

	Materia orgánica seca		Carbono	
	<i>Pinus</i> spp.	<i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Pinus</i> spp.	<i>Quercus pyrenaica</i>
k	-0,1811	-0,4575	-0,1643	-0,3215
Tiempo R! 50% (años)	3,5	1,4	3,9	2,0
Tiempo R! 95% (años)	16,6	6,6	18,3	9,3

Nota: Tiempo R! 50% (0,6331/k) y Tiempo R! 95% (3/k) son el tiempo requerido (años) para que el humus desaparezca en un 50% y un 95% respectivamente, según Binkley (1993).

**Tabla 3.23** | Concentraciones de los macro y micronutrientes de las acículas y hojas (foliares), de la hojarasca y del horizonte A del suelo de los pinares (n=9) y rebollares (n=3) de la comarca "Páramos y Valles".

	Media	Desv. típ.	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	Mínimo	Máximo	Factor	
	<i>Pinus</i> spp.				<i>Quercus pyrenaica</i>				ecosistema	
Foliares	C (g kg <sup>-1</sup> )	559,2	1,3	557,8	561,4	536,5	4,3	532,9	541,3	ns
	N (g kg <sup>-1</sup> )	10,42	2,75	6,90	13,90	12,30	1,41	11,30	13,30	ns
	P (g kg <sup>-1</sup> )	1,19	0,20	1,00	1,50	1,31	1,09	0,54	2,08	ns
	K (g kg <sup>-1</sup> )	4,34	1,14	2,80	5,83	6,22	1,91	4,23	8,04	ns
	Ca (g kg <sup>-1</sup> )	3,81	2,40	1,88	9,88	9,21	2,25	6,72	11,07	**
	Mg (g kg <sup>-1</sup> )	1,41	0,60	0,84	2,50	1,63	0,87	0,92	2,60	ns
	Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	72,6	19,2	47,0	98,0	208,70	95,79	116,26	307,52	**
	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	2,40	0,55	1,84	3,41	3,06	0,41	2,65	3,47	ns
	Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	780,1	440,5	321,3	1672,0	2048,44	912,75	1289,01	3061,05	**
	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	20,69	5,27	13,06	29,07	12,46	1,72	11,18	14,42	*
	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	1,04	0,57	0,38	2,31	1,31	1,09	0,54	2,08	ns
	B (mg kg <sup>-1</sup> )	13,37	4,74	6,96	20,00	14,87	4,93	10,55	20,24	ns
	N/P	8,88	2,32	5,33	12,00	12,30	1,41	11,30	13,30	ns
	N/K	2,46	0,51	1,61	3,18	2,27	1,23	1,41	3,14	ns
N/Mg	8,96	4,53	3,20	15,85	8,70	5,08	5,11	12,29	ns	
K/Ca	1,36	0,57	0,59	2,27	0,74	0,41	0,43	1,20	ns	
Hojarasca	C (g kg <sup>-1</sup> )	406,7	50,9	228,8	521,6	413,3	50,3	329,7	520,9	ns
	N (g kg <sup>-1</sup> )	6,35	1,59	3,77	11,15	8,05	1,25	5,59	10,40	***
	P (g kg <sup>-1</sup> )	0,55	0,14	0,39	0,78	0,56	0,08	0,51	0,65	ns
	K (g kg <sup>-1</sup> )	0,75	0,14	0,57	0,97	1,96	0,46	1,58	2,47	***
	Ca (g kg <sup>-1</sup> )	6,00	3,10	2,32	12,20	5,39	3,37	2,75	9,18	ns
	Mg (g kg <sup>-1</sup> )	0,85	0,40	0,44	1,49	1,07	0,47	0,72	1,60	ns
	Na (g kg <sup>-1</sup> )	0,30	0,08	0,19	0,44	0,63	0,31	0,31	0,94	**
	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	5,32	1,16	3,90	7,81	8,53	3,96	4,11	11,74	*
	Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	778,4	421,4	258,0	1556,3	1237,6	238,3	963,9	1399,1	ns
	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	27,10	5,21	20,06	35,13	31,35	9,95	19,85	37,18	ns
	B (mg kg <sup>-1</sup> )	13,56	5,69	8,81	27,80	9,83	6,89	3,23	16,98	ns
	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	6,15	1,88	4,12	10,20	25,64	16,85	14,38	45,01	ns
	N/P	11,63	2,34	8,00	15,53	14,56	2,16	12,08	15,99	ns
	N/K	9,17	5,28	3,35	19,00	8,36	2,96	5,12	10,92	*
N/Mg	8,54	2,30	5,53	11,77	4,22	0,84	3,33	5,00	ns	
K/Ca	0,15	0,08	0,08	0,31	0,44	0,20	0,27	0,66	**	
Suelo	C (g kg <sup>-1</sup> )	43,76	18,35	16,40	66,28	34,21	15,42	19,19	50,00	ns
	N (g kg <sup>-1</sup> )	1,47	0,73	0,80	2,50	1,73	0,47	1,20	2,10	ns
	P (mg kg <sup>-1</sup> )	1,83	2,06	0,10	4,00	1,40	2,25	0,10	4,00	ns
	K (g kg <sup>-1</sup> )	0,09	0,05	0,02	0,19	0,17	0,04	0,12	0,20	ns
	Ca (g kg <sup>-1</sup> )	2,41	1,79	0,50	5,54	1,38	0,95	0,61	2,44	ns
	Mg (g kg <sup>-1</sup> )	0,76	0,77	0,12	2,58	0,86	0,06	0,80	0,92	ns
	Na (g kg <sup>-1</sup> )	0,03	0,01	0,02	0,05	0,04	0,04	0,01	0,08	ns
	Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	102,7	52,5	17,4	181,3	146,1	199,9	22,5	376,8	ns
	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	0,39	0,27	0,16	0,98	0,59	0,25	0,42	0,88	ns
	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	2,51	2,36	0,48	8,14	2,03	0,84	1,14	2,80	ns
	N/P	9,03	9,98	0,23	25,00	13,43	11,42	0,30	21,00	ns
	N/K	18,42	8,10	9,13	34,56	11,04	4,54	6,82	15,84	ns
	N/Mg	3,48	2,46	0,97	7,20	2,00	0,44	1,50	2,29	ns
	K/Ca	0,05	0,02	0,01	0,10	0,17	0,14	0,07	0,33	*

Nota: datos referidos a peso seco; C y N: Concentraciones totales en las muestras de foliares, hojarasca y suelo. En el suelo, concentraciones asimilables: P analizado por el método Olsen; Ca; Mg, K, Na, Mn, Fe, Cu y Zn medidos mediante absorción atómica. En foliares y hojarasca, concentraciones totales: Ca, Mg, K, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, analizados mediante absorción atómica, K mediante emisión atómica, P, por reducción del fosfomolibdato en presencia de ácido ascórbico y Bo mediante espectrofotometría previa reacción con azometina (MAPA, 1994). Desv. típ. es la desviación típica. Niveles de significación: \*: (p<0,05), \*\*: (p<0,01), \*\*\*: (p<0,001), ns: no significativo.

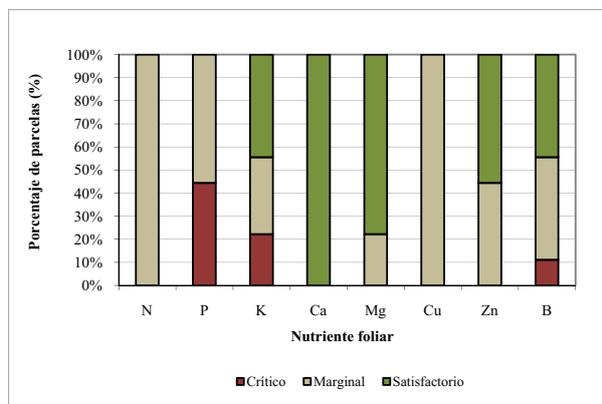


Figura 3.23 a

Niveles críticos, marginales y satisfactorios de los principales nutrientes foliares en las parcelas de *Pinus spp.* de “Páramos y Valles”.

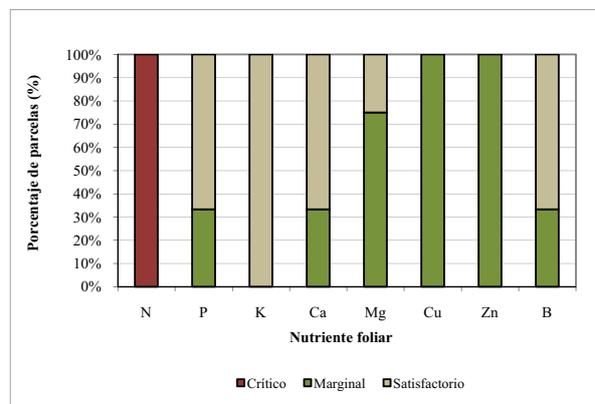


Figura 3.23 b

Niveles críticos, marginales y satisfactorios de los principales nutrientes foliares en las parcelas de *Quercus pyrenaica* de “Páramos y Valles”.

Comparando todos los componentes mediante análisis de la varianza pudimos observar que existían diferencias en la concentración foliar de Ca, Fe, Mn y Zn en función del ecosistema considerado. También existieron diferencias significativas en la concentración de N, Na, K, Cu y en la relación N/K en la hojarasca entre pinar y robledal y en la relación K/Ca en el horizonte A.

Analizando los distintos valores obtenidos en los pinares vemos como la relación N/P presentó un gran desequilibrio en el suelo, por la gran deficiencia que existe de P. Este desequilibrio también fue encontrado en los rebollares analizados. En la hojarasca, la relación N/P también mostró una gran concentración de N en este componente del ecosistema. Finalmente, el valor encontrado en la relación K/Ca en la hojarasca de los rebollares fue mucho mayor que la encontrada en el pinar.

Las concentraciones foliares de los distintos nutrientes fueron evaluadas para tener un diagnóstico nutricional de los ecosistemas estudiados. Al compararlas con los niveles críticos de Will (1985) se comprobó que todas las copas de las parcelas analizadas de pinar presentan deficiencias de P. En la figura 3.22 a y b podemos ver el porcentaje de parcelas con niveles críticos, marginales y satisfactorios de cada uno de los nutrientes. Los nutrientes N, P, K, Cu y B presentan un porcentaje de parcelas con niveles satisfactorios menor de 50%. Por lo tanto, más de la mitad de las parcelas se encuentran en estado marginal o crítico. En el caso de los rebollares, vemos que los nutrientes que muestran un estado deficiente son el N, en las tres parcelas su nivel es crítico, junto con el Mg, que no presentaba problemas en los pinares, y los micronutrientes Cu y Zn. Por tanto, los valores marginales de N, P y Cu fueron numerosos en los dos ecosistemas de la comarca (figura 3.23 a y b).

Por otra parte, el análisis de componentes principales (ACP) fue definido en cada una de los niveles para reducir el número de variables que caracterizasen la copa, la hojarasca y el suelo de los pinares de repoblación de la comarca “Páramos y Valles” (figuras 3.24-3.26).

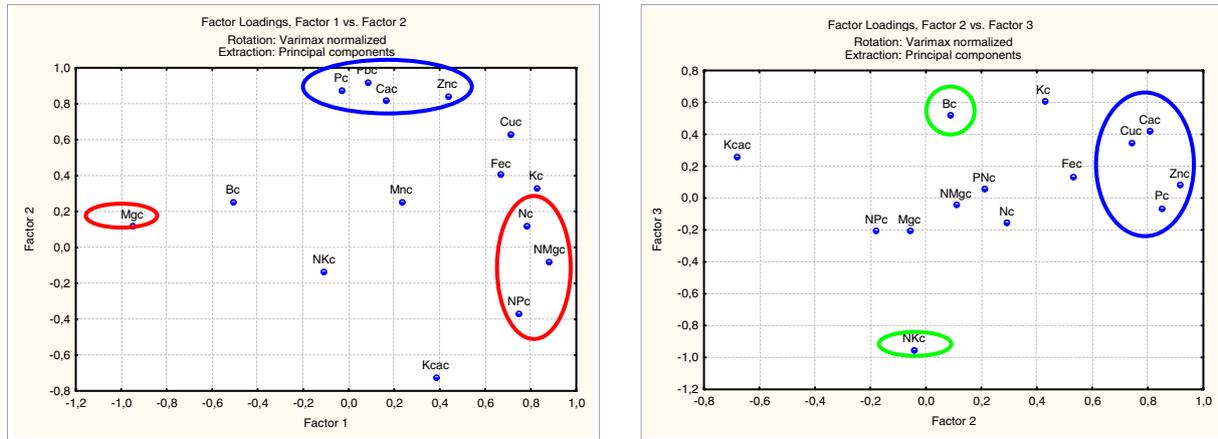


Figura 3.24 a y b  
ACP realizado en la copa de los pinares de “Páramos y Valles”.

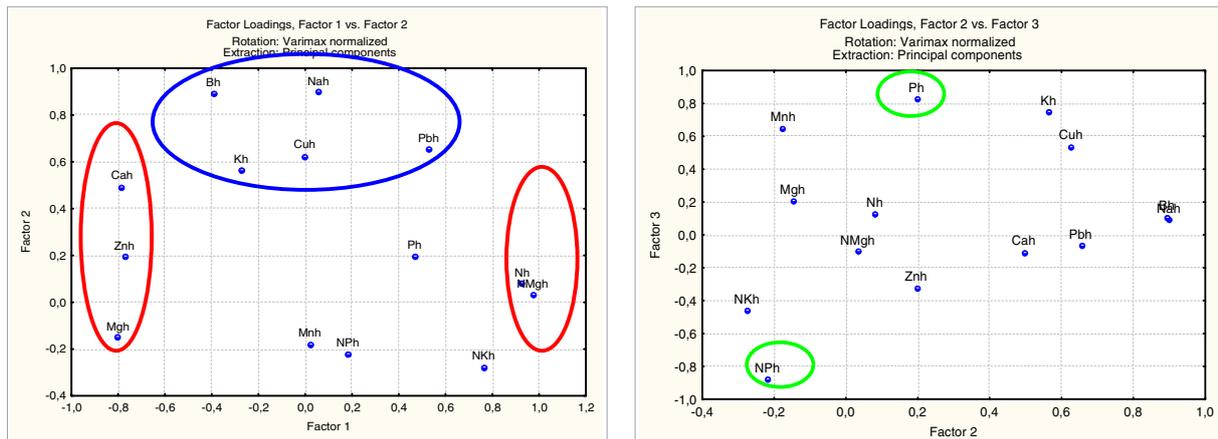


Figura 3.25 a y b  
ACP realizado en la hojarasca de los pinares de “Páramos y Valles”.

En la copa, el ACP redujo las 16 variables nutritivas a 3 ejes que explicaban el 86% de la variabilidad muestral. El eje 1 agrupó a aquellos nutrientes relacionados con la capacidad fotosintética y de formación de estructuras (aminoácidos, proteínas...). Los nutrientes N, Mg y la relación definida por N y Mg fueron los integrantes de este eje. Por otro lado, el eje 2 lo caracterizaron micronutrientes como el Zn y el Cu y los macronutrientes Ca y P (figura 3.24a y b). En la figura 3.23a se aprecia cómo estos micronutrientes y el P han presentado concentraciones marginales y limitantes en muchas de las parcelas. Finalmente, el eje 3 fue determinado por el K y por la relación N/K. El K presenta niveles muy limitados en la comarca.

El ACP realizado a los nutrientes de la hojarasca estuvo definida por 3 ejes que explicaban el 81,5% de la variabilidad total, donde el eje 1 reunía los macronutrientes y el Zn (figura 3.25a). El eje 2 a los micronutrientes y el eje 3 al P (figura 3.25b).

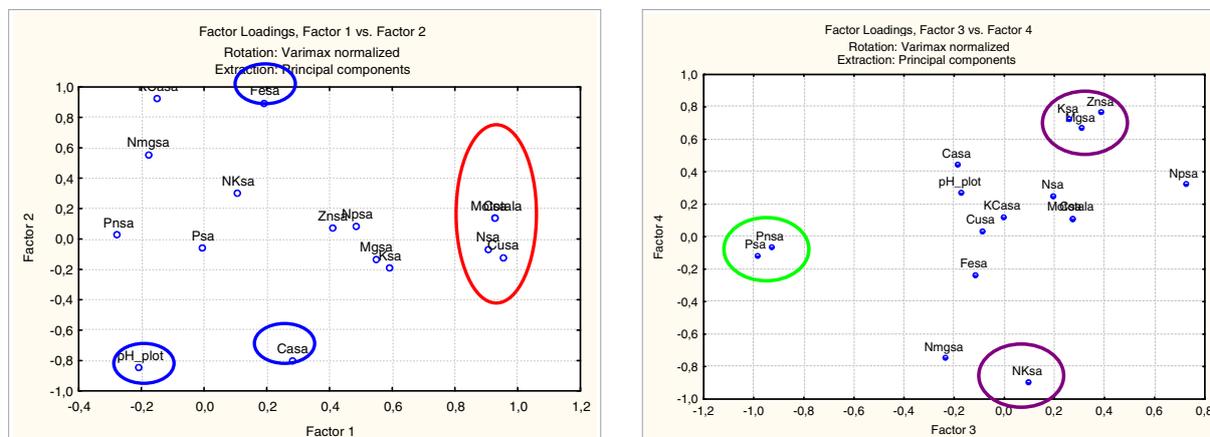


Figura 3.26 a y b  
ACP realizado en el suelo de los pinares de “Páramos y Valles”.

El ACP del suelo estuvo definido por 4 ejes que explicaban el 92% de la variabilidad. El primer componente lo definían los elementos relacionados con la materia orgánica fácilmente oxidable, principalmente C, N. También el Cu aparece en este eje, nutriente cuyo ciclo está muy ligado a la materia orgánica. El segundo eje (figura 3.26 a y b), estuvo constituido por los componentes relacionados con el pH del suelo (Ca, Fe), cuyos signos determinaron comportamientos antagónicos entre ellos. Mientras el Ca interviene en la formación de tejidos meristemáticos, en la elongación de la raíz y en otros procesos fisiológicos, el Fe puede limitar el crecimiento. El eje 3 viene definido por el P. El P es un elemento limitante en todas las parcelas analizadas (eje 3). Finalmente, el eje 4 estuvo determinado por el Zn y el K, elementos limitantes, sobre todo el K, cuyo requerimiento suele ser mayor que el contenido debido a su lixiviación por precipitación.

Los ACPs realizados nos permiten determinar los nutrientes más influyentes en el estatus nutricional de este ecosistema. En casi todos los ejes se han seleccionado elementos deficientes en estos pinares.

### 3.3 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización del incremento en diámetro

#### 3.3.1 Pinos

El incremento en diámetro en las especies del género *Pinus* presentó como variables explicativas el logaritmo del diámetro inicial con corteza, el diámetro inicial con corteza al cuadrado y el área basimétrica de la parcela. El incremento en diámetro en las especies pino negral y silvestre resultó significativamente diferente en función de la zona de estudio (“Páramos y Valles” y Sistema Central), lo que motivó distintas expresiones para los grupos considerados [Eq. 3.35 - 3.38].

Los modelos seleccionados para pino negral fueron los que presentaron los estadísticos más bajos de todas las opciones estudiadas (-2log=1478,5, AIC=1478,6 y BIC=1475,5). El ajuste pre-

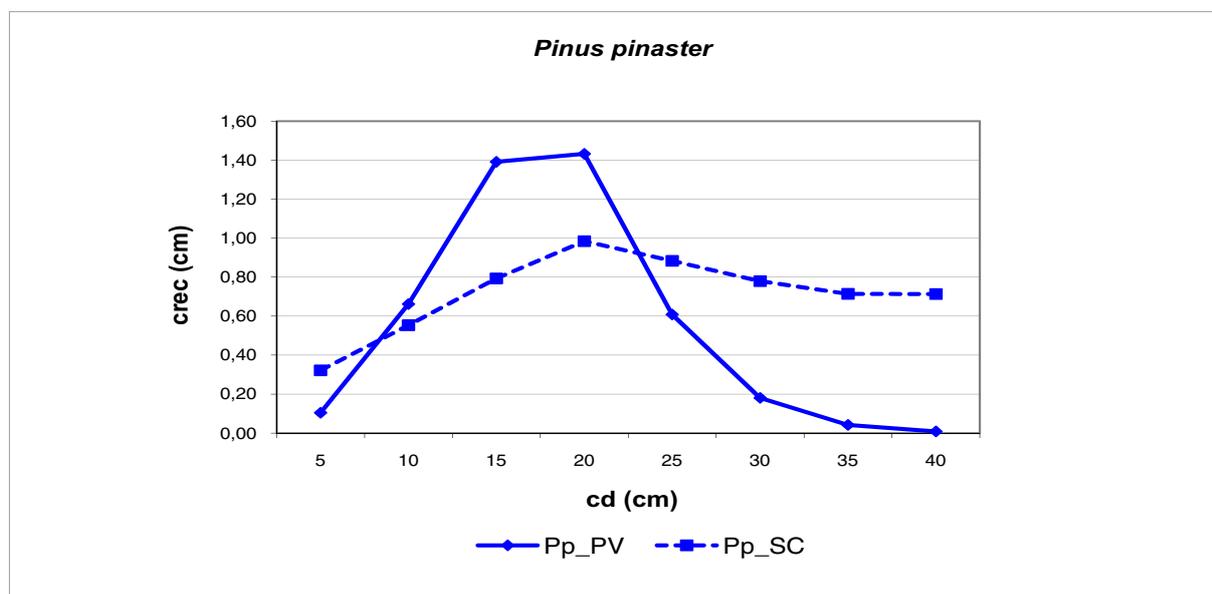


Figura 3.27

Simulación del incremento en diámetro en la especie *Pinus pinaster* en cada una de las regiones consideradas. Nota: Pp: *Pinus pinaster*; PV: "Páramos y Valles"; SC: Sistema Central; cd (cm) es la clase diamétrica.

sentó 8 parámetros independientes y 6 parámetros para la estructura de varianzas (2 varianzas entre parcelas dentro de cada grupo, 2 varianzas entre árboles dentro de las parcelas de cada grupo y 2 coeficientes de correlación entre medidas de un mismo árbol dentro de cada grupo). Las expresiones, para cada una de las zonas, se muestran en las ecuaciones 3.35 y 3.36.

### *Pinus pinaster*

"Páramos y Valles" (Grupo2) [Eq. 3.35\*]

$$\log(i_d(\text{cm})) = -7,6062 + 3,7893\text{dbh} - 0,00535\text{dbh}^2 - 0,06231G$$

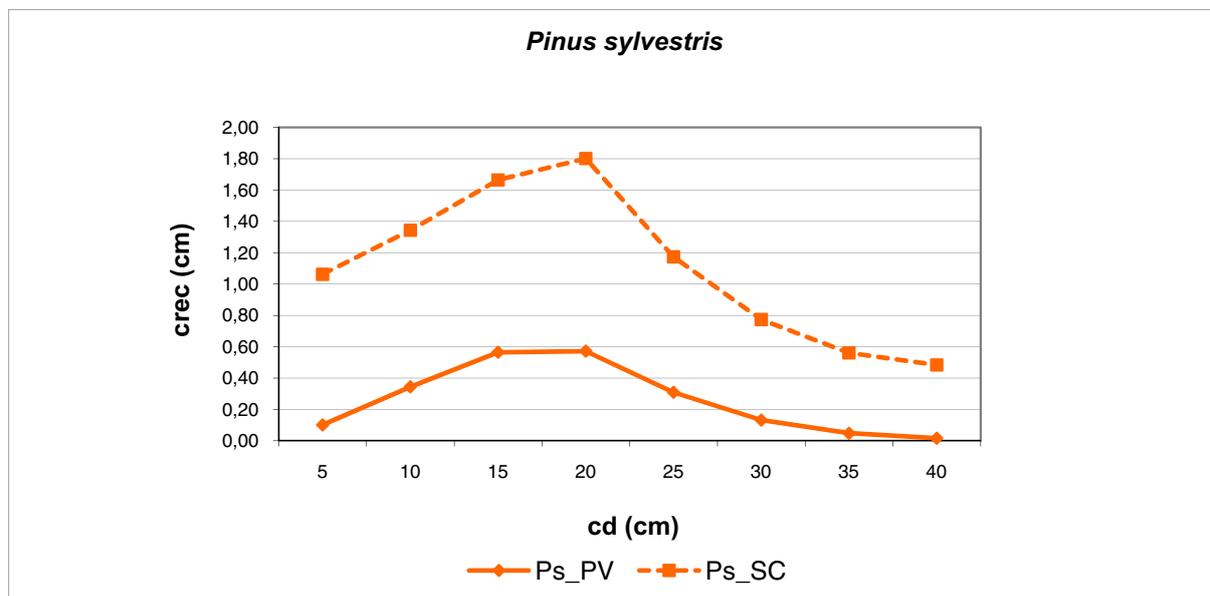
Sistema Central (Grupo 4) [Eq. 3.36\*]

$$\log(i_d(\text{cm})) = -2,5801 + 1,1494\text{dbh} - 0,00020\text{dbh}^2 - 0,03996G$$

\*donde:  $i_d$  (cm) es el incremento en diámetro desde 2000 a 2004; dbh es el diámetro normal (cm); G es el Área basimétrica del rodal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ).

En la figura 3.27 se representa la simulación del incremento en diámetro que obtendríamos a lo largo de las clases diamétricas estudiadas. Mientras en "Páramos y Valles" tenemos una función sigmoideal del crecimiento, que alcanza un máximo en las clases diamétricas pequeñas (15-20 cm), en el Sistema Central este máximo se observa en clases diamétricas superiores (>50 cm).

En el caso del pino silvestre, los modelos seleccionados para describir el incremento anual en diámetro [Eq. 3.37 y 3.38] presentaron las mismas variables dasométricas que en la especie pino negral. También fue necesario ajustar un modelo diferente en función de la zona considerada. Los estadísticos de los modelos presentaron los siguientes valores (-2log=1757,3, AIC=1767,3 y BIC=1764,2).



■ **Figura 3.28**

Simulación del incremento en diámetro en la especie *Pinus sylvestris* en cada una de las regiones consideradas.  
 Nota: Ps: *Pinus sylvestris*. PV: “Páramos y Valles”; SC: Sistema Central; cd (cm) es la clase diamétrica.

*Pinus sylvestris*

“Páramos y Valles” (Grupo 3) [Eq. 3.37\*]

$$\log(i_d (cm)) = -5,8642 + 2,5663ldbh - 0,00361dbh^2 - 0,04695G$$

Sistema Central (Grupo 5) [Eq. 3.38\*]

$$\log(i_d (cm)) = -0,8186 + 0,9922ldbh - 0,00037dbh^2 - 0,07086G$$

\*donde:  $i_d$  (cm) es el incremento en diámetro desde 2000 a 2004; dbh es el diámetro normal (cm); G es el Área basimétrica del rodal ( $m^2 ha^{-1}$ ).

**Tabla 3.24** | Componentes de la varianza del modelo lineal mixto del incremento en diámetro de *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* en “Páramos y Valles” y en el Sistema Central.

	Grupo	Varianza <sub>ji</sub> <sup>1</sup>	Varianza <sub>jik</sub> <sup>2</sup>	ρ <sup>3</sup>
<i>Pinus pinaster</i>	2	0	0,09779	0
<i>Pinus pinaster</i>	4	0,03874	0,3197	0
<i>Pinus sylvestris</i>	3	0	0,1133	0
<i>Pinus sylvestris</i>	5	1,0378	0,3428	0

<sup>1</sup>Varianza<sub>ji</sub>: Varianza entre parcelas dentro de grupo.

<sup>2</sup>Varianza<sub>jik</sub>: Varianza entre árboles dentro de parcelas de cada grupo.

<sup>3</sup>ρ: Coeficiente de correlación entre medidas de un mismo árbol dentro de cada grupo.

**Tabla 3.25** | Tests de tipo III de efectos fijos del modelo mixto del incremento en diámetro de los pinares de “Páramos y Valles”.

Efecto	gl num	gl den	Valor F	Pr > F
grupo	3	6	6,85	0,0230
ldi (grupo)	3	218	7,42	<,0001
di <sup>2</sup> (grupo)	3	218	7,54	<,0001
G (grupo)	3	218	20,20	<,0001

donde: ldi es el logaritmo del diámetro inicial del árbol (di); G es el área basimétrica de la parcela; glNum y glDen es el número de grados de libertad del numerador y del denominador, Valor F es el valor del estadístico F y Pr>F es el p- valor asociado al estadístico F.

Análogamente (figura 3.28), se puede comprobar cómo en “Páramos y Valles” el máximo de crecimiento también se da en clases diamétricas pequeñas (15-20 cm), mientras que en el Sistema Central se produce a partir de 30 cm para después ir disminuyendo. Si bien, el crecimiento máximo obtenido es menor que el mostrado para *Pinus pinaster*. En la tabla 3.24 se muestran las grandes diferencias en las varianzas entre parcelas dentro de cada grupo y a nivel de árbol en las diferentes parcelas, en las dos especies analizadas (*Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*).

Por otra parte, el test de tipo III de efectos fijos del modelo mixto que evaluaba si existían diferencias significativas en el incremento en diámetro en los pinares de “Páramos y Valles” mostró que los factores eran significativamente diferentes en al menos uno de los 3 grupos considerados (tabla 3.25).

Este análisis, nos permitió determinar el modelo de incremento en diámetro para *Pinus nigra* en “Páramos y Valles” [Eq. 3.39] y los componentes de la varianza para esta especie: varianza entre parcelas dentro de cada grupo (Varianza<sub>g</sub>=0); varianza entre árboles dentro de parcelas de cada grupo (Varianza<sub>ijk</sub>=0,1392) y el coeficiente de correlación entre medidas de un mismo árbol dentro de cada grupo ( $\rho=0,6328$ ).

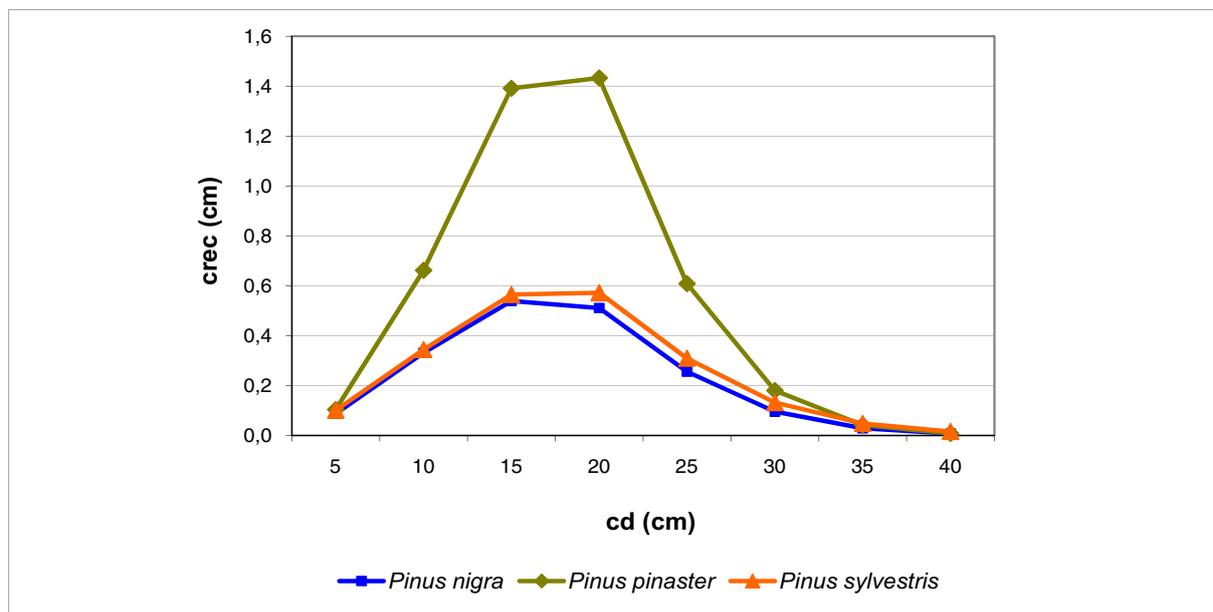
#### *Pinus nigra*

Grupo 1, “Páramos y Valles” [Eq. 3.39]

$$\log(i_d(\text{cm})) = -6,3455 + 2,7464 \text{ ldbh} - 0,00436 \text{ dbh}^2 - 0,04049 G$$

donde:  $i_d$  (cm) es el incremento en diámetro desde 2000 a 2004; dbh es el diámetro normal (cm); G es el Área basimétrica del rodal ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ).

Los contrastes individuales no nos permitieron determinar las diferencias entre las tres especies de pinos, si bien, se intuye que el pino negral presenta un incremento superior en clases diamétricas intermedias (figura 3.29).



**Figura 3.29**  
 Simulación del incremento en diámetro en las especies del género *Pinus* en “Páramos y Valles”.  
 Nota: cd (cm) es la clase diamétrica.

En este género, el incremento anual en diámetro con corteza aumenta conforme lo hace el diámetro inicial del árbol, hasta un límite, definido por el diámetro inicial al cuadrado, y disminuye a mayor área basimétrica que existe en la parcela.

### 3.3.2 Rebollos

El incremento en diámetro en la especie *Quercus pyrenaica* resultó significativamente diferente en función de la zona de estudio (“Páramos y Valles” y “La Castillería”), siendo necesarios diferentes modelos [Eq. 3.40 y Eq. 3.41] en función del grupo considerado (grupos 1 y 2). Al igual que en el género *Pinus*, el modelo presentó 6 parámetros independientes y 6 parámetros para la estructura de varianzas (2 varianzas entre parcelas dentro de cada grupo, 2 varianzas entre árboles dentro de las parcelas de cada grupo y 2 coeficientes de correlación entre medidas de un mismo árbol dentro de cada grupo).

En este caso, las variables seleccionadas para definir el incremento anual fueron la relación entre el logaritmo del diámetro inicial y la edad del árbol (t), para poder expresar el vigor vegetativo y el diámetro medio cuadrático de la parcela.

*Quercus pyrenaica*

Grupo 1 [Eq. 3.40\*]

$$\log(i_d(cm)) = 5,9859 + 8,3031 \frac{dbh}{t} - 0,2268 dg$$

Grupo 2 [Eq. 3.41\*]

$$\log(i_d(cm)) = -2,9003 + 25,3310 \frac{dbh}{t} + 0,0129 dg$$

**Tabla 3.26** | Componentes de la varianza del modelo lineal mixto del incremento diametral de *Quercus pyrenaica* en “Páramos y Valles” y en “La Castillería”.

	Grupo	Varianza <sub>ji</sub> <sup>1</sup>	Varianza <sub>ji</sub> <sup>1</sup>	$\rho$ <sup>3</sup>
<i>Quercus pyrenaica</i>	1	21,5941	0,05262	0,6372
<i>Quercus pyrenaica</i>	2	0,08221	0,03660	0,3327

<sup>1</sup> Varianza<sub>ji</sub>: Varianza entre parcelas dentro de grupo

<sup>1</sup> Varianza<sub>ji</sub>: Varianza entre árboles dentro de parcelas de cada grupo.

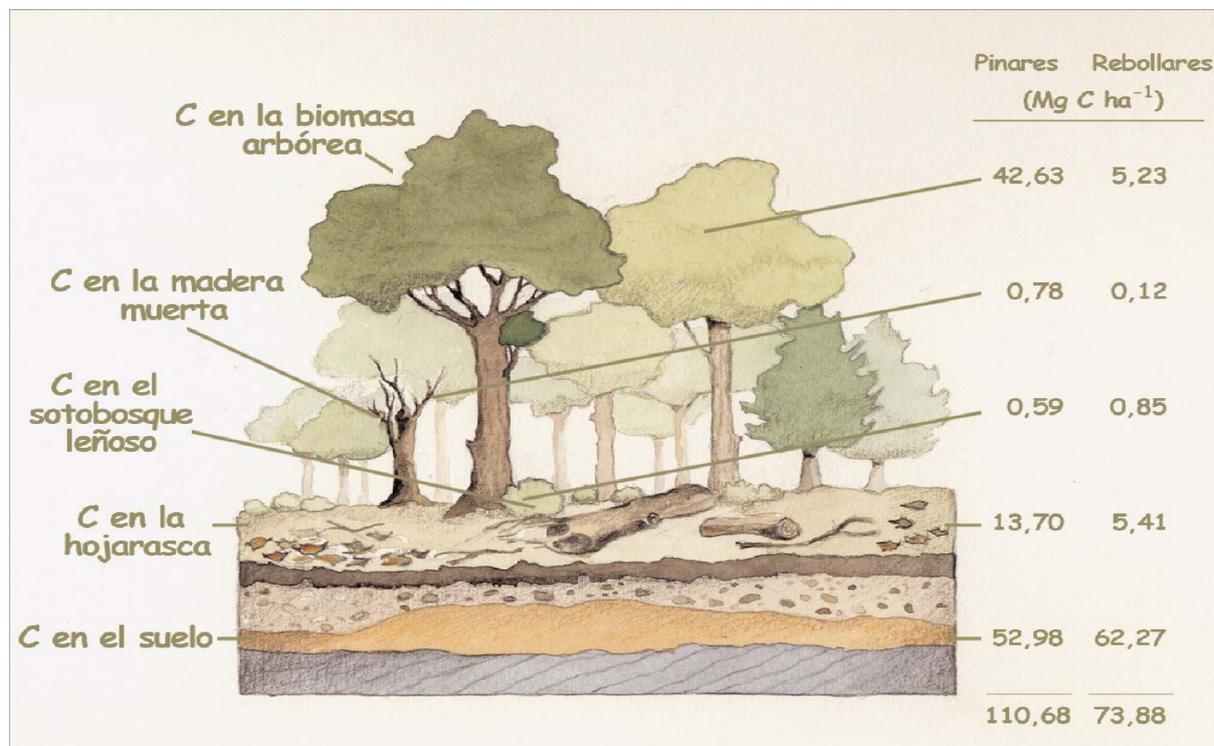
<sup>3</sup> $\rho$ : Coeficiente de correlación entre medidas de un mismo árbol dentro de cada grupo

\*donde:  $i_d$  (cm) es el incremento en diámetro desde 2000 a 2004; dbh es el diámetro normal (cm); edad es la edad del árbol en años y dg es el diámetro medio cuadrático del rodal (cm).

El crecimiento anual en diámetro en el rebollo está relacionado positivamente con el vigor del árbol (definido por el cociente  $\log(\text{modi}/\text{edad})$ ), lo que indica que los rebollos crecen más en diámetro cuanto mayor diámetro tienen a menor edad, por tanto, cuanto más vigorosos. En “La Castillería”, un mayor diámetro medio cuadrático, que expresa un mayor tamaño medio de los árboles (relacionado normalmente con una menor densidad), produce un mayor incremento en el diámetro. Sin embargo, en “Páramos y Valles” obtenemos el fenómeno contrario, a menor diámetro medio cuadrático (mayor densidad) se produce mayor crecimiento. Este resultado nos puede estar indicando qué tipo de estructura de monte tenemos en ambas zonas. En “Páramos y Valles”, el crecimiento anual del rebollo aumenta cuando hay mayor número de pies. Analizando las parcelas muestreadas, observamos que existe muy poca área basimétrica, lo que puede indicar que en esta zona, se da mayor crecimiento en diámetro en estructuras principalmente de monte bajo o medio, donde muchos pies determinan muy poca área basimétrica. Sin embargo, en la zona de “La Castillería”, el crecimiento en diámetro aumenta cuando hay menor densidad (menos competencia) y mayor área basimétrica, indicando estructuras más maduras de rebollares.

En la tabla 3.26 se muestran las grandes diferencias en las varianzas entre parcelas dentro de cada grupo y a nivel de árbol en las diferentes parcelas, en los rebollos de las dos comarcas analizadas.

Los modelos fueron evaluados con distintos parámetros de validación. En el caso de los pinos, el porcentaje del error residual (E%) y el porcentaje del error absoluto (MAD%) fue de -3,69% y 21,3%, mientras que en el caso de los rebollos, presentó un valor de 4,25 y de 8,13%, respectivamente. Al estudiar los distintos parámetros a lo largo de las clases diamétricas, se aprecia cómo en el caso de los pinares, los residuales son negativos en las clases diamétricas menores, indicando que, en edades jóvenes, el modelo sobreestima el incremento en diámetro, mientras que en las clases diamétricas superiores el sesgo es positivo. Lo mismo ocurre en el caso de los rebollos, donde los mayores errores se encuentran en las clases diamétricas más pequeñas (Anexo VII).



■ Figura 3.30

Carbono total acumulado en los distintos componentes del ecosistema forestal en los pinares y rebollares de “Páramos y Valles”. Ilustración: Rosa Sánchez.

### 3.4 Cuantificación total de carbono en el ecosistema forestal

La figura 3.30 muestra los resultados medios de los valores obtenidos en los distintos componentes de los dos ecosistemas forestales estudiados en la comarca “Páramos y Valles” (pinares de repoblación y rebollares naturales). Salvo en sotobosque y suelo, los valores obtenidos en los distintos componentes en los pinares son superiores a los rebollares.

El carbono asimilado en la fotosíntesis, descontando el proceso respiratorio, es en parte retenido en la biomasa arbórea (pinares > 40 Mg C ha<sup>-1</sup>; rebollar > 5 Mg C ha<sup>-1</sup>) y en el estrato arbustivo y de matorral (pinares > 0,5 Mg C ha<sup>-1</sup>; rebollar > 0,8 Mg C ha<sup>-1</sup>). Parte del carbono de la biomasa es liberado al suelo con la hojarasca (pinares > 10 Mg C ha<sup>-1</sup>; rebollar > 5 Mg C ha<sup>-1</sup>) y la madera muerta (pinares > 0,7 Mg C ha<sup>-1</sup>; rebollar > 0,1 Mg C ha<sup>-1</sup>) que, a su vez, son parcialmente oxidados por acción microbiana, revertiendo parte del carbono a la atmósfera y acumulándose el resto como carbono edáfico (pinares y rebollares > 50 Mg C ha<sup>-1</sup>). Podemos observar cómo los componentes sotobosque leñoso y madera muerta presentan un peso pequeño dentro del ecosistema, pues el contenido de C que ellos aportan no llega al 2% del total en ambos ecosistemas. Resulta significativo el aporte de la hojarasca al cómputo total, siendo más importante en los pinares (mayor acumulación) que en los rebollares.

Los resultados por tipo de masa se encuentran reflejados en la tabla 3.27. Allí podemos ver algunas diferencias en el C acumulado en distintos componentes en los tipos de masa de pinar como

**Tabla 3.27** | Cuantificación de C (Mg ha<sup>-1</sup>) en los componentes del ecosistema forestal en los distintos tipos de masa.

En Mg C ha <sup>-1</sup>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>
Biomasa arbórea	44,31 (39,2%)	40,52 (44,4%)	43,08 (39,1%)	5,23 (7,1%)
Sotobosque arbustivo y de matorral	0,79 (0,7%)	0,43 (0,5%)	0,55 (0,5%)	0,85 (1,2%)
Madera muerta total	0,81 (0,7%)	0,61 (0,7%)	0,79 (0,7%)	0,12 (0,2%)
Árboles muertos en pie	0,25 (0,2%)	0,14 (0,2%)	0,27 (0,2%)	0,1 (0,1%)
Troncos caídos en el suelo	0,46 (0,4%)	0,13 (0,1%)	0,06 (0,1%)	0,02 (0,0%)
Tocones	0,11 (0,1%)	0,34 (0,4%)	0,47 (0,4%)	0 (0,0%)
Hojarasca	13,87 (12,3%)	12,99 (14,2%)	13,71 (12,4%)	5,41 (7,3%)
Suelo	53,39 (47,2%)	36,61 (40,2%)	52,16 (47,3%)	62,27 (84,3%)
<b>TOTAL</b>	<b>113,17</b>	<b>91,16</b>	<b>110,29</b>	<b>73,88</b>

Nota: Entre paréntesis, el porcentaje que supone cada componente con respecto al total de C fijado en el ecosistema.

en el sotobosque arbustivo y de matorral, en los árboles caídos en el suelo y los tocones, y en el suelo. También se observa que, en “Páramos y Valles”, el tipo de pinar que menos C total acumula es la masa de *Pinus pinaster* y la que más la de *Pinus nigra*.

The background of the page is a close-up photograph of autumn leaves. A prominent yellow leaf with brown spots is in the foreground, while other green and yellow leaves are blurred in the background.

| 4 |

discusión

---



## Discusión

Los trabajos de esta memoria han cuantificado el carbono acumulado en los distintos componentes de dos ecosistemas forestales mediterráneos. La cuantificación se ha realizado mediante diferentes análisis: retrospectivo (anexo I), estático (anexos II-VI) y dinámico (anexo VII) y distintos niveles de detalle (árbol, rodal, comarca). Los distintos enfoques y escalas nos han permitido obtener diferentes resultados. Mientras el análisis retrospectivo nos ha acercado a la dinámica previamente experimentada por el ecosistema, el enfoque estático nos ha dado la oportunidad de conocer el C almacenado en los componentes del ecosistema forestal en el momento actual, y el dinámico simular el desarrollo de la biomasa arbórea identificando las causas y los efectos de su evolución. Por otra parte, las mediciones realizadas a nivel árbol han intentado entender los mecanismos y funcionamiento del individuo. Estos resultados, extrapolados a nivel de rodal, han tenido en cuenta la composición específica y características dasométricas, dando a conocer qué sucede a nivel de unidad de gestión. Finalmente, la heterogeneidad espacial (posibles perturbaciones, cortas, etc.) ha sido considerada en la escala comarcal.

La cuantificación de carbono es un paso importante para determinar qué ocurre en estos ecosistemas, evaluar la sostenibilidad de los mismos y analizar cómo, mediante la gestión, podemos conseguir que las masas arbóreas mantengan su valor y optimicen la fijación de carbono como objetivos complementarios a los socioeconómicos, productivos y de mantenimiento de la biodiversidad.

### 4.1 Cuantificación retrospectiva de C a escala comarcal

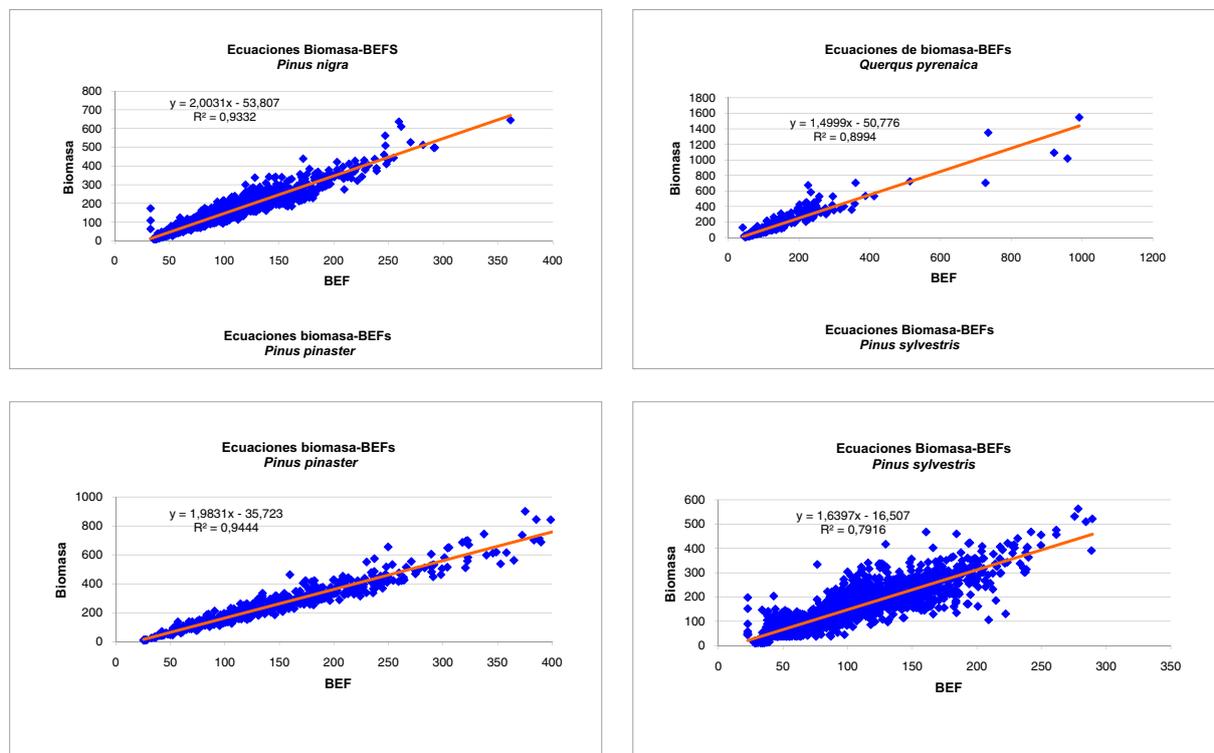
La metodología para determinar el balance de fijación de carbono en las dos comarcas estudiadas ("Páramos y Valles" y Sistema Central) nos ha permitido conocer la evolución del C almacenado en la biomasa arbórea entre dos momentos, en el periodo de tiempo entre el IFN2 y el IFN3. Los resultados de este trabajo revelan que estos ecosistemas son importantes reservas de carbono debido a las tasas actuales de fijación de C en la biomasa arbórea, al crecimiento experimentado por los mismos, a los niveles de masa incorporada, y al aumento de superficie forestal desde los años noventa. Las tasas de fijación de las distintas especies, salvo en el caso del rebollo en "Páramos y Valles", están de acuerdo con trabajos realizados en otras masas forestales. En ecosistemas españoles, los estudios realizados sobre fijación, *en términos de CO<sub>2</sub>*, muestran que la acumulación de carbono es de 103 Mg de CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> en las masas de *Pinus pinea* en Andalucía, según Montero et al. (2002), 214 y 398 Mg de CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> en *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica* en "Matas de Valsain" y

"Pinar de Valsain" (Segovia), según Montero et al. (2004), ó 150 Mg de CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> y 100 Mg de CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> en *Pinus pinaster* en Almazán y Burgo de Osma (Soria), según Osorio (2005). En otras partes del globo y, en términos de fijación de C, hay estudios con valores similares a los nuestros, como los encontrados por Laclau (2003) en Argentina para *Pinus ponderosa* (52,3 Mg de C ha<sup>-1</sup>) y para *Austrocedrus chilensis* (73,2 Mg de C ha<sup>-1</sup>) o los encontrados por Návar (2009) en México. Si bien, el rango aportado por Mund et al. (2002) en *Picea abies* en centro Europa (35-180 Mg de C ha<sup>-1</sup>) pone de manifiesto el menor valor encontrado en nuestras masas. Valores superiores a 100 Mg de C ha<sup>-1</sup> han sido encontrados en numerosos estudios como Vande Walle et al. (2001) en frondosas en Bélgica, Neilson et al. (2007) en frondosas de mediana edad en Canadá o Vallet et al. (2009) en masas de *Quercus petraea*. Este último determinó un valor de 71 Mg de C ha<sup>-1</sup> para *Pinus nigra* en Francia. La tasa neta de fijación de "Páramos y Valles" (0,94 Mg de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) está dentro del rango obtenido por Brown (1996), que oscila entre 0,8 y 2,4 Mg de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y es similar a la obtenida por Gaboury et al. (2009) en Canadá (1,1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). La menor tasa obtenida en el Sistema Central (0,44 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) está de acuerdo con las obtenidas en otros estudios (0,46-0,64 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) como el de Backéus et al. (2005) en Suecia.

Por otra parte, la tasa de aprovechamiento nos ha informado sobre la sostenibilidad de los recursos extraídos del ecosistema en el periodo analizado. Esta tasa, relación entre las cortas realizadas y la suma de crecimiento y masa incorporada, en ambas zonas y en las distintas especies, presenta valores inferiores a 1, lo que indica que el carbono está siendo acumulado en todas las especies arbóreas. Los mayores valores se encuentran en la especie *Pinus pinaster* en "Páramos y Valles". Este resultado se debe a 1) la mayor presión que se produce en esta especie en las claras y claros llevados a cabo al presentar peores fustes desde el punto de vista tecnológico y 2) a la menor utilización de esta especie en las sucesivas repoblaciones ejecutadas en comparación con las otras dos pináceas. Por otra parte, los valores más pequeños han sido obtenidos por *Pinus nigra* en las dos regiones, si bien, las causas son distintas. Mientras en el Sistema Central, este valor corresponde a la escasa representatividad de la especie, en el caso de "Páramos y Valles" los mayores valores del denominador se deben a su buena adaptación a la comarca. En otros estudios se han obtenido tasas de aprovechamiento similares a las nuestras. Es por ejemplo el caso de Cienciala et al. (2008), que estimó una tasa comprendida entre 0,72-0,84 en función del escenario considerado. Este índice puede ser de vital importancia en los planes dasocráticos de gestión, orientando los aprovechamientos madereros hacia determinadas especies o hacia la potenciación de otras para optimizar el secuestro de carbono.

Finalmente, el balance de fijación podría haber sido calculado con otras metodologías, por ejemplo, mediante factores de expansión de biomasa (BEF) (IPCC, 1996). Los resultados hubieran sido ligeramente mayores (figura 4.1) en los cuatro tipos de masa estudiados. Este resultado está de acuerdo con Ximenes et al. (2008), que apunta que a través de esta metodología, el cálculo puede dar lugar a sobreestimaciones, al depender la estimación de biomasa del factor de expansión y volumen del árbol, y éste a su vez, del diámetro y la altura. Además, con las ecuaciones alométricas de Montero et al. (2005) se puede determinar la parte correspondiente a la biomasa radical, lo que permite a su vez, calcular la biomasa total.

Los resultados obtenidos en este trabajo permiten conocer qué medidas pueden incrementar la captura de C de una comarca (Rautiainen et al., 2009), unidad muchas veces gestionada desde



■ **Figura 4.1**

Comparación de la biomasa arbórea obtenida mediante las ecuaciones de Montero et al. (2005) y Factores de expansión de biomasa (BEF) en *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica*.  
 Nota: Biomasa es el valor de biomasa estimado por las ecuaciones de Montero y BEF es el valor estimado mediante los Factores de Expansión de la Biomasa.

los servicios forestales. El balance de fijación determinado en este estudio mediante los datos del IFN es una herramienta útil para conocer la evolución de la fijación de carbono, lo que permite analizar distintos escenarios de gestión forestal y las prescripciones selvícolas oportunas para el mantenimiento de la biodiversidad y la sostenibilidad de los recursos madereros. Sin embargo, tiene como inconvenientes su dependencia respecto a los datos del IFN y a las ecuaciones de biomasa existentes, así como a la precisión de los índices de conversión de biomasa a carbono y a CO<sub>2</sub>.

## 4.2 Cuantificación estática de C a escala rodal

### 4.2.1 Caracterización de la biomasa arbórea

La caracterización de la biomasa arbórea se ha realizado mediante una serie de modelos que describen las características de la copa y el fuste. Las ecuaciones de biomasa, de perfil exterior del fuste, de las distintas dimensiones de los tejidos interiores o la relación *hd* permiten determinar las variables Biomasa y Volumen, necesarias para cuantificar el contenido de carbono en el árbol. Esta información define la estructura del rodal a nivel ecológico (contenido de C) y fisiológico, evaluando las condiciones del sitio y la productividad (Návar, 2009). Así, mientras el fuste suministra el soporte físico y fisiológico a la copa, la relación entre albura y duramen determina la cantidad de savia transportada o la asimilación neta convertida en tejido, el modelo de perfil exterior

describe la eficiencia de crecimiento del fuste (Jarvis y Leverenz, 1983; Shelburne et al., 1993) o la relación  $hd$  nos informa sobre la estabilidad mecánica del árbol (Niklas, 1992).

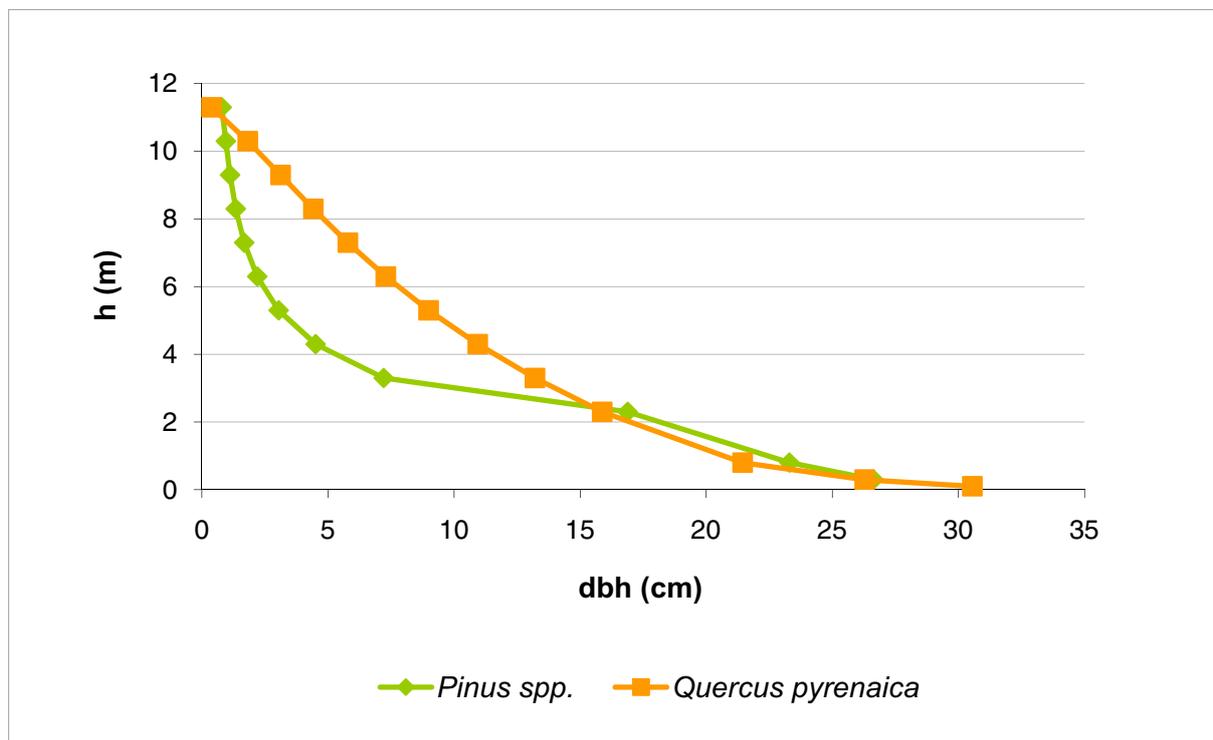
#### *Ecuaciones de biomasa propias*

Las ecuaciones de biomasa ajustadas pretendían establecer ecuaciones específicas para repoblaciones de coníferas de mediana edad. Los ajustes de este trabajo no han mejorado la predicción realizada por Montero et al. (2005). Simplemente, se ha obtenido una ecuación general para la biomasa de la copa y del fuste por separado, sin diferenciar ecuaciones de las distintas partes de la copa y biomasa total. Una muestra mayor de datos nos hubiera permitido determinar ecuaciones alométricas para este tipo de masas. Sin embargo, el estudio de los 12 árboles ha ampliado el conocimiento sobre la distribución, proporción y estructura de las distintas partes de la copa y su concentración de carbono. Asimismo ha aportado información adicional sobre la relación entre la copa y el fuste, como la relación entre la superficie de la albura y la biomasa de la copa. Esta relación lineal ha sido ajustada por varios autores (Shinozaki et al., 1964; Grier y Running, 1977; Rogers y Hinckley, 1979; Waring et al., 1981; Whitehead et al., 1984; Blanche et al., 1985; Mäkelä et al., 1995; O'Hara y Valappil, 1995). Las ecuaciones obtenidas permiten obtener la biomasa de la copa de una forma rápida en repoblaciones densas de mediana edad. Estudios más amplios en este tema podrían profundizar en la permeabilidad del fuste, analizando la eficiencia de transporte o la conductividad hídrica como el desarrollado por Reid et al. (2003) para *Pinus contorta* en Canadá teniendo en cuenta la clase social del árbol.

#### *Modelo de perfil exterior*

El modelo de Stud-D'Aquitaine et al. (1999), inspirado en el propuesto por Newnham (1992), fue el seleccionado tanto en los pinares como en los rebollares. Esta ecuación es flexible, versátil y se adapta a distintos grupos de datos. Además, ha sido probada con éxito por otros autores para otras especies y localizaciones, como para *Pinus radiata* en el País Vasco (Rodríguez et al., 2004), para *Populus x euramericana* (Dode) Guinier cv. I-214 en Huesca (Rodríguez y Blanco, 2001) y para *Pinus sylvestris* en Castilla y León (Lizarralde, 2008). Asimismo, cada una de las variables de esta ecuación explica una parte del perfil del árbol. Así, las variables  $a_{10}$  y  $a_{11}$  representan la parte superior del árbol, que correspondería con el tronco de cono, siendo el parámetro  $a_{11}$  el que representa la esbeltez. La variable asociada al parámetro  $a_2$  explica la zona paraboloides del tronco mientras que  $a_3$ ,  $a_4$  y  $a_5$  representan la zona del raigal con forma neiloide. Más concretamente,  $a_3$  muestra la anchura total del raigal,  $a_4$  la altura de esa zona y  $a_5$  el diámetro relativo donde acaba el raigal, en el cual el árbol deja de ser neiloide. En nuestro caso, los distintos parámetros indican las características de los dos grupos de especies, sobre todo el valor del  $a_{50}$  y  $a_{51}$ , valores que definen el raigal (figura 4.2). Así, el perfil de los pinos presentaría un raigal mucho más marcado, con una mayor proporción de forma paraboide que los rebollos. Por otra parte, el parámetro  $a_{11}$ , relacionado con la esbeltez del árbol e indicador de la conicidad, atribuye en los dos grupos de especies una descriptiva cónica a lo largo del fuste. El valor encontrado en el rebollo, aunque negativo, es pequeño y no muestra interferencias en esta conicidad.

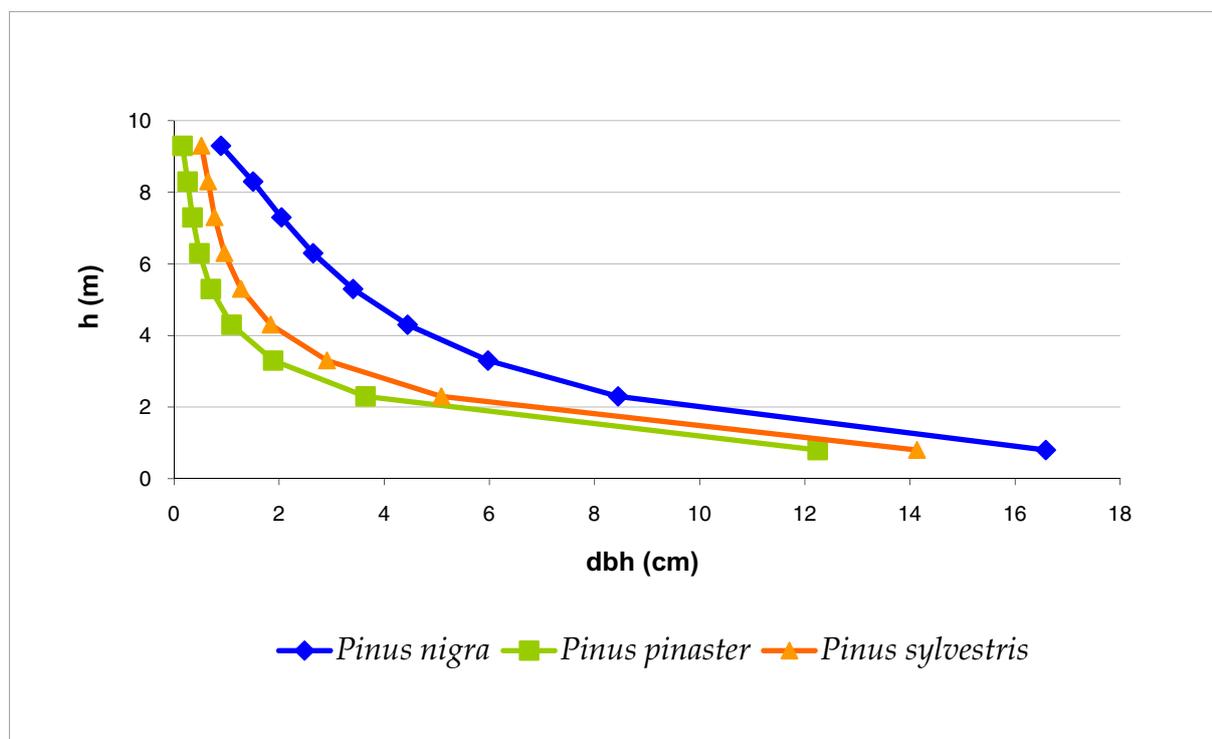
La validación de los modelos determinó que, en el caso del rebollo, la ecuación no estimaría bien el diámetro obtenido en las mayores alturas del árbol, parte menos importante desde el punto



**Figura 4.2**  
 Diferencias en la evolución del perfil a lo largo del fuste en *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica*.  
 Nota: dbh (cm) es el diámetro normal y h (m) es la altura del árbol.

de vista tecnológico. Esta peculiaridad también ha sido reflejada por otros autores (Crecente-Campo et al., 2009). Puesto que el trasmochado, puntisecado y las bifurcaciones son comunes en este tipo de especies, se podría pensar que, para el análisis del perfil en esta especie, podrían cobrar importancia índices como la forma de cubicación, definido por el IFN. El IFN utiliza este índice para clasificar la forma del árbol en función de su curvatura y ramosidad y así determinar el volumen del árbol con una tarifa de cubicación acorde a estas características. La importancia de la forma de cubicación ha sido demostrada en el ajuste de la relación  $hd$  para esta especie (Anexo II.3). Sin embargo, en este caso no fue considerado pues este índice no tenía en cuenta variables de masa o tratamientos selvícolas en el volumen individual del árbol. Con el modelo de perfil ajustado podemos cumplir el objetivo de estimar de una forma robusta y fiable el volumen mediante integración y clasificar los distintos productos maderables en la mayor parte del fuste mediante programas como CubiFOR (Rodríguez et al., 2008).

El test F parcial determinó que las especies del género *Pinus* (*Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*) presentaban formas de perfil diferentes. Resultados de procesos similares han sido obtenidos en trabajos anteriores como Castedo et al. (2005), Corral-Rivas et al. (2007), Crecente-Campo et al. (2009). Las razones pueden ser 1) causas mecánicas (Larson, 1963), como la resistencia que debe hacer el árbol frente a fenómenos como el viento, 2) causas fisiológicas, como el control de la actividad del cambium por parte de sustancias de crecimiento o por el movimiento de fluidos (agua y nutrientes) dentro del árbol, etc., 3) una combinación de todas ellas (Castedo,



■ Figura 4.3

Perfil de cada una de las especies de *Pinus* spp. en "Páramos y Valles".

Nota: dbh (cm) es el diámetro normal y h (m) es la altura del árbol.

2003). Sin embargo, estos factores han debido afectar a las tres especies por igual debido a que son repoblaciones de una edad similar (30-60 años), creciendo en condiciones homogéneas, motivo por el que la obtención de distintos modelos de perfil puede deberse a cuestiones de adaptación y genéticas. Los resultados muestran que el perfil del pino laricio es diferente a las otras dos especies, sobre todo entre los 2 y 3 m de altura. Esto es importante desde el punto de vista tecnológico, pues la mayor conicidad de *Pinus sylvestris*, diámetros más delgados en altura, contrasta con un fuste más cilíndrico en la especie *Pinus nigra*. Como en la comarca, los productos obtenidos tienen como destino madera de sierra (troza basal), apeas y trituración, *Pinus nigra* presentaría actualmente los mejores rendimientos madereros (figura 4.3).

Con los modelos obtenidos se describe el perfil de las 4 especies consideradas. Así podemos estimar tanto el volumen total, como el volumen maderable de las diferentes fracciones en las que se puede dividir el tronco, lo que a su vez permite conocer la biomasa acumulada en las distintas trozas, determinar el rendimiento de cada una de ellas (Rodríguez y Broto, 2003) y el uso comercial más adecuado (madera de trituración, madera de sierra, desenrollo...) (Amidon, 1984; Reed y Green, 1984) y, en función de este último, determinar el periodo de retorno del CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Montero et al., 2002).

Por otra parte, al evaluar la variabilidad del factor de forma  $r$ , en los perfiles interiores de las distintas especies, el modelo mixto determinó diferencias significativas en función del quinquenio considerado. Los factores que se asocian a la variabilidad de la forma del árbol están relacionados

con las características del individuo (Kilkki, 1983), como la razón de copa o posición social dentro de la masa, con la estación o con las características de la masa como la densidad, la edad, la altura dominante o el área basimétrica (Muhairwe, 1994; Tassisa y Burkhart, 1998).

Estos resultados implicarían que, en función de la edad, obtendríamos diferentes perfiles, por lo que deberíamos saber a qué edad podríamos conseguir resultados más homogéneos. Si bien, los resultados obtenidos en este apartado requieren de estudios más detallados, pues se ha evaluado el factor de forma  $r$  en vez del perfil en sí en cada quinquenio. El hecho de que la metodología seguida para determinar diferencias entre el perfil de las especies (test de Lakkis-Jones) con el modelo completo y reducido no haya podido ser aplicada en los quinquenios por problemas de convergencia nos impide seguir avanzando. Una muestra mayor de datos y herramientas más actualizadas (como un test de medidas repetidas para modelo mixto) nos ayudarían a resolver de una forma más efectiva esta cuestión.

### *Tejidos interiores*

Los resultados de esta memoria nos han permitido ajustar ecuaciones que nos describen el espesor de corteza y las características que presentan el duramen y la albura a lo largo del fuste. El conocimiento de estos aspectos resulta de vital importancia para tener en cuenta su potencialidad tecnológica (productos forestales obtenidos del duramen y de la albura, ciclo de vida de los mismos, destino final de los productos obtenidos de ellos....) y ecológica (cantidad de madera y corteza extraída/dejada del ecosistema, cantidad de carbono almacenado en cada tejido anatómico, etc.).

Las ecuaciones de espesor de corteza son importantes pues permiten conocer el diámetro normal sin corteza a partir del diámetro normal con corteza, y viceversa, de cualquier árbol individual de la base de datos, lo que es muy útil para el posterior desarrollo de modelos de perfil con y sin corteza. Existen muy pocas publicaciones referidas a la propia creación de ecuaciones de espesor de corteza (Ritchie y Hann, 1984; Larsen y Hann, 1985; Courbet y Houllier, 2002; Lizarralde, 2008). Este último autor encontró que la regresión no lineal era la que mejores resultados daba en las dos especies estudiadas, pino negro y pino silvestre en masas naturales.

Por otro lado, la caracterización de los tejidos interiores a partir de los modelos seleccionados permite obtener información sobre el funcionamiento del árbol y sobre la optimización de la especie. Así, podemos ver que el volumen del duramen depende de la edad del árbol. La influencia de la edad en la formación del duramen ha sido estudiada en distintas especies como *Eucalyptus* y *Pinus radiata* (Bamber, 1976), *Pinus banksiana* (Yang y Hazenberg, 1991), *Pinus canariensis* (Clement et al., 1998) o *Picea abies* (Sellin, 1994). En cambio, el volumen de albura presentó una alta correlación con el diámetro y la altura del árbol. Se han encontrado también correlaciones similares por varios autores, como Morais y Pereira (2007) en *Eucalyptus globulus*, aunque otros estudios han determinado una tendencia más constante a lo largo del árbol, como en *Pinus contorta* (Yang y Murchison, 1992) o *Pinus pinaster* (Pinto et al., 2004; Knapic y Pereira, 2005).

Estos modelos pueden estimar, en masas de condiciones similares a las estudiadas, las características internas de los árboles. Las ecuaciones que relacionan el diámetro de la albura con el diá-

metro normal son herramientas eficaces para la gestión, de cara a conocer la permeabilidad del árbol, poder acceder a la información de la biomasa de la copa o conocer la proporción de duramen en función de la especie. Este último aspecto, sin embargo, necesita de mayor profundización debido a la escasa cantidad de duramen observada en los árboles analizados. En este sentido, otros estudios podrían ahondar en el proceso de duramización, conocer características dasométricas que lo influyen, etc.

Los resultados de este trabajo confirman que la concentración de carbono es diferente en función del tipo de tejido o parte anatómica considerada (duramen, albura y corteza). Estos resultados están de acuerdo con otros como los de Ximenes et al. (2008) para *Pinus radiata*, que determinaron que la concentración de carbono varió entre las distintas posiciones del fuste. Por otra parte, coincidiendo con nuestros análisis, tanto Gifford (2000) como Ximenes et al. (2008) encontraron que la concentración de carbono en la corteza era superior a 50%, siendo en el primer caso 57,3% y en el segundo de 53,3%. En el caso de la corteza, la literatura citada también expresa la peculiaridad de contener materiales poliméricos particulares (Ellis, 1973) y una menor cantidad de celulosa. Por otra parte, al igual que en nuestro caso, Gifford (2000) concluyó que había un 10% menos de carbono en la albura que en el duramen. Sin embargo, Ximenes et al. (2008) encontró valores superiores en *Pinus radiata*. En este sentido, hay varios factores que contribuyen a la variación de la concentración de carbono en las distintas partes anatómicas. Estos factores están asociados con los extractivos que inhiben el metabolismo primario, también involucrados en la formación del duramen. Los cambios más importantes que ocurren en la transformación de albura en duramen incluyen la pérdida de azúcares almacenados en las células parenquimatosas y la muerte y lignificación de las mismas, depositándose diferentes extractivos, particularmente, componentes fenólicos con una concentración de carbono superior al 60%. La diferente concentración de carbono y la distinta densidad aparente en el duramen frente a la albura hacen que un mismo volumen corresponda con un mayor porcentaje de biomasa, por lo que el duramen almacena mayor contenido de carbono (Climent et al., 2003). Así, árboles con gran volumen de duramen acumulan mayores contenidos de C en sus tejidos.

La tendencia de la concentración de carbono a lo largo del fuste en las distintas partes anatómicas presentó diferentes concentraciones en las 3 especies del género *Pinus* estudiadas. Mientras que la albura presentó una concentración creciente a lo largo del fuste en las cuatro especies consideradas, la corteza y el duramen presentaron una tendencia decreciente y parabólica respectivamente. En el primer caso, una mayor actividad meristemática cerca de la copa implicaría una mayor concentración de carbono. En el segundo, un mayor periodo de tiempo desde que comenzó a formarse el duramen repercutiría en una mayor fijación de extractivos en la parte más baja del árbol. En el caso de la corteza, el tiempo de formación y de fijación de los diversos extractivos (taninos) explicaría el distinto comportamiento a lo largo del fuste. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia del uso final del producto. El tiempo de retorno de C a la atmósfera no es igual si la madera se destina a la obtención de celulosa para su transformación en papel (albura) o si unas determinadas trozas se destinan a lograr vigas de unas determinadas dimensiones (albura o duramen). En este sentido, se constata que la silvicultura aplicada y la capacidad tecnológica del rodal determinan el carbono fijado en el ecosistema y fuera de él. Si los restos de corta (partes más altas del árbol, ramas, restos de corteza,...) son dejados en el ecosistema, el C total almacenado en ellos formaría parte, a partir de ese momento, del componente madera muerta y la relación de car-

bono emitido/fijado estaría en función de la descomposición natural. En nuestro caso concreto, los diversos usos tecnológicos de las especies hacen que las distintas partes anatómicas sean más deseadas en unas especies que en otras. Así por ejemplo, el duramen en la especie *Quercus pyrenaica* es muy valorado desde un punto de vista enológico para elaborar las barricas para la crianza de vinos (Broto et al., 2009). Por otra parte, la madera de pino puede ser utilizada también en la obtención de energía, como biomasa. En este caso, la albura es la parte más óptima para este fin. Además, los distintos componentes resinosos embotan las sierras dificultando el trabajo en el aserradero por lo que la madera de duramen de pino no es tan apreciada en el sector. Cuanto mayor es la calidad de la madera, mayor proporción de productos de larga vida útil se fabrican, y es más rentable en términos de fijación de carbono.

#### *Relación hd*

El modelo de Mirkovich (1958), presenta como variables el diámetro medio cuadrático y la altura dominante, regresores que nos aportan información sobre características dasométricas de los rodales y sobre la gestión forestal aplicada en los mismos. Tanto en pinares como en rebollares, los resultados obtenidos determinaron que se necesitaba una ecuación diferente para cada una de las zonas consideradas. En el caso de los pinares, una causa fue el diferente desarrollo presentado en los rodales. Los de "Páramos y Valles" presentaron mayor densidad y menor desarrollo que los del Sistema Central. Por otro lado, la gestión forestal aplicada en ambas regiones también responde a los resultados obtenidos. Debido a que en el Sistema Central muchas de las masas de *Pinus pinaster* han estado destinadas a la producción de resina, la silvicultura aplicada ha consistido en tratamientos tempranos de clareos y claras que maximizan la producción, obteniendo fustes rectos y espaciados unos de otros. Por otra parte, la madera de *Pinus sylvestris* del Sistema Central siempre ha sido muy valorada debido a sus rendimientos en aserradero y chapa. Este beneficio ha permitido la realización de tratamientos selvícolas desde edades tempranas. Esta gestión nada tiene que ver con la efectuada en "Páramos y Valles". Para empezar, el origen de estas repoblaciones fue el de protección de suelo-laderas y el ritmo de los distintos tratamientos culturales es más dilatado en el tiempo, debido a los menores rendimientos del producto, a una peor red viaria y a la existencia de terrazas.

Por otra parte, en el caso de los rebollares, varias razones hacen que se necesiten distintas ecuaciones para las dos regiones consideradas. En primer lugar, porque según la clasificación de masas de Roig et al. (2007), en la cornisa cantábrica, la mayoría de las masas pertenecen a tallares jóvenes densos con pequeños diámetros, mientras que en el Sistema Central la gran parte forma parte de las masas maduras de tallares desarrollados o biestratificados. Esta diferenciación de masas hace que el desarrollo obtenido por los pies en ambas regiones sea distinto. Además, en la Cordillera Cantábrica el huroneo efectuado en los robledales para construir la vía de "La Robla" y para otros usos mercantiles a lo largo de los siglos ha causado la desaparición de grandes dehesas boyales que nos encontrábamos en esta parte de la península. Este no ha sido el caso del Sistema Central, donde nos encontramos con formaciones de dehesas y masas con árboles maduros tanto en Salamanca, como en Ávila y Segovia. Estas circunstancias hacen que la estructura del rodal sea diferente en ambas zonas. Debido al creciente y desgraciado abandono del medio rural (más acusado en la Cornisa Cantábrica que en el Sistema Central), las masas de rebollo se están transformando poco a poco en masas degradadas o tallares jóvenes densos con pequeños diámetros.

Por otra parte, el creciente aumento de áreas agrarias recuperadas por rebollares hace que los rebrotes tengan también este tipo de estructura. Por todas estas razones, conocer la evolución del diámetro y la altura es de vital importancia en esta especie de cara a orientar la selvicultura hacia objetivos concretos de gestión en función de la masa considerada y el futuro uso potencial de la misma. Para ello, las expresiones obtenidas en función del índice de cubicación aportan información relevante para tal fin.

En resumen, todos los resultados referentes a la caracterización de la biomasa arbórea configuran de una forma concreta un diagnóstico desde el árbol individual al rodal, que puede orientar la selvicultura y gestión a aplicar en la masa (Matney y Sullivan, 1982; Laassasenaho, 1983; Muhairwe, 1993). La información del rendimiento de las trozas obtenida por los modelos de perfil, junto con el análisis tecnológico y ecológico a través de la caracterización de los tejidos interiores (dimensiones y carbono) permiten orientar las prescripciones selvícolas y determinar el C acumulado en el futuro. Sabiendo que por cada  $\text{m}^3$  de fuste existen unos 200 kg de C en las especies de pino y unos 275 kg en los rebollos (figura 3.12), la planificación forestal de "Páramos y Valles" puede introducir la capacidad de sumidero de las masas forestales como un objetivo más dentro de la gestión forestal aplicada en la comarca.

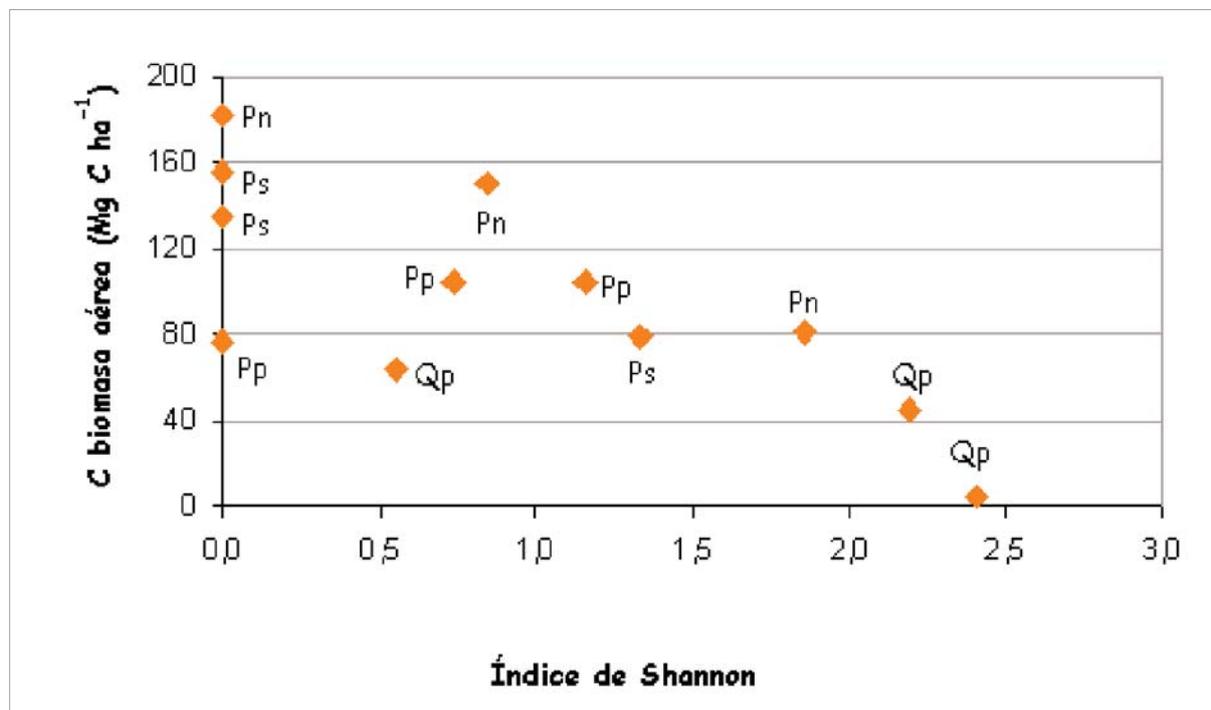
#### 4.2.2 Caracterización estructural del sotobosque arbustivo y de matorral

Los resultados del trabajo sobre estrato arbustivo y de matorral nos han permitido determinar las principales características estructurales y la cantidad de carbono almacenado en el mismo, comprobando su importancia potencial dentro del ecosistema forestal.

La información obtenida de los dos muestreos realizados ha sido complementaria. Mientras el análisis comarcal permitió conocer el valor máximo de carbono acumulado por parcela en la comarca ( $10,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), el muestreo de los transectos, determinar otros parámetros que definen la funcionabilidad y la ecología del sotobosque como la riqueza, abundancia, uniformidad o diversidad.

Los parámetros estructurales han mostrado diferencias en función del tipo de ecosistema considerado. En los rebollares, se obtuvieron mayores valores de riqueza, abundancia, uniformidad y diversidad. La estructura del rodal y la densidad arbórea de los pinares se ha manifestado influyente en las características del estrato arbustivo y de matorral. Este hecho, ha sido corroborado en numerosos estudios (Sigurdsson et al., 2005; Butler et al., 2008; Ramírez y Díaz, 2008). En este sentido, estudios más específicos que evalúen la diversidad y funcionamiento del estrato de arbustivo y de matorral en función de distintas estructuras de biomasa arbórea permitirían ampliar el conocimiento de la influencia de la selvicultura y de la gestión aplicada en el mismo (Butler et al., 2008).

Tanto el estudio local como el comarcal determinaron unos valores similares en cuanto a la cantidad de carbono almacenado en el sotobosque arbustivo y matorral ( $0,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Otros trabajos han abordado el estudio de la fitomasa y carbono almacenado en el sotobosque leñoso en distintos tipos de ecosistemas (Basanta, 1982; García Plé et al., 1989; Fernández et al., 1995; Terradas, 2001; Porté et al., 2005; Navarro y Blanco, 2006; Butler et al., 2008), mostrando una variación de resultados. Así, en comparación con los valores de fijación encontrados en otros trabajos, la cantidad



■ Figura 4.4

Relación entre el C acumulado en la biomasa aérea y el Índice de Shannon en las distintas parcelas muestreadas en "Páramos y Valles".

Nota: Pn: *Pinus nigra*; Pp: *Pinus pinaster*; Ps: *Pinus sylvestris*; Qp: *Quercus pyrenaica*.

de carbono almacenado en "Páramos y Valles" es mucho menor que la cuantificada en regiones del sur de España como Sierra Morena o Andalucía (Basanta, 1982; Fernández et al., 1995; Terradas, 2001; Navarro y Blanco, 2006). Posiblemente en nuestras masas existe una menor riqueza de especies, los individuos son de menor tamaño y presentan cubiertas arbóreas densas ya que los valores de fitomasa encontrados en "Páramos y Valles" (<250 g de materia seca m<sup>-2</sup>) son inferiores comparados con los valores superiores a 1000 g m<sup>-2</sup> encontrados en esos trabajos. Con respecto a los niveles de carbono acumulado por hectárea, nuestros resultados son inferiores también a los encontrados por Navarro y Blanco (2006) en Cádiz, que determinó un rango que oscilaba entre 2,2 Mg C ha<sup>-1</sup> en la especie *Cistus ladanifer* hasta 9,8 Mg C ha<sup>-1</sup> en *Pistacia lentiscus*. Aunque en nuestra comarca hay especies como *Genista* spp., que acumulan 2,4 Mg C ha<sup>-1</sup>, la mayoría de las especies inventariadas presentaron valores inferiores a 1,0 Mg C ha<sup>-1</sup>. Nuestros resultados son más acordes, con los encontrados por Porté et al. (2005) en Las Landas francesas (1,8 Mg C ha<sup>-1</sup>), ecosistemas con características más parecidas a las repoblaciones estudiadas. Aún con todo, constatamos que los resultados de las ecuaciones de fitomasa necesitarían de muestreos más detallados para poder obtener relaciones específicas de biomasa en función de la edad, del diámetro, del volumen de las especies (Navarro y Blanco, 2006; Ramírez y Díaz, 2008) para un conocimiento más completo sobre la dinámica del C en este estrato.

La relación entre contenido de carbono y biodiversidad de los ecosistemas terrestres ha sido poco estudiada hasta ahora. La preocupación para gestionar los ecosistemas terrestres de cara a aumentar su capacidad de fijación de carbono para mitigar el cambio climático puede chocar con

ecosistemas de menor productividad maderera, pero de gran valor en términos de biodiversidad y multifuncionalidad, como los rebollares de “Páramos y Valles” (figura 4.4). Las prescripciones selvícolas de gestión aplicadas en la comarca pueden orientarse a maximizar la riqueza en este estrato (biodiversidad) y hacia la optimización de la fijación de carbono, mantenimiento o priorizando la existencia de determinadas especies como leguminosas, rosáceas, labiadas y brezos, cuya acumulación de carbono supera en muchos casos el valor de  $0,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$  fijada en esta comarca.

#### 4.2.3 Caracterización y modelización de la madera muerta leñosa

Los estudios realizados sobre madera muerta en la comarca “Páramos y Valles” nos han permitido cuantificar y modelizar la cantidad, la calidad y la distribución de madera muerta, componente con importantes repercusiones en el ciclo biogeoquímico del carbono y en el mantenimiento de la biodiversidad.

Muchos estudios han abordado la dinámica de la madera muerta en bosques no intervenidos. En ellos, la dinámica es muy diferente de la que se produce en los gestionados desde hace muchas décadas. Unos y otros han sido utilizados para modelizar el comportamiento y los cambios que se producen a lo largo del tiempo. Las ecuaciones obtenidas mediante el modelo bietápico [Eq. 3.28-3.32], modelizan la presencia de la madera muerta y cuantifican los árboles muertos en pie y caídos en el suelo en las plantaciones de pino y en los rebollares naturales de la comarca “Páramos y Valles”. Las variables que finalmente han servido para explicar este fenómeno en los pinares de “Páramos y Valles” son fundamentalmente del sitio, climáticas y dasométricas. El tipo de suelos de la comarca (como se discute más adelante) fue un factor seleccionado para explicar este fenómeno. La existencia de material arcilloso a profundidad en Inceptisoles y Alfisoles puede aumentar la probabilidad de encontrar madera muerta en esta comarca. En este tipo de suelos, esta capa impermeable puede suponer limitaciones de crecimiento por encharcamientos o por desecación del perfil (condiciones climáticas extremas, lluvias intensas o sequías), generando una especie de hormigón natural difícil de ser atravesado por las raíces de las plantas (Ceñal et al., 1988). El hecho de que los estadísticos del modelo no fueran muy buenos puede deberse a que hay muchas parcelas con valores nulos de madera muerta, por lo que muestreos más amplios serían necesarios para mejorar la estimación de variables tan estocásticas.

La cantidad de madera muerta que nos encontramos en un rodal, en sus distintas expresiones, muerta en pie, caída en el suelo o tocón, permite diagnosticar la producción del rodal, la selvicultura realizada en el mismo y la biodiversidad asociada. Además de la cantidad óptima en función del desarrollo del rodal, se necesita conocer la distribución en los distintos estadios de descomposición. El valor de la masa de madera muerta en función del estadio de descomposición resulta de vital importancia en la cuantificación de carbono almacenado en este componente del ecosistema. La masa es la que va transformándose a lo largo del tiempo mediante el proceso de descomposición, por lo que es responsable de la cantidad de carbono que va pasando a la materia orgánica del suelo, completando el ciclo biogeoquímico. La comparación entre diferentes ecosistemas, regiones, estados de desarrollo y composición específica nos ha informado sobre distintas realidades de gestión y sobre la cantidad y la calidad de madera muerta que se deja en el rodal tras un aprovechamiento forestal. Así, operaciones como podas generan grandes cantidades de madera muerta de pequeñas dimensiones (madera muerta fina (diámetro < 7,5 cm)  $5,36 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  ( $1,96 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) en “Páramos y

Valles”). Un aspecto clave de este estudio ha sido poner de manifiesto las enormes diferencias que existen entre los ecosistemas estudiados y cómo se distribuye en los distintos estadios de descomposición. Otro aspecto interesante ha sido conocer el impacto de las perturbaciones en la generación de madera muerta. En el actual contexto de cambio climático, las perturbaciones pueden aumentar tanto en frecuencia como en severidad (IPCC, 2007), por lo que conocer las dinámicas de madera muerta es importante en la gestión. Los patrones de distribución de madera muerta analizados en este estudio han variado en función del tipo de bosque, del tipo de perturbación y de la clase de edad analizada pero, sobre todo, en función de la respuesta que la política forestal del país en cuestión ha realizado tras la perturbación. Todos estos factores, en especial el último, influyen sobremanera en el contenido de carbono almacenado en este componente. Entender esta dinámica es importante para definir medidas selvícolas que establezcan densidad, tamaño y distribución de madera muerta en los distintos estadios de descomposición, variables que determinan el número de organismos asociados a este componente y el carbono almacenado en el mismo. En “Páramos y Valles” el contenido de C en la madera muerta supone menos del 2% del C fijado en el ecosistema (figura 3.30). En la actualidad, se están efectuando restricciones en las cortas de los árboles muertos como medida para conservar o aumentar la biodiversidad asociada, luego la cantidad de C aumentará en el futuro. La información aquí obtenida es un primer paso en el avance científico hacia una gestión integral, donde se conozcan los niveles de madera muerta en equilibrio con los riesgos que este componente puede generar en el ecosistema.

#### 4.2.4 Caracterización del suelo y de la hojarasca

La comarca “Páramos y Valles” se sitúa sobre depósitos de conglomerados y fangos miocénicos, junto a formaciones de tipo raña originadas en el Plioceno y Pleistoceno. Sobre esta base geológica, las parcelas consideradas en el presente estudio poseen suelos de los órdenes Ultisoles, Inceptisoles, Alfisoles y, en menor medida, Entisoles. Los resultados de este trabajo están de acuerdo con estudios previos en la zona. Según López (2003), los páramos altos del Carrión y Pisuerga poseen suelos de los órdenes Inceptisol–Haplumbrepts y Dystochrepts- y Alfisol –Aqualfs-, suelos ácidos y fríos sobre terrenos llanos o de escasa pendiente desarrollados sobre el canturreal típico de raña. Otros estudios han encontrado también Ultisoles de gran desarrollo en la zona de estudio (Aroca, 2002). La presencia de la capa impermeable a escasa profundidad, añadido a la escasez de materia orgánica (materia orgánica fácilmente oxidable media por horizontes: A: 5,2%; AB: 1,3%; B: 0,5%) y a que se trata de suelos químicamente pobres debido a la abundancia de sílice (Ceñal et al., 1988), va a condicionar su uso y manejo.

El suelo de los ecosistemas forestales es uno de los mayores depósitos de C del planeta. Numerosos estudios han cuantificado el contenido de C edáfico como potencial mitigador de las concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico (Lal, 1997, 2001, 2005; Gallardo y González, 2004; Pérez-Cuadrado et al., 2007; Covalada, 2008; Ordóñez et al., 2008; Turrión et al., 2009) en ecosistemas de todo el mundo. En nuestro caso, el C acumulado en los suelos de la comarca representa con respecto al C total acumulado en el ecosistema un 48% en el caso de los pinares y un 84% en los rebollares. Otros estudios han obtenido porcentajes diferentes en función del tipo de formación arbórea y edáfica, e.g. porcentajes de 30% en plantaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco (Latorre, 2003), 68% en robledales del Sistema Central (Gallardo y González, 2004) o 75% en pinares y robledales mexicanos (Covalada, 2008). Los distintos porcentajes se deben a que los suelos acumulan canti-

dades de C variables en función 1) del tipo de ecosistema (Lee y Jose, 2003; Oostra et al., 2006; Vesterdal et al., 2008), 2) de las condiciones climáticas (Hontoria et al., 1999; Lal, 2005), 3) de las características edáficas (Zou et al., 2005; Hamman et al., 2008), y 4) del proceso de descomposición de la materia orgánica (Bosco et al., 2004; Zerva et al., 2005; Ostertag et al., 2008).

1) **Influencia del tipo de ecosistema.** A pesar de no haber encontrado diferencias significativas en el contenido de C edáfico en función del ecosistema considerado (pinar de repoblación y rebollar natural) ni afinando a nivel de tipo de masa (pinares de laricio, negral, silvestre y rebollares), el contenido total de C fue mayor en los rebollares (60,3 Mg C ha<sup>-1</sup>) que en los pinares de repoblación (53,0 Mg C ha<sup>-1</sup>). El peso específico del rebollar también se puso de manifiesto en la ecuación ajustada para determinar el C acumulado en los 60 primeros cm del suelo. La influencia de variables dasométricas, como el área basimétrica, en el contenido de C ha sido considerada en otros trabajos (Fernández-Getino et al., 2008). En este estudio se refleja la importancia de la vegetación climática. Los rebollares, a pesar de su situación de degradación, estructura abierta y de las perturbaciones a las que se han visto sometidos, acumulan en el suelo una cantidad de C similar que las repoblaciones densas y continuas establecidas en la comarca. Éstas, por su parte, en un futuro cercano, podrían presentar una cantidad de C acumulado superior, ya que en la actualidad son masas de mediana edad, si bien se necesitarían estudios que confirmasen este aspecto, ya que una limitación de este trabajo es que la coetaneidad de las plantaciones de pinares, ha impedido determinar la influencia de la edad en el contenido de C. Sin embargo, sí se ha puesto de manifiesto cierta influencia del estado de desarrollo en la cantidad de C. La influencia del estado de desarrollo en el C acumulado en distintos compartimentos del ecosistema, entre los que se encuentran el suelo y la hojarasca, ha sido estudiada por diferentes autores (Silvester y Orchard, 1999; Davis et al., 2003). En ellos, el C acumulado en el suelo y la hojarasca varió con las características del rodal, mostrando mayor contenido de C cuanto mayor es el desarrollo del rodal. En nuestro caso, en dos tipos de masa (pinares de laricio y rebollares) el estado de desarrollo medio presentó mayor contenido de C que el desarrollo alto. En el primer caso, la razón puede ser el pH próximo a la neutralidad. En el caso del rebollar, la mayor densidad de arbolado obtenida en la parcela Q2 (desarrollo medio) con respecto a la Q1 (desarrollo alto), puede ser debida a un conjunto de chirpiales presentes en ella que provocarían un mayor aporte de hojarasca y un aumento de la concentración de C en esta parcela con respecto a la de desarrollo mayor. Sin embargo, el desconocimiento que tenemos de la parte radical de los rebollares (edad, vigorosidad...) hace que achaquemos a la actual cubierta arbórea la responsabilidad de los niveles actuales de C. Siendo así, el C acumulado en los suelos de rebollar es un valor medio entre parcelas que están prácticamente estancadas en crecimiento y matas de rebrotes jóvenes, con cierto vigor vegetativo, pero cuyo origen puede ser una longeva raíz que determinará un crecimiento limitado. Además, el crecimiento radical de las masas arbóreas de esta comarca podría estar también influido por la existencia de la capa impermeable de arcillas, interrumpida en las repoblaciones en el momento del establecimiento, al haber preparado el terreno mediante subsolado lineal con acaballonado o subsolado lineal en profundidad, pero no interrumpida en los rebollares (Nicolás y Gandullo, 1966). En este sentido, un aspecto positivo de este estudio ha sido el haber realizado la comparación de resultados entre profundidades y horizontes naturales, comprobando que en esta zona, las dos profundidades consideradas (0-30 cm y 30-60 cm) mezclan los distintos horizontes naturales, ya que el estudio local nos permitió determinar que la profundidad media a la que empieza el horizonte B, es 26,2 cm (22 cm en los pinares y 31,5 cm en los rebollares). Por este motivo, el inven-

tario de suelo por profundidades sería menos apropiado para esta comarca que la diferenciación por horizontes naturales.

2) **Influencia del clima.** Los resultados de este trabajo también han puesto de manifiesto que las condiciones climáticas influyen en el contenido de C del suelo al seleccionar la precipitación como variable en la Eq. 3.34, que determina el contenido de C en los primeros 60 cm del suelo. La relación entre SOC y variables climáticas ha sido estudiada por otros autores como Burke et al. (1989), Hontoria et al. (1999), Rodríguez-Murillo (2001) o Lal (2005). La precipitación interviene en el crecimiento de la vegetación arbórea y en la descomposición de la hojarasca, por lo tanto, tiene una influencia clara en el contenido de C acumulado en el suelo.

3) **Influencia de las características edáficas y de la MO aportada.** Distintas propiedades del suelo afectan al C acumulado en el suelo forestal porque intervienen, en el nivel de oxidación, en la estabilidad y en la mineralización de la materia orgánica, entre otros. Así, la importancia del pH como parámetro que influye en el tipo de procesos que se llevan a cabo en el suelo ha sido puesta de manifiesto por varios autores (Jenny, 1980; Wild, 1992; Paul et al., 2001). El pH afecta al ciclo del CO<sub>2</sub>, al estar muy relacionado con la actividad de la biomasa microbiana y de la capacidad de intercambio de nutrientes (Kim, 2008). Por otra parte, la relación C/N media fue siempre menor en los rebollares que en los pinares, y fueron siempre inferiores a 30 en las dos profundidades y diferentes horizontes naturales considerados. Estos resultados son acordes con los aportados por Aroca (2002) en los 2-5 primeros centímetros del suelo (21,3 para rebollo y de 25,8 para pinar maduro). Los valores de rebollo están de acuerdo también con los obtenidos por Vesterdal et al. (2008) para robledales de *Quercus robur*. Además, la relación C/N presentó diferencias en función del estado de desarrollo. En todos los tipos de masa, salvo en los pinares de silvestre, los menores valores de la relación C/N fueron encontrados en los estados de desarrollo altos indicando una materia orgánica de mayor calidad. Resultados parecidos fueron encontrados por Clinton et al. (2002) en bosques de *Nothofagus* spp. o por Turner y Lambert (2008) en dos tipos de eucaliptales. Tanto los primeros, que estudiaron el contenido de N, como los segundos, que analizaron el estatus nutritivo en función del estado de desarrollo del rodal, encontraron que había mayor concentración de nutrientes cuando el rodal tenía más desarrollo.

Los valores de C y C/N determinan que los rebollares de esta comarca presentan menores acúmulos de hojarasca, mayores índices de mineralización y humificación (Cobertera, 1993) y una materia orgánica de mayor calidad que la encontrada en los pinares. Sin embargo, esta calidad le confiere una menor estabilidad y una menor potencialidad en términos de secuestro de carbono. Los rebollares también presentaron mayores valores de actividad de biomasa microbiana, a través de los parámetros  $C_{\min 3d}$  y  $C_{mic}$ . Dentro de los pinares, los de laricio, presentan los menores valores en casi todos los parámetros analizados, implicando una menor actividad microbiana, con una menor descomposición y una menor mineralización. Los valores obtenidos de biomasa microbiana son inferiores a los obtenidos en la misma provincia pero en terrenos calizos (Llorente y Turrión, 2010). Si los contrastamos con otros suelos ácidos bajo masas forestales, los suelos de "Páramos y Valles" presentan unos valores que se pueden considerar bajos (Leirós et al., 2000; Trasar et al., 2000) lo que pone de manifiesto una mineralización del sustrato muy baja.

El cociente entre el  $C_{mic}$  y el C total y el parámetro  $q_{CO_2}$  aportan más información sobre la intensidad de mineralización (Moscatelli et al., 2005) y de la estabilidad de la materia orgánica (Pinzari et al., 1999). Los valores más altos del cociente  $C_{mic}/C$  informan sobre una mayor proporción de C que puede mineralizarse, por lo que permanece menos tiempo y es menos estable. Por otra parte, el  $q_{CO_2}$ , que relaciona la respiración y la cantidad de C en la biomasa microbiana por unidad de tiempo, es un indicador de la intensidad del metabolismo microbiano (Anderson, 2003). Valores altos de este parámetro indican una baja eficiencia de los microorganismos edáficos en su actividad para utilizar la materia orgánica (Moscatelli et al., 2005), peores condiciones de degradación, menor calidad del suelo y estrés en los microorganismos (Islam y Weil, 2000). Si atendemos al desarrollo de las parcelas, en las parcelas con mayores desarrollos se dan las mejores condiciones en términos de eficiencia de uso por parte de los organismos en la mayoría de los cuatro tipos de masa. Este resultado implica que la silvicultura ejerce una influencia importante en la descomposición de la materia orgánica. Las claras efectuadas, al abrir el dosel forestal, habrían provocado un aumento de la temperatura del suelo, posiblemente una menor evapotranspiración (Piene y van Cleve, 1978; Aussenac, 1987) y un aumento de la aireación. Estas circunstancias habrían estimulado una mayor actividad de los microorganismos. Por otra parte, la influencia del tipo de masa en la actividad microbiana ha sido puesto de manifiesto por varios trabajos (Smolander y Kitunen, 2002)

En contraste, salvo en los pinares de silvestre, las peores condiciones se dan en las parcelas de desarrollo bajo. Mientras en los pinares de laricio las causas pueden ser los bajos niveles de N, pH y PSB, junto con los altos niveles de arcilla en el horizonte  $B_t$  y la relación C/N del horizonte A, en los de negral puede deberse al alto contenido en arena, que da lugar a unas condiciones mínimas de degradación y a un gran acúmulo de hojarasca inalterada. En el caso del rebollar, las razones pueden ser selvícolas al tratarse de una masa abierta, de matas, con una biomasa arbórea mucho más degradada. Finalmente, los pinares de silvestre presentan la peor combinación en la parcela de desarrollo medio, en vez de la parcela de desarrollo bajo. La parcela S3 (desarrollo bajo) presenta mayores valores de pH, CIC y PSB que la parcela S2 (desarrollo medio), luego no son cuestiones edáficas las que explican este resultado. Por su parte, en la S2 (desarrollo medio), encontramos una mayor cantidad de hojarasca humificada, una relación C/N mucho mayor y una mayor densidad arbórea. Estas condiciones de rodal implicarían una menor intercepción lumínica en el suelo, que estaría ralentizando la descomposición de la hojarasca (Pérez-Cuadrado et al., 2007). Con estos resultados podríamos asegurar que las parcelas con mejor desarrollo presentan mejores condiciones para la actividad microbiana, determinando el peso que en esta comarca tienen las características edáficas en el desarrollo del arbolado (calidad de estación), salvo en el caso del pinar de silvestre donde otros factores, como la precipitación, podrían influir más que las características edáficas, ya que se da la circunstancia de que la parcela S3 presenta la menor precipitación en comparación con las otras dos parcelas de la misma especie.

Finalmente, el hecho de que uno de los casos más desfavorables lo presenten los suelos bajo laricio se puede deber a varias razones. En primer lugar, es un resultado acorde con los mayores valores encontrados en la relación C/N de hojarasca humificada (tabla 3.19). En segundo lugar, aunque el rango de edades de los pinares estudiados es pequeño, los pinares de laricio son los pinares de menor edad (edad media 35 años frente a una edad de más de 40 años en el resto (Anexo VI.1) y, finalmente, 2 de las 3 parcelas de *Pinus nigra* estudiadas presentan profundos caballones,

lo que pudo originar en el momento de la plantación unas condiciones de mayor estrés. La combinación de estos factores ha podido ocasionar los mayores valores en los pinares de laricio. Según la bibliografía, en ecosistemas jóvenes (inmaduros) el valor de  $q_{CO_2}$  suele ser elevado, siendo bajo en ecosistemas maduros que han alcanzado un estado de equilibrio o de estabilidad (Doran y Parkin, 1994) salvo que las condiciones sean adversas para su buen funcionamiento. Los suelos estudiados muestran un rango de valores de  $q_{CO_2}$  relativamente bajos, menores que los existentes en suelos forestales ácidos de Galicia (Leiros et al., 2000), lo que implica que no presentan una situación de estrés edáfico. Es decir, aunque la población microbiana sea escasa, los microorganismos mantienen un equilibrio fisiológico con el medio, adaptándose a vivir en esas condiciones.

4) **Influencia de la descomposición de la hojarasca.** La descomposición y mineralización de la materia orgánica influye de una forma significativa en las características físicas, químicas y biológicas de los suelos y por lo tanto, en el ciclo de C (Pal, 1992; Hopmans et al., 2005). Los resultados de este trabajo también han mostrado diferencias en la dinámica de la hojarasca en cada tipo de ecosistema. La acumulación de hojarasca en el estudio local varió sustancialmente de unas parcelas a otras. Los valores de acumulación de mantillo oscilaron entre los 5 Mg ha<sup>-1</sup> y los 25 Mg ha<sup>-1</sup>, resultados acordes con los obtenidos en otros estudios como Will (1964), Forrest y Ovignon (1970) y Latorre (2003). Esta acumulación da lugar a una tremenda variabilidad en el parámetro  $C_{hojarasca}/C_{suelo}$ , que oscila desde 3,1% hasta 83,1%. Los menores valores se hallaron en los rebollares, aunque también en determinados estados de desarrollo de los pinares.

El pico de desfronde observado durante los meses de otoño se produjo tanto en los rebollares como en los pinares. Otros trabajos llevados a cabo en rodales de especies perennes como los efectuados por Leonardi et al. (1992), Bussotti et al. (2003), Caritat et al. (2006), exponen que este pico es debido a unas buenas condiciones de temperatura y precipitación en otoño, que originan un segundo rebrote de hojas, después de la sequía estival y antes de las bajas temperaturas invernales. Por otra parte, en primavera, el desfronde de los pinos tiene mayor relación C/N, consecuencia de una mayor actividad fotosintética, mientras en los rebollares, ocurriría lo contrario, posiblemente debido 1) a su carácter marcescente, siendo esas hojas las últimas en caer y por tanto con menos contenido en agua, algo descompuestas y sometidas a la acción del sol, del viento, etc. o debido a 2) la posible retraslocación de N en las hojas del rebollar que hace que la hojarasca presente una mayor relación C/N a partir de octubre. El N es un elemento muy móvil que tiende a ser retraslocado en aquellas fechas en que el árbol tiene programada fenológicamente la abscisión de las hojas (mínimos relativos al final de la primavera y principio del otoño, principalmente), coincidente con épocas de crecimiento (Andivia et al., 2008). El mayor contenido de C en la hojarasca de los pinares puede ser debido a la menor descomposición y menor iluminación en estas masas debido a su naturaleza perenne (Pérez-Cuadrado et al., 2008).

Según los resultados del estudio de la evolución de descomposición de la hojarasca la transformación de la misma a C orgánico fue más rápida en el rebollar que en el pinar, poniendo en relieve la distinta naturaleza de las hojas de rebollo frente a las acículas de los pinos (Gallardo, 2001). Además, los resultados de la relación C/N de la hojarasca de ambos tipos de ecosistema, que indican la capacidad mineralizadora anual del nitrógeno (la velocidad de descomposición de la hojarasca varía en relación inversa a su relación C/N), corroboran esta afirmación. Cuanto más baja es la relación C/N, la hojarasca se degrada más fácilmente (Chapin et al., 2002).

Mediante la determinación de la constante  $k$  de la curva de degradación exponencial, curva que indica una pérdida absoluta más rápida en los primeros momentos y una pérdida más paulatina según avanza el tiempo de muestreo, se puede comparar la rapidez de descomposición de los diferentes tipos de materia orgánica, o el tiempo que se necesita para que un determinado tipo de materia orgánica se descomponga (Binkley, 1993). Este método se ha aplicado a muchos ecosistemas forestales peninsulares (Gallardo y Merino, 1993; Martín et al., 1993; Martín et al., 1994; Moro y Domingo, 2000; Santa Regina y Tarazona, 2001) y se han obtenido datos de  $k$  desde 0,15 en pinares de silvestre, hasta 0,50 (o más) en encinares semiáridos españoles. Versterdal et al. (2008) obtuvo para robledales de *Quercus robur* valores de 0,4.

Se constata que un año es un tiempo insuficiente para evaluar este parámetro al menos en las especies de coníferas, donde sólo se produce una ligera disminución de peso por la pérdida de agua de las acículas y los distintos compuestos (ceras) y las resinas que las configuran pueden ser responsables del escaso nivel de descomposición. Estudios a más largo plazo hubieran permitido obtener más información de procesos de descomposición de compuestos de la hojarasca de las distintas especies y de su relación con otras variables (climáticas, selvícolas, etc.) o del tiempo que necesita para pasar por las distintas fracciones de la hojarasca.

La hojarasca presentó distinta concentración de C en sus fracciones. La hojarasca inalterada, formada por hojarasca sin descomponer, recién caída, se caracterizó por tener un contenido de C casi igual al que tenía previamente a caer al suelo. Por su parte, la hojarasca semiinalterada habría comenzado el proceso de descomposición y los organismos estarían actuando, incorporando y liberando (respiración) parte de ese carbono. Finalmente, a medida que los restos vegetales están más descompuestos, tienen menos cantidad de carbono en sus estructuras, pues ha pasado a C edáfico. Los resultados de este estudio corroboran que las parcelas que presentan menor C humificado en la hojarasca, presentan mayores niveles de descomposición de la materia orgánica, como las parcelas de negral y los rebollares, una mayor mineralización de la materia orgánica y una menor estabilización (Porta et al., 1994; von Lutzow et al., 2006).

La relación encontrada entre el tiempo medio de residencia (TMR) y el porcentaje de hojarasca humificada permite determinar que cuanto mayor estabilidad haya en la hojarasca, mayor número de años va a permanecer en el suelo. Aunque se necesitarían estudios más amplios para confirmar este aspecto, este hecho se da de forma nítida en la parcela N1, donde se alcanza el mayor valor de TMR. Esta parcela presentaría bajas tasas de descomposición debido a una menor insolación producida por una elevada densidad arbórea. Algunos autores apuntan que, a veces, una mayor densidad de arbolado implica una menor acumulación del mantillo, pues los pies gastan más energía en crecer que en formar ramas y acículas y el desfronde es menor que en parcelas poco densas donde los pies forman más cantidad de acículas (Latorre, 2003). Sin embargo, en nuestro estudio, se comprueba que cuanto mayor es la densidad de la masa y menor es la insolación, la cantidad de hojarasca acumulada en el suelo es mayor por una menor degradación. Esta circunstancia es importante porque pone de manifiesto la relevancia de la gestión forestal en el proceso de degradación de la hojarasca en los pinares (Johnson y Curtis, 2001). Por otra parte, también se constata que cuanto mayor es la relación C/N de la hojarasca humificada mayor es el tiempo de permanencia en el suelo de la hojarasca. El tiempo que oscila desde que la hojarasca pasa de inalterada a humificada, que es donde los valores encontrados de la relación C/N empiezan a disminuir (inferiores

a 50), determinará la cercanía de los procesos de degradación y mineralización (Gloaguen y Touffet, 1982; Taylor et al., 1989). Estos resultados están de acuerdo con estudios realizados en otros ecosistemas mediterráneos, donde se confirma una lenta tasa de descomposición y una mineralización neta limitada por las condiciones adversas de humedad (Escudero et al., 1987). Los valores altos del parámetro C/N en el mantillo indican un gran contenido de C acumulado en ese componente del ecosistema (Versterdal et al., 2008). Estos mismos autores están de acuerdo en que es un buen indicador de la degradación del C orgánico a C mineral y del nivel de N existente en el suelo.

El efecto de la desarrollo del rodal en la acumulación de la hojarasca ha sido estudiado por diversos autores (Grigal y Ohmann, 1992; Papaioanou, 1994; Boone et al., 1998; Kavvadias et al., 2001). Kavvadias et al. (2001) analizó dos calidades diferentes en distintos tipos de ecosistemas forestales y observó que la calidad o desarrollo estaba positivamente relacionado con la acumulación de las capas F y H de hojarasca en los pinares de laricio. Sin embargo, como en nuestro caso, no encontró ninguna tendencia clara en pino negral. Por su parte, Papaioanou (1994) encontró resultados de una relación positiva entre calidad y acumulación en masas de haya.

El mantillo es una reserva importante de carbono orgánico para el suelo y del resto de nutrientes a disposición de la planta. En muchos bosques, más del 90% del N y P absorbido por las plantas proviene del reciclado de los nutrientes aportados por el desfronde (Chapin et al., 2002).

### **Balance nutricional copa-suelo**

Casi el 95% del peso seco de la biomasa vegetal lo configuran los elementos C, O e H. El resto lo forman los elementos N, P, S, K, Ca, y Mg y cantidades mucho más pequeñas de Mn, Fe, Cl, Cu, Zn, B y Mo. Todos ellos intervienen en el crecimiento y desarrollo de la vegetación forestal (Binkley, 1993). La productividad de un ecosistema depende de numerosos factores, como la radiación, temperatura y agua que intercepta en el suelo. También depende de las características del rodal y de la disponibilidad de nutrientes, que a su vez depende del balance entre la copa, la hojarasca y el suelo, el nivel de transferencia, reciclaje y lixiviación y de la velocidad de descomposición de la materia orgánica del suelo (Binkley, 1993). Conocer la circulación de los nutrientes en el ecosistema forestal nos permite aprovechar la fertilidad de cada lugar y mejorar las deficiencias encontradas que limitan el crecimiento de la biomasa arbórea.

El estudio de correlaciones determinó que las variables dendrométricas diámetro normal y vigor del árbol (diámetro/edad) se correlacionaban de forma negativa con el Fe de la copa y en los pinares, la altura total del árbol y la altura dominante de la parcela de forma positiva con el contenido de P en el suelo. En el primer caso, para los suelos estudiados, valores muy altos de Fe (Harrison, 1989; Binkley, 1993; Turrión et al., 2009) pueden impedir la asimilación del P y en el segundo, las deficiencias encontradas en este elemento son claves para el crecimiento en altura y para la productividad del rodal (Zas y Serrada, 2003; Turner y Lamber, 2008; Martins et al., 2009). Con respecto al P, ninguna parcela presentó concentraciones foliares satisfactorias, por lo el crecimiento de la masa arbórea puede estar limitado por la ausencia de este elemento. El P es uno de los elementos de menor movilidad (debido a interacciones con Fe y óxidos de Al) y de ahí su baja concentración en formas asimilables. Debido a estas deficiencias y a que presenta un ciclo diferente, su importancia ha venido definiendo ejes concretos en los tres componentes. Otros au-

tores han mostrado que las mayores deficiencias se obtienen en edades intermedias (Zas y Serrada, 2003), cuando los árboles están creciendo al máximo. Los pinares objeto de estudio se encuentran en este estadio vital. Sin embargo, la edad que presentan las masas es óptima en el desarrollo de micorrizas (Berraondo, 2009), condición que puede aumentar la asimilación del P, puesto que las micorrizas mejoran el suministro de nutrientes que se obtiene mediante difusión (Binkley, 1993). En el suelo de los ecosistemas forestales encontramos P disponible en concentraciones muy bajas (Binkley, 1993), adsorbido en las superficies, precipitados como sales o en la materia orgánica no descompuesta. Su adsorción depende de muchos factores, como la composición mineralógica, el contenido en oxihidróxidos de Fe y Al (Schlesinger, 1997), el contenido en materia orgánica, el tipo de cationes presentes y su concentración y el pH del suelo. Si hay un alto contenido en Fe y Al y el suelo es ácido, el P puede presentarse como un elemento limitante para el crecimiento (Espejo y Díaz, 1993; Turrión et al., 2009). Esta circunstancia podría estar pasando en estas masas, aunque estudios más amplios deberían ahondar en el contenido y formas del Fe y Al edáficos para corroborar esta hipótesis. Por otra parte, mientras los nutrientes Ca y Fe han sido seleccionados como elementos de los componentes principales en la copa y en el suelo, el K y el Mg, nutrientes que también pueden limitar el crecimiento (Zas y Serrada, 2003; Martins et al., 2009), han sido seleccionadas en copa, hojarasca y suelo. El Mg es un elemento vital en el proceso de fijación de carbono, pues forma parte de la estructura de la molécula de la fotosíntesis, la clorofila, y en muchos procesos de transformación que se dan en el árbol (Zas y Serrada, 2003). Por su parte, la importancia de seleccionar el catión  $K^+$  se debe al propio ciclo que sigue este nutriente en el ecosistema. El catión  $K^+$  absorbido por las plantas activa un gran número de enzimas, participa en la apertura y cierre de estomas e interviene en el intercambio de cargas eléctricas de los aniones, cuando existe exceso catiónico. Por otro lado, hay estudios que valoran la cantidad de Ca como elemento clave al tener que ver con el reciclaje de nutrientes (Zas y Serrada, 2003). Los resultados de Zas y Serrada (2003) mostraron una alta correlación entre el Ca de la copa y en el pH, el porcentaje de limo y la arena.

Todas las relaciones evaluadas permitieron analizar la posible existencia de desequilibrios entre el N y los demás macronutrientes. Las relaciones entre el N y el P y el K fueron seleccionadas en al menos uno de los ejes en cada uno de los tres componentes estudiados, mientras que la relación entre el K y el Ca sólo fue seleccionada en la hojarasca. Estas relaciones son interesantes pues el contenido de N puede impedir la asimilación de P, K y Mg.

Mediante el análisis de correlaciones pudimos comprobar que sólo el Ca, el Mg y el Mn que hay en la hojarasca están relacionados positivamente con estos mismos elementos en el suelo, indicando la importancia del reciclaje, ya que la concentración en el suelo de estos nutrientes proviene de la hojarasca que cae del árbol. Por otra parte, el Fe que hay en la copa está relacionado con el Fe del suelo. Estos resultados ponen en relieve el papel del ciclo nutritivo dentro del ecosistema lo que podría indicar que mientras en los nutrientes Ca, Mg y Mn el subciclo bioquímico tiene más importancia en su ciclo global que el geoquímico, en el caso del Fe sucede lo contrario (Waldbridge et al., 1991). En esta comarca tendrían gran importancia nutrientes como el P, N, Ca, K, Cu y Zn, muchos de ellos definidos previamente como indicadores de la calidad de los suelos y sensibles a las condiciones de manejo en esta comarca (López, 2003).

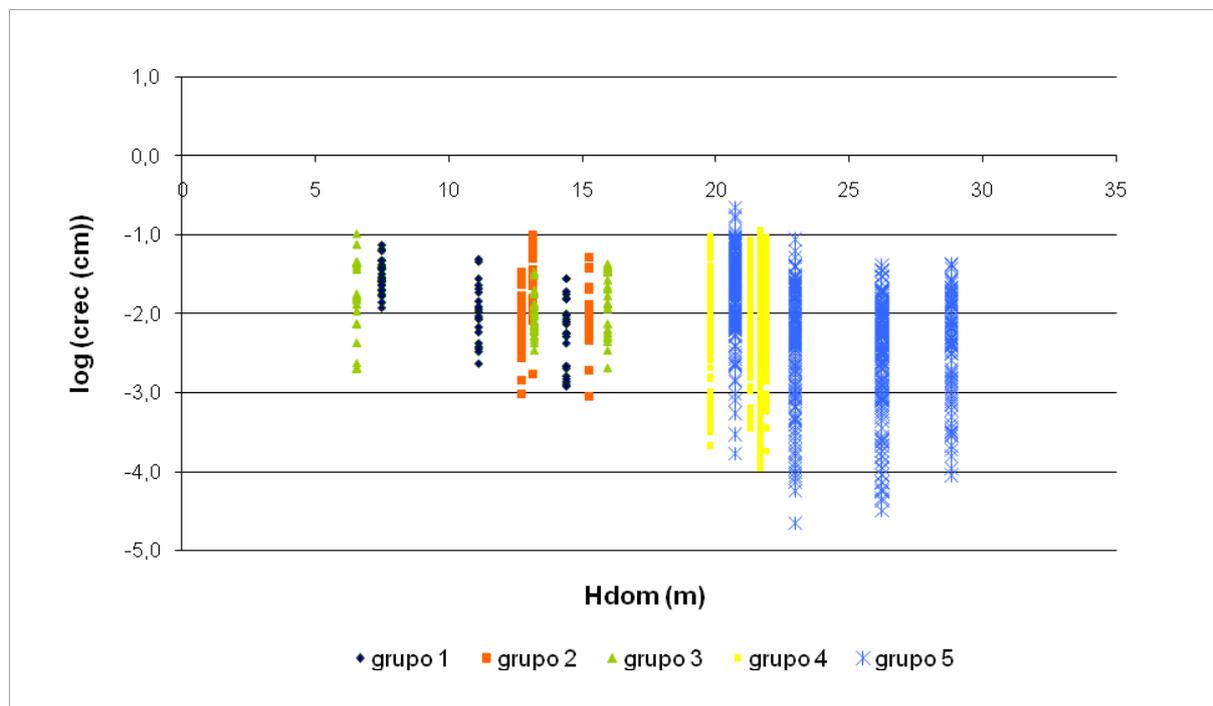
### 4.3 Cuantificación dinámica de carbono. Modelización del incremento en diámetro

Una vez determinado el carbono retenido en los distintos componentes de una forma estática, el siguiente paso consistió en ajustar modelo que explicase el incremento en diámetro para los pinares y para masas naturales de rebollo. En la ciencia forestal, los modelos constituyen herramientas muy útiles para la gestión, al proporcionar un medio que permite predecir producciones futuras y, muchas veces, explorar opciones selvícolas alternativas (Cañadas et al., 2002).

Los resultados de este trabajo determinaron que se necesitaba un modelo específico para cada una de los grupos establecidos de las diferentes especies y regiones consideradas. En el caso de los pinares, la singularidad ecológica y selvícola de cada especie en cada zona pone de manifiesto el diferente comportamiento de crecimiento diametral ajustado. Así, en los pinares de negral de “Páramos y Valles” el incremento en diámetro ha quedado limitado por la dilatación de los tratamientos culturales aplicados. Ahora mismo, las masas se encuentran densificadas y para activar el incremento diametral se necesita con urgencia una segunda clara para abrir la apertura del dosel forestal. Sin embargo, en el Sistema Central, los buenos rendimientos madereros y resineros de la zona han motivado tratamientos culturales continuados, permitiendo un crecimiento diametral más continuo, que será ralentizado por la nueva tangencia de copas, pero en edades más superiores y también por la propia senectud de los árboles. El mismo resultado fue obtenido para *Pinus sylvestris* debido, además, a que en “Páramos y Valles” existen unas condiciones algo más limitantes para esta especie en términos edáficos y climáticos y en el Sistema Central se ha ido realizando una selvicultura más intensiva hacia obtención de madera de calidad. El incremento en diámetro en *Pinus sylvestris* en ambas regiones es menor que el obtenido en *Pinus pinaster*. Mientras en “Páramos y Valles” las razones pueden ser edafoclimáticas y selvícolas, en el Sistema Central, puede deberse a una mayor puesta en luz para la obtención de resina en el caso de *Pinus pinaster*, lo que haría que las condiciones de competencia entre pies fueran mayores en pino silvestre.

El diferente desarrollo de la masa en ambas zonas, tanto por su origen, como por la selvicultura aplicada, se vuelve a mostrar en la figura 4.5. La curva de crecimiento diametral de los pinares (figuras 3.27 y 3.28) presenta un crecimiento más constante y hasta clases diamétricas mayores en el Sistema Central que en la zona norteña. En el Sistema Central, al presentar sitios más productivos, los crecimientos anuales de diámetro son mayores, aumentando su tamaño de forma creciente hasta clases diamétricas superiores a 40 cm, frente a 20 cm en la primera zona.

Por otra parte, el hecho de haber encontrado diferencias significativas en el crecimiento experimentado por los tres tipos de pinos en “Páramos y Valles” es debido que las repoblaciones fueron instaladas en el mismo momento y en los últimos 15-20 años los tratamientos culturales realizados no han afectado a las tres especies por igual. Las claras han sido por lo bajo, eliminado los peores pies, principalmente de las especies negral y silvestre. En las parcelas de negral ha ocasionado que la masa remanente crezca en condiciones óptimas y que los pies de silvestre mantenidos vayan a la par de los laricio. Este resultado, vuelve a mostrar la especificidad de los trabajos anteriores, confirmando la influencia de la selvicultura aplicada en el incremento en diámetro.



■ Figura 4.5

Logaritmo del incremento en diámetro frente a la altura dominante en las masas de *Pinus* spp. en los 5 grupos considerados. Nota: Hdom (m) es la altura dominante del rodal.

Los procesos que describen el crecimiento y las relaciones que se establecen entre los componentes de un sistema forestal son complejos. De hecho, en el caso del rebollo, varias causas originan los modelos obtenidos. Por una parte, en “Páramos y Valles”, las masas características son masas de rebollo de portes menos desarrollados (mayor densidad y menor área basimétrica) y rebrotes de cepa de pies de menos de 50 años. Ahora mismo, esos rebrotes se encuentran en periodo de crecimiento, de ahí que para clases diamétricas pequeñas los crecimientos simulados pueden ser mayores que en “La Castillería”, con diámetros medios cuadráticos de parcelas inferiores a 20 cm. Sin embargo, el limitante de las características de la masa (resultado obtenido por el signo del diámetro medio cuadrático) hace pensar que los condicionantes de crecimiento se pueden dar por cuestiones edáficas y dasométricas, limitando el crecimiento hasta un punto determinado por encima del cual el árbol no crece más de una clase diamétrica de 25 cm. Estos limitantes no se dan en “La Castillería” tras haber seleccionado las masas regulares para el análisis. Esta selección de parcelas se debe a que en la Cordillera Cantábrica, en general, y en “La Castillería”, en particular, podemos encontrar rodales de cubierta completa pero con presencia de pies trasmochados o árboles lobo, con portes globosos y muy ramificados que describen una fracción de cabida completa pero con un número de pies por superficie muy reducido (Reque, 2004). Estos rodales adhesionados contrastan con latizales regulares donde el gran número de pies no presenta buenas características para su óptimo desarrollo (Reque y Bravo, 2008). Se ha comprobado la necesidad de centrar el proceso en estas masas regulares, puesto que las clásicas medidas dasométricas (densidad, área basimétrica, índices de espesura, etc.) son ineficaces en la clasificación en masas con presencia de pies de gran diámetro o rodales sometidos históricamente a cortas de entresaca por huroneo (Reque y Bravo, 2008). Si bien, considerando que existen otros tipos de masa además de la regular,

como estructuras biestratificadas (donde las antiguas dehesas boyales, han ido dando paso a un segundo estrato de árboles más jóvenes) o latizales irregulares, etc., se necesitaría mayor cantidad de datos para poder desarrollar unas prescripciones selvícolas acordes con los distintos tipos de masa existente.

Por otra parte, en la construcción de los modelos de esta especie se seleccionó una variable que intentase describir el vigor vegetativo, pues el valor del diámetro inicial del árbol, por sí solo, no nos indicaba la relación con la edad del árbol, ya que los rebrotes proceden de pies más maduros que poseen estancamiento en el vigor y en el crecimiento en los últimos 60 años. Esta variable ha sido considerada por otros autores como Henttonen (1990), Mabvurira y Miina (2002) y Palahí et al. (2003), aunque ellos pretendían expresar el crecimiento medio alcanzado por el individuo a lo largo de su ciclo vital (Calama, 2004). Considerar la relación diámetro-edad nos permite homogeneizar la muestra en términos de vigor. En este sentido, el hecho de que no dispongamos de información acerca de la situación y la edad de la raíz que han producido esos rebrotes, de nuevo, no nos permite discernir acerca del posible e interesante efecto que tenga este factor en el crecimiento aéreo de estas masas.

Otras variables, como la precipitación, no tuvieron correlación con el incremento en diámetro. Quizás la precipitación no sea un condicionante para el crecimiento, puesto que se registran precipitaciones durante todo el año y, además, en forma de nieve, provocando que la humedad en el sustrato permanezca durante mucho tiempo. Estudios posteriores deberán comprobar si esto permanece o no invariable a lo largo del tiempo. Aún así, una muestra más grande de datos para la especie de rebollo sería necesaria para verificar y afinar estos resultados.

La especificidad recogida para cada una de las especies en cada una de las zonas muestreadas se ha descrito mediante un modelo detallado para todos los grupos. La información descriptiva que proporcionan estos modelos sobre los efectos en el crecimiento y la producción tiene una aplicación práctica en los diferentes tratamientos o alternativas de gestión que necesita cada masa forestal en cada región. De forma más acusada en el rebollo, la falta de gestión forestal aplicada a las masas de "Páramos y Valles" se ha convertido en un problema, al generar un estancamiento vegetativo en las masas no tratadas que, unido al progresivo abandono de la extracción de leñas y otros aprovechamientos tradicionales, está produciendo grandes consecuencias selvícolas y ecológicas. Teniendo en cuenta el valor protector y faunístico de esta especie, las repercusiones selvícolas deben ir orientadas hacia una selvicultura acorde con una potenciación del aprovechamiento de esta especie, lo que aumentará el vigor y el contenido de carbono en la biomasa arbórea. Tanto en los pinares como en los rebollares, la selvicultura puede aumentar el incremento en diámetro lo que repercutirá en mayores rendimientos tecnológicos y económicos y en una mayor fijación de C.

#### **4.4 Carbono total acumulado en el ecosistema**

Al analizar el peso relativo de cada uno de los componentes en el C total acumulado en el ecosistema, los resultados obtenidos en los pinares de "Páramos y Valles" están dentro del rango de los obtenidos en otros estudios (King et al., 1992; Harrison et al., 1995; Usol'tsev y Vanclay, 1995), donde se refleja que el C almacenado en la biomasa arbórea representa entre el 23-82% (Usol'tsev

y Vanclay, 1995), y el suelo entre el 60-70%. El peso obtenido en los otros componentes es similar también a los encontrados en otros estudios como el de Vande Walle et al. (2001). En cambio, en los rebollares, la distribución de pesos está más desequilibrada.

Por otra parte, los resultados del C total acumulado en el ecosistema (pinares: 110,7 Mg de C ha<sup>-1</sup>; rebollares: 73,9 Mg de C ha<sup>-1</sup> en los rebollares) fueron menores que los obtenidos en otros estudios. Por ejemplo, un total de 150 Mg de C ha<sup>-1</sup> fueron cuantificados en los castañares del oeste de la Península Ibérica por Gallardo y González (2004). En Bélgica, un estudio comparativo entre un hayedo-robleal y una fresneda (Vande Walle et al., 2001) cuantificó un total de 324,8 y 321,4 Mg de C ha<sup>-1</sup> en el robleal y en la fresneda respectivamente. Estos valores son resultado de un mayor contenido de C en los componentes suelo, hojarasca y vegetación, debido, principalmente, a que se trata de masas maduras de frondosas, en sistemas gestionados desde hace años, en otro tipo de suelos, etc., lo que pone de manifiesto que varios factores como la composición específica (Valle Wande et al., 2001; Neilson et al., 2007), la edad del rodal (Neilson et al., 2007) y las condiciones de sitio, determinan el contenido total de C en los distintos componentes. También influye la gestión y silvicultura aplicada (Thornley y Cannell, 2000; Eggers et al., 2007). En este sentido, estudios donde se han comparado pinares y robleales como el de Vallet et al. (2009), han determinado que la productividad en los pinares es mayor pero que, como el turno de corta es menor y los productos sirven para diferentes usos, en función de este último aspecto, el carbono retorna más o menos rápidamente a la atmósfera.

El C almacenado en los ecosistemas será clave en el mantenimiento del balance de C en la atmósfera (Wang et al., 2009) y, debido a la importancia de cada componente, las prescripciones selvícolas deben ser ejecutadas en conjunto y a nivel de ecosistema. El secuestro de carbono será uno de los principales objetivos que conducirá a las decisiones que se aplican en la gestión forestal de una comarca. Dentro de cada región, se deben encontrar soluciones locales que integren los objetivos productivos, ecológicos, sociales y medioambientales dentro del uso sostenible de los bosques. Desarrollar una estrategia regional para la mitigación requerirá análisis complejos entre conservación del bosque (biodiversidad y secuestro de carbono) y aprovechamiento del ecosistema (obtención de recursos y la posibilidad de uso de los bosques con fines bioenergéticos). A lo largo de la memoria se ha puesto de manifiesto la influencia de variables climáticas en el contenido de C en los distintos componentes estudiados. Entender el ciclo del C en el bosque y su evolución es importante para planificar e implementar una política climática (Rautiainen et al., 2009), puesto que los cambios que se produzcan a esta escala afectarán la productividad y a la dinámica del C en el ecosistema (Pan et al., 2009). Los resultados de esta memoria sirven como punto de partida para evaluar tendencias en los próximos años y para simular situaciones selvícolas en ambientes cambiantes.

El Protocolo de Kioto creó incentivos para aumentar la biomasa acumulada en los bosques a través de acciones de gestión forestal. Este mecanismo requiere de información continua de los niveles de carbono existentes en las regiones para obtener estrategias óptimas (Nabuurs et al., 2008). A nivel mundial, se prevé que, a largo plazo, las actividades de mitigación aumenten los sumideros de carbono y que el equilibrio neto dependa de cada región. Los bosques boreales primarios constituirán pequeñas fuentes o sumideros dependiendo del efecto neto de intensificación del crecimiento frente a la pérdida de materia orgánica del suelo y emisiones derivadas

del aumento de los incendios. Es probable que los bosques templados continúen siendo sumideros netos de carbono, favorecidos también por la intensificación del crecimiento forestal a raíz del cambio climático. Los bosques tropicales se pueden convertir en sumideros de carbono, dependiendo de la eficacia de las políticas para reducir la degradación forestal y deforestación y de la influencia del cambio climático. Sin embargo, en todos ellos, de medio a largo plazo, se prevé que aumente la importancia de la bionergía comercial (Barker et al., 2007). El desarrollo de estrategias óptimas regionales en el sector forestal exigirá análisis complejos de 1) las compensaciones recíprocas (sinergias y competencias) en el uso del tierra entre la selvicultura y otros usos del territorio, 2) compensaciones recíprocas entre la conservación de los bosques para el almacenamiento de carbono y otros servicios medioambientales como la biodiversidad y 3) compensaciones recíprocas entre las estrategias de uso de los productos de la madera con el objetivo de maximizar el almacenamiento de productos de larga vida, el reciclaje y el uso como fuente de bioenergía (Barker et al., 2007). En ambientes mediterráneos, el estudio de estas sinergias será clave, al contar con muchos ecosistemas de altos niveles de biodiversidad que presentan bajos contenidos en carbono.

Para cuantificar el contenido de carbono de un ecosistema, puede utilizarse diferentes datos: inventarios forestales, datos a nivel experimental de parcela intensiva de investigación, inventarios complementarios de otras variables (suelo, vegetación del sotobosque leñoso, etc.). El nivel de parcela muestra la clave para entender los procesos de secuestro y emisión de carbono y el detalle de cambios producidos por la gestión forestal. En cambio, el ámbito comarcal de los inventarios aporta una escala más amplia donde se integran diferentes características como la edad del rodal, la calidad de estación o las perturbaciones. Por otro lado, la escala temporal también dificulta armonizar los distintos tipos de datos y su comparación con otros estudios. La modelización puede unir esas escalas y suministrar más información. Los inventarios de los otros compartimentos (suelo, sotobosque arbustivo y de matorral y madera muerta) deben ser emparentados con los inventarios de la vegetación arbórea porque los balances de CO<sub>2</sub> requieren conocer la respuesta general del ecosistema (Linder y Woodall, 2008). Los resultados de esa memoria han intentado aunar las diferentes escalas y perspectivas para incorporar nuevos datos al sector, en aras de potenciar ecosistemas forestales mediterráneos de valor incalculable como sumideros de carbono. Mediante los trabajos de esta memoria, podemos confirmar que estas masas se presentan como auténticos sumideros de carbono, si bien se necesitan prescripciones selvícolas que incrementen el vigor produciendo mayores acúmulos de carbono. Son necesarios estudios adicionales para estimar la incertidumbre asociada a escenarios cambiantes, ya que la estimación del balance de carbono de los matorrales y bosques se hace más compleja por el efecto de la sequía, que altera en cascada diversos procesos ecofisiológicos y funcionales del dosel (Ogaya y Peñuelas, 2003).

#### **4.5 La fijación de carbono y la gestión forestal**

En todas las definiciones de Gestión Forestal Sostenible la captura de CO<sub>2</sub> se incluye como uno de los criterios e indicadores para su evaluación. Así se consideró en la segunda Conferencia Ministerial sobre la Protección de los Bosques en Europa, celebrada en Helsinki en 1993. También el Protocolo de Kioto, en sus artículos 3.3 y 3.4, lo pone de manifiesto, considerando que existen medidas de gestión encaminadas a maximizar el contenido de carbono en la biomasa arbórea como la lon-

gitud del turno, los ciclos de cortas, el proceso de regeneración, la composición de especies, etc. (Nabuurs et al., 2008).

Muchos autores han defendido la influencia significativa de la gestión forestal en el ciclo del C (Houghton, 1996; Kaipainen et al., 2004; Cienciala et al., 2008; Swanson, 2009). Los resultados de esta memoria también confirman que la silvicultura influye en la cantidad de carbono total almacenado en el ecosistema, en el desarrollo de la biomasa arbórea, en la composición interna del fuste, en los productos obtenidos, en la composición y estructura de los estratos de sotobosque arbustivo y de matorral, madera muerta y suelo, en la recirculación de nutrientes entre el estrato arbóreo-arbustivo, la hojarasca y el suelo, así como en la evolución futura de la biomasa arbórea (incremento en diámetro). En concreto, la tasa de aprovechamiento y los modelos dinámicos obtenidos son herramientas útiles para evaluar la gestión aplicada y predecir y explorar distintos escenarios selvícolas posibles. Así, los distintos escenarios de cortas y aprovechamientos influirán en el desarrollo de la biomasa del ecosistema forestal, no sólo por el incremento de la biomasa arbórea que queda en pie, sino por los restos vegetales incorporados al suelo forestal, que formarían la madera muerta.

A nivel de planificación, la captura de carbono se considera ya un valor en los sistemas forestales (Balteiro y Romero, 2007), junto con los criterios productivos, ecológicos, sociales y medioambientales. En este sentido, el contenido de carbono es de tal magnitud, que nos encontramos ante un nuevo contexto. A nivel económico, estaríamos ante lo que en economía se denomina “producción conjunta de los bosques”, donde encontramos distintos factores de producción, productos con un valor tangible (como la madera), o servicios (como la captura de carbono), que tienden a integrarse en un mercado ya de tipo transnacional. Existe institucionalmente a nivel europeo, desde el 1 de enero de 2005, un mercado asociado a los derechos de emisión de gases de efecto invernadero ([www.pointcarbon.com](http://www.pointcarbon.com)). Este tipo de mercados se está extendiendo a otros países (Estados Unidos, Australia, etc.). Sin embargo, en ellos, la inclusión de derechos de emisión asociados a proyectos forestales es prácticamente nula. Así no se consideran rentas o compensaciones económicas por el papel de las masas forestales como sumideros de carbono. Si se consolida un mercado global de créditos de carbono, es posible un cambio de percepción y que pueda realizarse una gestión específica para este servicio. Sin embargo, podría pasar que, al igual que sucede en otros sistemas de producción no forestales, la existencia de cambios, en el precio, puede llegar a modificar sensiblemente la gestión con respecto al carbono, y viceversa.

#### **4.6 Implicaciones para la gestión forestal en la comarca “Páramos y Valles”**

La consecución de esta memoria ha sido posible gracias a los datos recogidos en tres zonas de estudio: “Páramos y Valles”, el Sistema Central y “La Castillería”. Sin embargo, mientras las dos últimas nos han servido para cumplimentar determinados trabajos, la mayor intensidad de muestreo realizada en “Páramos y Valles” ha permitido cuantificar el C total acumulado en los distintos componentes de los ecosistemas característicos de la comarca, pinares de repoblación y rebollares naturales.

A pesar de las diferencias de origen (repoblación-natural), de estructura (masas regurales y densas-monte bajo y adhesado) y de planificación forestal (silvicultura dilatada en etapas intermedias, con obtención de productos-aprovechamiento de leñas y ganadero), ambos ecosistemas

fijan una gran cantidad de C, pero ¿Qué implica para esta comarca que los bosques sean sumideros de carbono? Una posible respuesta es que estos ecosistemas se pueden gestionar para optimizar su valor como sumideros, en equilibrio con los demás recursos ambientales y socioeconómicos de la comarca.

Con los resultados de esta memoria podemos afirmar que *Pinus nigra* es una especie de excepcional relevancia en “Páramos y Valles” pues, además de presentar mayor proporción de masa incorporada, es -por sus características específicas- la conífera que presenta una mayor concentración de carbono de todas las especies analizadas. Por tanto, todas las repoblaciones que se realicen de esta especie en la comarca, así como la potenciación de los rodales ya existentes, repercutirán en una mayor fijación de carbono. En la planificación general, parte de estas repoblaciones se pueden orientar a fines energéticos que busquen la sustitución de combustibles fósiles por otros de carácter renovable.

Por otra parte, la especie *Pinus sylvestris* presenta una mayor concentración de carbono en el duramen. Esto es de especial importancia para la comarca donde los aprovechamientos forestales son dilatados en el tiempo. Ahora mismo, las masas, con densidad excesiva, están comenzando a producir duramen, que irá incrementándose a lo largo del tiempo, al reducir la eficiencia de la copa por elevada competencia. Si en la comarca se planifica una gestión hacia la obtención de madera de calidad, generaremos productos en las etapas intermedias destinadas a sierra y, en rodales con carácter protector, posibilitaremos que el duramen formado acumule más contenido de carbono.

Por otra parte, en las nuevas plantaciones que se están estableciendo en la comarca, las especies principales son *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica*. *Pinus pinaster* ha pasado a formar parte de las especies acompañantes, debido a su menor demanda en el sector maderero. Aparte del carácter protector que esta especie tiene en las zonas más calurosas y arenosas, se da la circunstancia de que, en la actualidad y micológicamente hablando, los rodales están pasando a una etapa de madurez en la que predominarían especies del género *Boletus* (Berraondo, 2009), por lo que incentivar esta especie está justificado por el potencial económico de este recurso. Además, en una situación de incertidumbre climática a medio y largo plazo, donde las proyecciones estiman aumentos de temperaturas y descenso de las precipitaciones, esta especie se adaptaría con mayor versatilidad a estas nuevas condiciones que *Pinus nigra* y sobre todo mayor que *Pinus sylvestris* (Peso, com. per.). Por lo tanto, una cierta cautela y proyección a largo plazo en la utilización de especies en las nuevas plantaciones haría que el pino negral fuese también utilizado como especie principal, pudiendo gestionar su uso hacia la bioenergía.

La gestión forestal de los rebollares es una cuestión pendiente dado que existen numerosas masas que han cesado en su actividad desde el abandono de la extracción de leñas. Estas masas, generalmente, no tienen gran interés económico, aunque su potencial ecológico es muy grande. Cumplen importantes funciones paisajísticas, protectoras contra la erosión, mantenimiento de la biodiversidad, funciones pastorales, recreativas y de fijación de C frente al cambio climático. El carbono fijado en la biomasa arbórea de rebollar es menor, comparado con las otras especies estudiadas. Sin embargo, es de destacar el contenido de C acumulado en el suelo pese a la notoria degradación de la vegetación que sustenta, lo que pone de manifiesto la importancia de la vegetación climática de la zona y la necesidad de incrementar el vigor de las masas. También refleja la



■ **Figura 4.6 a**  
Gradeos en las nuevas plantaciones realizadas en la comarca “Páramos y Valles”.

■ **Figura 4.6 b**  
Plántula de rebollo de 2 savias establecida en una plantación mixta de *Pinus nigra* y *Quercus pyrenaica* en “Páramos y Valles”.

necesidad de valorar otros aspectos que no sólo sean captura de carbono, sino su carácter protector, hídrico, conservador e impulsor de la biodiversidad de hongos, animales, especies arbustivas, de matorral o herbáceas, así como albergue de una gran comunidad cinegética, etc., aspectos que incorporan C en el ciclo global (figura 1.2a). Los resultados del estudio del sotobosque arbustivo y matorral de estas masas presentaron unos valores de abundancia de especies y diversidad máxima superiores a los encontrados en los pinares de repoblación. En este sentido, sabiendo que diversos recursos tienen que ser compatibles entre sí y conociendo el potencial que tiene esta especie como combustible renovable, podríamos pensar en una gestión aplicada hacia la obtención de biocombustibles (leñas, pellets,...) que podría hacer de la comarca un espacio autónomo energéticamente y capaz de autoabastecerse y de abastecer a otras comarcas de energía calorífica, junto con leña de otras especies como sauces, alisos, chopos,... Estas condiciones permitirían realizar una silvicultura activa en los rebollares. Además, la comarca utilizaría sus recursos con fines energéticos de forma que las emisiones emitidas por las actividades humanas fueran equilibradas con el crecimiento de las masas. Esta externalidad positiva se podría valorar económicamente, lo que haría que comarcas que apostasen por orientar sus recursos hacia la mitigación del cambio climático fueran recompensadas por ser ejemplo real de compromiso con el desajuste ecológico.



| 5 |

conclusiones





## Conclusiones

Mediante la realización de la siguiente memoria se ha cuantificado el contenido de C en la biomasa arbórea, el estrato arbustivo y de matorral, la madera muerta, la hojarasca y el suelo en dos ecosistemas forestales mediterráneos, pinares de repoblación [pinares de laricio (*Pinus nigra* Arn.), negral (*Pinus pinaster* Ait.) y silvestre (*Pinus sylvestris* L.)] y rebollares naturales (*Quercus pyrenaica* Willd.).

A continuación se presentan las conclusiones más importantes derivadas de cada uno de los trabajos efectuados para tal fin.

1\_ Los ecosistemas forestales de “Páramos y Valles” y Sistema Central son sumideros de C puesto que presentan un balance de fijación de C positivo (0,94 Mg de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y 0,42 Mg de C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente). En las distintas especies, la tasa de aprovechamiento fue inferior a 1 en las dos comarcas, lo que revela que se incorpora más C del que se extrae, indicador de sostenibilidad en la gestión forestal aplicada.

2\_ Los pinares de repoblación se caracterizan por presentar una copa vigorosa y un fuste con una escasa formación de duramen. Comparando las tres especies, el pino laricio presenta un perfil más cilíndrico, característica que le confiere una mayor aptitud tecnológica para obtención de productos calidad, que además, acumulan C durante más tiempo (destino sierra). Por su parte, los rebollares, presentan una mayor proporción de duramen en el fuste, lo que le sitúa en una situación óptima de aprovechamiento y acumulación de C si las prescripciones selvícolas se dirigen hacia el aumento de la vigorosidad de estos rodales.

3\_ La concentración de C varía a lo largo del fuste, en función del tejido anatómico y de la especie analizada. *Pinus nigra* presentó la mayor concentración de C en la albura (465 g kg<sup>-1</sup>), *Pinus pinaster* en la corteza (501 g kg<sup>-1</sup>) y *Pinus sylvestris* en el duramen (523 g kg<sup>-1</sup>). El rebollo mostró las menores concentraciones en todos los casos. Sin embargo, su madera, de mayor densidad aparente, acumula mayor cantidad de C en la biomasa seca en términos absolutos.

4\_ Los rebollares de “Páramos y Valles” presentan mayor diversidad, mayor número de especies e igualmente abundantes en el estrato arbustivo y de matorral que los pinares de repoblación. En todas las especies analizadas se determinaron concentraciones de C superiores al 50%. Destacan por su mayor contenido de C las leguminosas, rosáceas, labiadas y ericáceas.

5\_ La presencia de madera muerta en los pinares de repoblación de “Páramos y Valles” depende de la altitud, la temperatura mínima, el tipo de suelo y los tratamientos culturales llevados a cabo en el rodal. Las parcelas con menor desarrollo y con mayor competencia entre árboles presentan

mayor volumen de árboles caídos en el suelo. Por otra parte, el área basimétrica de los árboles muertos en pie aumenta cuando disminuye la precipitación en el mes de junio. En el caso del rebollar, la presencia de madera muerta depende de la competencia ejercida por la masa y existe mayor cantidad de madera muerta en pie cuanto menor es la precipitación del mes de julio. En comparación con otros ecosistemas, la cantidad de madera muerta en la comarca es escasa ( $3,76 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) y la mayor parte (82,9%) pertenece al primer estadio de descomposición, debido a la inercia selvícola de eliminación de los “secos” y muertos en las leñas y otros tratamientos culturales.

6\_ Los suelos de los pinares y rebollares de la comarca de “Páramos y Valles” acumulan una cantidad de C similar ( $53,0$  y  $60,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , respectivamente). Sin embargo, en el rebollar, el C del suelo destaca por su relevancia ya que supone el 84% del total fijado en el ecosistema. En los primeros centímetros del suelo de los rodales intervenidos y de mayor calidad de estación encontramos los mejores valores de los parámetros  $q_{\text{CO}_2}$  y  $C_{\text{mic}}/C_{\text{T}}$ .

La hojarasca que aporta el pinar es más cuantiosa, muestra una significativa mayor concentración de C, con un tiempo de residencia más elevado y con una degradación más lenta que la caída en el rebollar.

7\_ En las masas estudiadas, el incremento en diámetro depende del tamaño del árbol y de características del rodal. El incremento en diámetro aumenta con el tamaño inicial y vigor del árbol en ambos grupos de especies. Mientras que en los pinares, el diámetro aumenta con el área basimétrica del rodal, en los rebollares, el tipo de estructura condiciona la influencia de las variables del rodal. En estructuras de monte bajo o medio, un mayor diámetro medio cuadrático implica un menor incremento en diámetro. Sin embargo, en estructuras de monte alto, muestra el efecto contrario. En este sentido, las variables dasométricas implicadas informan sobre la gestión que podría aplicarse en cada comarca con el fin de obtener un mayor rendimiento económico (mayor calidad tecnológica) y ecológico (fijación de C) en los ecosistemas forestales estudiados.



| 6 |

referencias





## Referencias

Acosta, M.; Echevers, J.; Monreal, C.; Quednow, K.; Hidalgo, C. 2002. Un método para la medición del carbono en los compartimentos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas en terrenos de ladera de México. Actas del Congreso IUFRO World Series Vol.13, Viena.

Akselsson, C.; Westling, O.; Sverdrup, H.; Gundersen, P. 2007. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *Forest Ecol. Manag.* 238: 167-174

Alder, D. 1980. Forest volume estimation and yield prediction. Volume 2, paper 22. FAO Forestry, Rome. 194 pp

Álvarez González, J.G.; Ruiz, A.D. 1995. Dasometría. Introducción a las técnicas de modelización forestal. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. (Inédito). 83 pp

Álvarez González, J.G.; Castedo F.; Ruiz A.D.; López C.A.; von Gadow K. 2004. A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwestern Spain). *Ann. For. Sci.* 61: 441-450

Álvarez González, J.G.; Rodríguez Soalleiro, R.; Alboreca, A. 2007. Resolución de problemas del ajuste simultáneo de sistemas de ecuaciones: heterocedasticidad y variables dependientes con distinto número de observaciones. Actas de la II reunión sobre aspectos prácticos de la modelización forestal. Jarandilla de la Vera (Cáceres).

Amidon, E.L. 1984. A general taper functional form to predict bole volume for five mixed-conifer species in California. *Forest Sci.* 30 (1): 166-171

Anderson, T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 285-293

Anderson, T.H.; Domsch, K.H. 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25: 393-395

Andivia, E.; Fernández, M.; Vázquez, J.; González, A.; Tapias, R. 2008. Ciclo de nutrientes y desfronde en una dehesa de alcornoque de la provincia de Huelva. Actas de la II Reunión sobre suelos forestales. Nuevas perspectivas en la relación suelo-árbol. Salamanca.

Aroca, M.J. 2002. Puesta a punto de un método de estimación de la actividad microbiana y aplicación en el estudio comparativo del suelo superficial generado sobre formaciones de raña del Norte de Palencia. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 164 pp

Atici, E.; Colak, A. H.; Rotherham, I. D. 2008. Coarse dead wood volume of managed oriental Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands in Turkey. Invest. Agr. Sist. Recur. For. 17(3):216-227

Aussenac, G. 1987. Effets de l'éclaircie sur l'écophysologie des peuplements forestiers. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 138: 685-700

Backéus, S.; Wikström, P.; Låmas, T. 2005. A model for regional analysis of carbon sequestration and timber production. Forest Ecol. Manag. 216: 28-40

Bailey, N. T. J. 1979. Introduction to the modelling of venereal disease. J. Math. Biol. 8: 301-322

Balteiro, L.; Romero, C. 2007. Análisis económico de la fijación de CO<sub>2</sub> en los sistemas forestales. En: El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Bravo, F. (Ed.) 223-288

Bamber R.K. 1976. Heartwood, its function and formation. Wood Sci. Technol. 10: 1-8

Barclay, H.J.; Layton, C.R. 1990. Growth and mortality in managed Douglas fir: Relation to competition index. Forest Ecol. Manag. 36: 187-204

Barker, T.; Bashmakov, I.; Bernstein, L.; Bogner, J.E.; Bosch, P.R.; Dave, R.O.; Davidson, R.; Fisher, B.S.; Gupta, S.; Halsnæs, K.; Heij, G.J.; Kahn Ribeiro, S.; Kobayashi, S.; Levine, M.D.; Martino, D.L.; Maser, O.; Metz, B.; Meyer, L.A.; Nabuurs, G.J.; Najam, A.; Nakicenovic, N.; Rogner, H.H.; Roy, J.; Sathaye, J.; Schock, R.; Shukla, P.; Sims, R.E.H.; Smith, P.; Tirpak, D.A.; Urge-Vorsatz, D.; Zhou, D. 2007. Resumen Técnico. En: Cambio Climático 2007: Mitigación. Contribución del Grupo de Trabajo III al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Metz, B.; Davidson, O. R.; Bosch, P. R.; Dave, R.; Meyer, L. A. (Eds.) 96 pp

Bartelink, H.H. 1997. Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L.). Ann. For. Sci. 54: 39-50

Bartoli, M.; Geny, B. 2005. Once upon a time... dead wood in French forests. Revue Forestiere Francaise. 57(5): 443-456

Basanta, A. 1982. Vegetación serial en Sierra Morena. Estudio ecológico de las respuestas del matorral a distintas intervenciones en el Coto Nacional «La Pata del Caballo» (Huelva). Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. (Inédito). 227 pp

Bastrup-Birk, A.; Bréda, N. 2004. Sampling and analysis of litterfall. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest. Part XI. United Nations Economic Commission for Europe. Convention on long-Range transboundary air pollution. disponible en <http://www.icp-forests.org>. 18 pp

- Berraondo, I. 2009. Estudio de la diversidad y la productividad de los hongos asociadas a las masas forestales en los "Páramos y Valles" palentinos, 2003-2006. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 142 pp
- Bert, D.; Danjon, F. 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). *Forest Ecol. Manag.* 222: 279-295
- Berthier, S.; Kokutse, A.D.; Stokes, A. 2001. Irregular heartwood formation in maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.): consequences for biomechanical and hydraulic tree functioning. *Ann. Bot.* 87: 19-25
- Bi, H. 2000. Trigonometric variable-form taper equations for Australian eucalyptus. *Forest Sci.* 46(3): 397-409
- Bi, H.; Long, Y. 2001. Flexible taper equation for site-specific management of *Pinus radiata* in New South Wales, Australia. *Forest Ecol. Manag.* 148: 79-91
- Binkley, D. 1993. *Nutrición Forestal: prácticas de manejo*. Limusa. México. 340 pp
- Birdsey, R.A.; Plantinga, A.J.; Heath, L.S. 1993. Past and prospective carbon storage in United States forests. *Forest Ecol. Manag.* 58: 33-39
- Blanche C.A.; Hodges J.D.; Nebeker T.E. 1985. A leaf area - sapwood area ratio developed to rate loblolly pine tree vigor. *Can. J. Forest Res.* 15: 1181-1184
- Boone, R.D.; Nadelhoffer, K.J.; Canary, J.D. 1998. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature.* 396: 570-572
- Bosco, J.; Blanco, J.A.; Castillo, F.J. 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. En: *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Valladares, F. (Ed.) 479-506
- Bravo, F.; Delgado, J.A.; Gallardo, J.F.; Bravo-Oviedo, A.; Ruiz-Peinado, R.; Merino, A.; Montero, G.; Cámara, A.; Navarro, R.; Ordóñez, C.; Canga, E. 2007a. Métodos para cuantificar la fijación de CO<sub>2</sub> en los sistemas forestales. En: *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Bravo, F. (Ed.) 65-112
- Bravo, F.; Herrero, C.; Ordóñez, C.; Segur, M.; Gómez, C.; Menéndez, M.; Cámara, A. 2007b. Cuantificación de la fijación de CO<sub>2</sub> en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles. En: *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Bravo, F. (Ed.) 143-196
- Bravo, F.; Río, M.; Bravo-Oviedo, A.; Peso, C.; Montero, G. 2008. Forest Management strategies and carbon sequestration. En: *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Bravo, F.; LeMay, V.; Jandl, R.; Gadow, K.v. (Eds.) 63-81

Brin A.; Meredieu C.; Piou D.; Brustel H.; Jactel H. 2008. Changes in quantitative patterns of dead wood in maritime pine plantations over time. *Forest Ecol. Manag.* 256: 913-921

Brink, C.; Gadow, K.V. 1986. On the use of growth and decay functions for modelling stem profiles. *EDV in Medizin u. Biologia.* 17(1-2): 20-27

Broto, M.; Lizarralde, I.; Ezquerro, F.J.; Prieto, C.; Sevilla, F.; Torre, M. 2009. Selvicultura del rebollo para obtención de productos de alto valor añadido. Estrategias selvícolas y técnicas innovadoras en Castilla y León. 5º Congreso Forestal Español. Ávila.

Brown, S. 1996. Present and potential roles of forests in the global climate change debate. *Unasylva.* 47: 3-9

Brown, S. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ. Pollut.* 116: 363-372

Brown, S.; Lugo, A.E. 1984. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science.* 223 (4642): 1290-1293

Brown, S.; Gillespe, J. R.; Lugo, A.E. 1989. Biomass estimation for tropical forest with applications to forest inventory data. *Forest Sci.* 35(4): 881-902

Brown, S.; Sathaye, J.; Cannell, M.; Kauppi, P. 1996. Management of forests for mitigation of greenhouse gas emissions. En: *Climate change 1995 - impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analyses. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Watson, R.T.; Zinyowera, M.C.; Moss, R.H. (Eds.) 773-797

Brown, S.; Schroeder, P.; Kern, J.S. 1999. Spatial distribution of biomass in forests of the eastern USA. *Forest Ecol. Manag.* 123: 81-90

Bruce, D.; Curtis, R.O.; Vancoevering, C. 1968. Development of a system of taper and volume tables for red alder. *Forest Sci.* 14(3): 339-350

Burkhart, H.E.; Walton, S.B. 1985. Incorporating crown ratio into taper equations for Loblolly pine trees. *Forest Sci.* 31 (2): 478-484

Burke, J.D.; Yonker, C.M.; Parton, W.J.; Cole, C.V.; Flach, K.; Schimel, D.S. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805

Bussotti, F.; Borghini, F.; Celesti, C.; Leonzio, C.; Cozzi, A.; Bettini, D.; Ferretti, M. 2003. Leaf shedding, crown condition and element return in two mixed holm oak forests in Tuscany, central Italy. *Forest Ecol. Manag.* 176: 273-285

- Butler, R.; Montagnini, F.; Arroyo, P. 2008. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Forest Ecol. Manag.* 255: 2251–2263
- Calama, R. 2004. Modelo interregional de selvicultura para *Pinus pinea* L., aproximación mediante funciones de componentes aleatorios. Escuela Politécnica de Madrid. (Inédito). 330 pp
- Calama, R.; Montero, G. 2005. Multilevel linear mixed model for tree diameter increment in stone pine (*Pinus pinea*): a calibrating approach. *Silva Fenn.* 39: 37–54
- Calvo, L.; Herrero, B.; Bravo, F. 1999. The influence of fire on the seed bank in the soil of *Quercus faginea* forest (NW Spain). *Ann. For. Sci.* 56: 249-258
- Campbell, A.G.; Kim, W.J.; Koch, P. 1990. Chemical variation in lodgepole pine with sapwood/heartwood, stem height and variety. *Wood Fiber Sci.* 22: 22–30
- Cannell, M.G.R. 2003. Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally in Europe and the UK. *Biomass bioenerg.* 24: 97–116
- Cañadas, N.; García, C.; Montero, G. 1999. Relación altura-diámetro para *Pinus pinea* L. en el Sistema Central. *Actas del Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes.* Santiago de Compostela.
- Cañadas, N.; Bravo, F.; Montero, G. 2002. Modelización forestal a partir de los datos del Inventario Forestal Nacional. En: *El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible.* Bravo, F.; Rio, M. del.; Peso, C. del. (Eds.) 133-149
- Cao, Q.V.; Pepper, W.D. 1986. Predicting inside bark diameter for shortleaf, loblolly, and longleaf pines. *South. J. Appl. For.* 10: 220–224
- Caritat, A.; García-Berthou, E.; Lapeña, R.; Vilar, L. 2006. Litter production in a *Quercus suber* forest of Montseny (NE Spain) and its relationship to meteorological conditions. *Ann. For. Sci.* 63: 791-800
- Carmean, W.H. 1972. Site index curves for upland oaks in the Central States. *Forest Sci.* 18: 109–120
- Casas, P. 2006. Estudio de los efectos del cambio de uso del suelo en la acumulación de carbono edáfico superficial. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 137 pp
- Castedo, F. 2003. Modelo dinámico de crecimiento para las masas de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Simulación de alternativas selvícolas con inclusión del riesgo de incendio. Escuela Politécnica Superior. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. (Inédito). 297 pp
- Castedo, F.; Álvarez González, J.G. 2000. Construcción de una tarifa de cubicación con clasificación de productos para *Pinus radiata* D. Don en Galicia basada en una función del perfil del tronco. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 9(2): 253-268

Castedo, F.; Barrio, M.; Parresol, B.R.; Álvarez González, J.G. 2005. A stochastic height-diameter model for maritime pine ecoregions in Galicia (northwestern Spain). *Ann. For. Sci.* 62: 455-465

Ceñal, M.A.; Glaría, G.; Blanco, A. 1988. Análisis del medio físico de Palencia. Junta de Castilla y León. Valladolid. 84 pp

Cervera, J. 1973. El área basimétrica reducida, el volumen reducido y el perfil. *Montes Nov-Dic*: 415-418

Chapin, F.S.; Matson, P.A.; Mooney, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Verlag. New York, 436 pp

Chow, G. 1960. Tests of equality between sets of coefficients in two linear regressions. *Econometrica*. 28 (3): 591-605

Christensen, M.; Hahn, K.; Mountford, E.P.; Standova, P.; Rozenberger, S.; Diaci, J.; Wijdeven, S.; Meyer, P.; Winter, S.; Vrska, T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecol. Manag.* 210: 267-282

Cienciala, E.; Exnerov, Z.; Schelhaas, M.J. 2008. Development of forest carbon stock and wood production in the Czech Republic until 2060. *Ann. For. Sci.* 65: 603-613

Cleveland, W.S. 1993. Visualizing data. AT&TBell Laboratories, Murray Hill. New Jersey. 360 pp

Climent, J.A.; Gil, L.; Pardos, J.A. 1998. Xylem anatomical traits related to resinous heartwood formation in *Pinus canariensis* Sm. *Trees*. 12: 139-145

Climent, J.; Chambel, M.R.; Gil, L.; Pardos, J.A. 2003. Vertical heartwood variation patterns and prediction of heartwood volume in *Pinus canariensis* Sm. *Forest Ecol. Manag.* 174: 203-211

Clinton, P.W.; Allen, R.B.; Davis, M.R. 2002. Nitrogen storage and availability during stand development in a *Nothofagus forest*. *N. Z. Can. J. For. Res.* 32, 1-9.

Clutter, J.L.; Forston, J.C.; Pienaar, L.V.; Brister, G.H.; Bailey, R.L. 1983. Timber management: a quantitative approach. Wiley. New York, 333 pp

Cobertera, E. 1993. Edafología aplicada. Cátedra. Madrod. 328 pp

Corral-Rivas J.J.; Diéguez-Aranda U.; Corral S.; Castedo F. 2007. A merchantable volumen system for major pine species in El Salto, Durango (México). *Forest Ecol. Manag.* 238: 118-129

Courbet, F.; Houllier, F. 2002. Modelling the profile and internal structure of tree stem. Application to *Cedrus atlantica* (Manetti). *Ann. For. Sci.* 59: 63-80

- Covaleda, S. 2008. Influencia de los distintos impactos antrópicos en la dinámica del C y la fertilidad de suelos volcánicos mexicanos, implicaciones sobre el secuestro de C. Tesis doctoral. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 367 pp
- Crecente-Campo, F.; Rojo, A.; Dieguez, U. 2009. A merchantable volume system for *Pinus sylvestris* L. in the major mountain ranges of Spain. *Ann. For. Sci.* 66: 808, 1-12
- Curtis, R.O. 1967. Height-diameter and height-diameter-age equations for second growth-douglas-fir. *Forest Sci.* 13: 365-375
- Curtis, R.O.; Clendenen, G.W.; Demars, D.J. 1981. A new stand simulator for coastal Douglas-fir: DFSIM User's guide. USDA Forest Service General Technical Report PNW-128
- Czaplewski, R.; McClure, J. 1988. Conditioning a segmented stem profile model for two diameter measurements. *Forest Sci.* 34 (2): 512-522
- Dale, M.R.T. 1999. Spatial pattern analysis in plant ecology. Cambridge Studies in ecology. Cambridge University Press. New York. 326 pp
- Dale, H.V.; Brown, S.; Flint, E.P.; Hall, R.A.; Hoyughton, L.R.; Iverson, K.; Richards, F.; Uhlig, J. 1993. Estimating CO<sub>2</sub> flux from tropical forests. En: Effects of land use change on atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations: South and Southeast Asia as a case study. Dale, H.V. (Ed.) 365-378
- D'Aquitaine, R.; Saint-André, L.; Leban, J.M. 1999. Modelling stem properties distribution. Final report sub-task A2.1. Stud research project, FAIR CT-96-1915. Documento interno INRA-ERQB. Leban, J.M.; Hervé, J.C. (Eds.) 3-23
- Davel, M.M.; Jovanovski, A.; Mohr Bell, D. 2005. Densidad básica de la madera de pino Oregón y su relación con las condiciones de crecimiento en la Patagonia Andina Argentina. *Bosque.* 26(3): 55-62
- Davis, L.S.; Johnson, K.N.; Bettinger, P.S.; Howard, T.E. 2001. Forest management: to sustain ecological, economic and social values. McGraw-Hill series in Forest Resources. New York. 804 pp
- Davis, M.R.; Allen, R.B.; Clinton, P.W. 2003. Carbon storage along a stand development sequence in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Forest Ecol. Manag.* 177: 313-321
- De Jong, B.H.; Montoya-Gómez, J.G.; Nelson, K.; Soto-Pinto, L.; Tipper, R. 1995. Community forest management and carbon sequestration: A feasibility study from Chiapas, México. *Interciencia.* 20(6): 409-416
- Deans, J.D.; Mora, J.; Grace, J. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduous tropical moist forest in Cameroon. *Forest Ecol. Manag.* 88: 215-225

- Demaerschalk, J. 1972. Converting volume equations to compatible taper equations. *Forest Sci.* 18: 241-245
- Demaerschalk, J. 1973. Integrated systems for the estimation of tree taper and volumen. *Can. J. Forest Res.* 3(1): 90-94
- DGCN. 1996. Segundo Inventario Forestal Nacional completo: 1986-1996. Parques Nacionales. Madrid. 50 pp
- DGCN. 2006. III Inventario Forestal Nacional 1996–2006. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Di Castri, F.; Goodall, D. W.; Specht, R. L. 1981. Mediterranean-type shrublands. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. 643 pp
- Díaz-Fernández, P.; Jiménez, P.; Martín, S.; Tuero de M.; Gil, L. 1995. Regiones de procedencia *Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt) Liebl, *Quercus humilis* Miller. I.C.O.N.A. Madrid. 87 pp
- Diéguez-Aranda, U.; Barrio, M.; Castedo, F.; Álvarez González, J.G. 2005. Relación altura-diámetro generalizada para masas de *Pinus sylvestris* L. procedentes de repoblación en el noroeste de España. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 14(2): 229-241
- Dixon, R.K.; Brown, S.; Houghton, R.A.; Solomon, A.M.; Trexler, M.C.; Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185–190
- Doran, J.W.; Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. En: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F.; Stewart, B.A. (Eds.) pp 3–21
- Duque, D. 2006. Secuestro de carbono asociado a cambios de uso y a distintas calidades de estación en suelos de repoblaciones de *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster* del norte de la provincia de Palencia. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 125 pp
- Eggers, J.; Lindner, M.; Zudin, S.; Zaehle, S.; Liski, J.; Nabuurs, G.J. 2007. Forestry in Europe under changing climate and land use. En: *Forestry and Climate Change*. Freer-Smith, P.H.; Broadmeadow, M.S.J.; Lynch, J.M. (Eds.) 112-118
- Ellis, E. 1973. Bark chemistry, composition and reactions. En: *Proceedings Bark Utilisation Symposium*. School of Forestry, Univ. Canterbury, Christchurch, New Zealand (Ed.) 55–73
- Eraso, E.; Olabe, F. 1998. Pliegos de condiciones técnicas generales de ordenación de montes en Navarra. Gobierno de Navarra.
- Escudero, A.; Garrido, M.V.; Matias, M.D. 1987. Decay curves of leaf litter from evergreen and deciduous tree species. *Acta Oecol. Plant.* 8 (22): 81-90

- Espejo, R.; Diaz, M.C. 1993. Mejora de las características agronómicas de los suelos de raña mediante la aplicación de diferentes enmiendas. Scio. Pub. MAPA. 64 pp
- Esseen, P.A.; Ehnström, B.; Ericson, L.; Sjöberg, K. 1992. Boreal forest-The focal habitats of Fennoscandinavia. En: Ecological principles of nature conservation. Hansson, L. (Ed.) 252-325
- Fang, Z.; Bailey, R.L. 1998. Height-diameter models for tropical forests on Hainan Island in Southern China. Forest Ecol. Manag. 110: 315-327
- Fang Z.; Borders B.E.; Bailey R.L. 2000. Compatible volume-taper models for loblolly and slash pine based on a system with segmented stem form factors. Forest Sci. 46: 1-12
- Fang, J.Y.; Wang Z.M. 2001. Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China forest biomass. Ecol. Res. 16: 587-592
- FAO, 2008. [http://www.mgap.gub.uy/Forestal/cont\\_inventario.htm](http://www.mgap.gub.uy/Forestal/cont_inventario.htm)
- Fernández, R.; Rodríguez, M.; Martín, A.; García, J.L.; Infante, J.M.; Leiva, M.J.; Rodríguez, J.J.; Gallardo, A. 1995. Mediterranean oak forests: basis for appropriate protection strategy. Final Report EV5V-CT92-0210. Commission of the European Communities. (Inédito). 165 pp
- Fernández-Getino, A.P.; Ruiz-Peinado, R.; Montero, G.; Sánchez-Palomares, O. 2008. Estimación del CO<sub>2</sub> fijado en suelos y árboles de los rebollares de *Quercus pyrenaica* en la provincia de Ourense. Actas de la II Reunión sobre suelos forestales. Nuevas prespectivas en la relación suelo-árbol. Salamanca.
- Fisher, R. F.; Binkley, D. 2000. Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, INC. Nueva York. 512 pp
- Forrest, W.G.; Ovington, J.D. 1970. Organic matter changes in age series of *Pinus radiata* plantations. J. appl. Ecol. 7 (1): 177-286
- Forsee Project. 2005. Proyecto FORSEE (20) INTERREG III B Espacio atlántico: [http://www.iefc.net/index.php?affiche\\_page=projet\\_FORSEE](http://www.iefc.net/index.php?affiche_page=projet_FORSEE). Last access on 12th November 2010.
- Fowler, G.W.; Damschroder, L.J. 1988. A red pine bark factor equation for Michigan. North. J. Appl. For. 5(1): 28-30
- Fox, J.C.; Ades, P.K.; Bi, H. 2001. Stochastic structure and individual-tree growth models. Forest Ecol. Manag. 154: 261-276
- Francis, J.K. 2000. Estimating biomass and carbon content of saplings in Puerto Rican secondary forests. Caribbean Journal of Science. 36 (3-4) 346-350

- Gaboury, S.; Boucher, J.F.; Villeneuve, C.; Lord, D.; Gagnon, R. 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecol. Manag.* 257: 483-494
- Gadow, K.V.; Real P.; Álvarez González, J.G. 2001. Modelización del crecimiento y la evolución de los bosques. *Actas del Congreso IUFRO World Series vol. 12*, Viena.
- Gaffrey, D. 1988. Forstamts- und bestandesindividuelles Sortimentierungsprogramm als Mittel zur Planung, Aushaltung und Simulation. Universität Göttingen. (Inédito).
- Gallardo, A. 2001. Descomposición de hojarasca en ecosistemas mediterráneos. En: *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Zamora, R.; Pugnaire, F. I. (Eds.) 95-122
- Gallardo, A; Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southwest Spain: Influence of substrate quality. *Ecology*. 74: 152-161
- Gallardo, J.F.; González, M.I. 2004. Sequestration of C in a Spanish chestnut coppice. *Invest Agrar: Sis Recur For. Fuera de serie*, 108-113
- García Abejón, J.L. 1981. Tablas de producción de densidad variable para *Pinus sylvestris* L. en el Sistema Ibérico. *Comunicaciones INIA. Serie Recursos Naturales 10*. Madrid. 47 pp
- García, J.A.; Puerto, A.; Matías, M.D.; Saldaña, J.A. 1989. Diversidad y dominancia en las comunidades de matorral de la sierra de Béjar. *Studia Botánica*. 8: 35-49
- García, O. 1988. Growth modelling-a review. *New Zeland*. 33 (3): 14-17
- García-Plé, C.; Abril, A.; Alemany, F.; Tebar, F.; Xamana, J.; Morey, M. 1989. Valores de fitomasa y necromasa en diferentes tipos de matorral de Mallorca (Islas Baleares, España). I. Matorrales de *Quercus ilex* L. y de *Globularia alypum* L. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica* 84 (3-4): 307-321
- Gayoso, J.; Guerra, J. 2002. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. Proyecto Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. (Inédito). 8 pp
- Gifford, R. 2000. Carbon contents of above-ground tissues of forest and woodland trees. Australian Greenhouse Office. National Carbon Accounting Systema. Technical Report N° 22. Canberra. 17 pp
- Gjerdrum P. 1999. Prediction of heartwood in *Pinus sylvestris*. En: *Connection between silviculture and wood quality through modelling approaches and simulation software*. Nepveu G. (Ed). 145-148
- Gloaguen, J.C.; Touffet, J. 1982. Evolution du rapport C/N dans les feuilles et au cours de la décomposition des litières sous climat atlantique. Le hêtre et quelques conifères. *Ann. Sci. For.* 39: 219-230

Goberna, M.; Sánchez, J.; Pascual, J. A.; García, C. 2006. Surface and subsurface organic carbon, microbial biomass and activity in a forest soil sequence. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2233-2243

González, M.I.; Gallardo, J.F. 2007. Capacidad de captura de C de suelo de castaños del oeste español. En: *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Garrardo, J.F. (Ed.) 183-194

Goodburn, J.M.; Lorimer, C.G. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Can. J. Forest Res.* 28: 427-438

Goutte, C. 1997. Note on free lunches and cross-validation. *Neural comput.* 9: 1211-1215

Green, P.; Peterken, G.F. 1997. Variation in the amount of dead wood in woodlands of the Lower Wye Valley, UK, in relation to the intensity of management. *Forest Ecol. Manag.* 98: 229-228

Grier, C.C.; Running, S.W. 1977. Leaf area of mature northwestern coniferous forests: Relation to site water balance. *Ecology.* 58: 893-899

Grigal, D.F.; Ohmann, L.F. 1992. Carbon storage in upland forest of the lake status. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 935-943

Guerrero, F. 1987. Estudio de las propiedades físicas y químicas de algunas turbas españolas y su posible aprovechamiento agrícola. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias. (Inédito). 222pp

Guo, Z.; Fang, J.; Pan, Y.; Birdsey, R. 2010. Inventory-based estimates of forest biomass carbon stocks in China: A comparison of three methods. *Forest Ecol. Manag.* 259: 1225-1231

Gutiérrez, V.H.; Lopera, G.J. 2002. Metodología para la cuantificación de existencias y flujo de carbono en plantaciones forestales. *Actas del Congreso IUFRO World Series Vol.13*, Viena.

Hair, J.F.; Anderson, R.E.; Tatham, R.L.; Black, W.C. 2000. *Análisis multivariante*, 5ª ed. Prentice Hall Iberia. Madrid. 799 pp

Hamman, S.T.; Burke, I.C.; Knapp, E.E. 2008. Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecol. Manag.* 256: 367-374

Hann, D.W.; Hanus, M.L. 2002. Enhanced diameter-growth-rate equations for undamaged and damaged trees in southwest Oregon. Oregon State University. *For. Res. Lab. Res. Contr.* 39. 54 pp

Harmon, M.E. 2002. Moving towards a new paradigm for woody detritus management. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181. 16 pp

Harmon, M.E.; Franklin, J.F.; Swanson, F.J.; Sollins, P.; Gregory, S.V.; Lattin, J.D.; Anderson, N.H.; Cline, S.P.; Aumen, N.G.; Sedell, J.R.; Lienkaemper, G.W.; Cromack, K.Jr.; Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133-302

Harmon, M.E.; Chen, H. 1991. Coarse woody debris in two oldgrowth ecosystems. Comparing a deciduous forest in China and a conifer forests in Oregon. *BioScience.* 41: 604-610

Harmon, M.; Sexton, J. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. Publication N° 20. U.S. LTER Network Office. University of Washington. Seattle, Washington. 73 pp

Harmon, M.E.; Woodall, C.W.; Fasth, B.; Sexton, J. 2008. Woody detritus density and density reduction factors for tree species in the United States: A synthesis. USDA Forest Service. Northern Research Station General Technical Report NRS-29. 84 pp

Hart, S.C. 1999. Long-term decomposition of forest detritus in a Mediterranean type climate. En: Abstract Presentations Book of the Blodgett Forest Symposium, Center for Forestry. Berkley.

Hart, P.B.S.; Clinton, P.W.; Allen, R.B.; Nordmeyer, A.H.; Evans, G. 2003. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystems: implications for carbon storage and sustainable forest management. *Forest Ecol. Manag.* 174: 281-294

Harrison, A.F. 1989. Phosphorus distribution and cycling in European forest ecosystems. En: Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems. Tiessen, H. (Ed.) 42-76

Harrison, A.F.; Howard, P.J.A.; Howard, D.M.; Howard, D.C.; Hornung, M. 1995. Carbon storage in forest soils. *Forestry* 68: 335-348

Henttonen, H. 1990. Variation in the diameter growth of Norway spruce in Southern Finland. Tesis doctoral. University of Helsinki. (Inédito). 88 pp

Herrero, C.; Peso, C. del; Picardo, A. 2001. Ordenación del Monte Hijedo, nº 303 del CUP, de Santa Gadea del Alfoz (Burgos). Aplicación de una tipología de masas para su inventariación. Actas del III Congreso Forestal Español. Granada.

Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Miente, L.; Biot, Y. 1998. Biomassa da parte area da vegetação da floresta tropical úmida de Terra-Firme de amazônia brasileira. *Acta Amazonica.* 28: 153-166

Hillis, W.E.; Ditchburne, N. 1974. The prediction of heartwood diameter in radiata pine trees. *Can. J. Forest Res.* 4, 524-529

Hirsch, R.P. 1991. Validation samples. *Biometrics.* 47: 1193-1194

Hoen, H.F.; Solberg, B. 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Sci.* 40: 429-451

- Hontoria, C.; Rodríguez-Murillo, J.C.; Saa, A. 1999. Relationship between soil organic carbon and site characteristics in Peninsular Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 614-621
- Hopmans, P.; Bauhus, J.; Khanna, P.; Weston, C. 2005. Carbon and nitrogen in forest soils: potential indicators for sustainable management of *Eucalyptus* forests in south-eastern Australia. *Forest Ecol. Manag.* 220: 75-85
- Hosmer, D.W.; Lemeshow, S. 1989. *Applied Logistic Regression*. John Wiley and Sons. New York. 37 pp
- Houghton, R.A. 1996. Land-use change and terrestrial carbon: the temporal record. En: *Forest Ecosystems, Forest Management, and the Global Carbon Cycle*. Apps, M.J.; Price, D.T. (Eds.) 117-134
- Houghton, R.A.; Hackler, J. 1993. The net flux of carbon from deforestation and degradation in South and Southeast Asia. En: *Effects of land use change on atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations: South and Southeast Asia as a case study*. Dale, H.V. (Ed.) 365-378
- Huang, S.; Titus, S.J.; Wiens, D. 1992. Comparison of nonlinear height-diameter functions for major Alberta tree species. *Can. J. Forest Res.* 22: 1297-1304
- Huang, S.; Yang, Y.; Wang, Y. 2003. A critical look at procedures for validating growth and yield models. En: *Modelling Forest Systems*. Amaro, A.; Reed, D.; Soares, P. (Eds.) 271-293
- Hui, G.Y.; Gadow, K.V. 1997. Entwicklung und Erprobung eines Einheitsschaftmodells für die Baumart *Cunninghamia lanceolata*. *Forstw. Cbl.* 116: 315-321
- Hunter, M.L.Jr. 1990. *Wildlife, forest, and forestry: Principles for managing forests for biological diversity*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall. New Jersey. 370 pp
- Ibañez, J.J.; Vayreda, J.; Gracia, C. 2002. Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya. En: *El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible*. Bravo, F.; Río, M.; Peso, C. (Eds.) 69-78
- IPCC. 1996. *Climate Change 1995 — Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific- Technical Analyses*. Contribution of WGII to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Watson, R.T.; Zinyowera, M.C.; Moss, R.H. (Eds.) Cambridge University Press. Reino Unido. 878 pp
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (Eds.) Cambridge University Press. United Kingdom and New York. 996 pp
- Isermeyer, H. 1952. Eine einfache methode zur bestimmung der bodenatmung und der carbonate im boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde.* 56: 26-38

Islam, K.R.; Weil, R.R. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agr. Ecosyst. Environ.* 79: 9-16

Iverson, L.R.; Bronn, S.; Prasad, A.; Mitasora, H.; Gillespie, A.J.R.; Lugo, A.E. 1993. Use of GIS for estimating potential and actual forest biomass for continental South and Southeast Asia. En: *Effects of land use change on atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations: South and Southeast Asia as a case study*. Dale, H.V. (Ed.) 365-378

Jandl, R.; Lindner, M.; Vesterdal, L.; Bauwens, B.; Baritz, R.; Hagedorn, F.; Johnson, D.W.; Minkinen, K.; Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*. 137: 253-268

Janssens, I.A.; Sampson, D.A.; Cermak, J.; Meiresonne, L.; Riguzzi, F.; Overloop, S.; Ceulemans, R. 1999. Above and belowground phytomass and carbon storage in a Belgian Scots pine stand. *Ann. For. Sci.* 56: 81-90

Janssens, I.A.; Freibauer, A.; Ciais, P.; Smith, P.; Nabuurs, G.J.; Folberth, G.; Schlamadinger, B.; Hutjes, R.W.A.; Ceulemans, R.; Schulze, E.D.; Valentini, R.; Dolman, A.J. 2003. Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions. *Science*. 300: 1538-1542

Jarvis, P.G.; Leverenz, J.W. 1983. Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests. En: *Physiological Plant Ecology. IV. Encyclopedia of Plant Physiology. New Series, Vol 2D*. Lange, O.L.; Nobel, P.S.; Osmond, C.B.; Ziegler, H. (Eds.) 233-280

Jenny, H. 1980. *The soil resource. Origin and behaviour*. Springer Verlag. New York. 377 pp

Jobbágy, E.G.; Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10(2):423- 436

Joergensen, R.G. 1995. The fumigation incubation method. En: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Aleff, K.; Nanipieri, P. (Eds.) 382-404

Johnson, D.W.; Curtis, P.S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecol. Manag.* 140: 227-238

Junta de Castilla y León, 1995. *Mapa geológico de Castilla y León*. Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Dirección General de Urbanismo y Calidad Ambiental. 60 pp

Junta de Castilla y León, 1999. *Instrucciones generales para la ordenación de montes arbolados en Castilla y León*. Junta de Castilla y León. 219 pp

Kaipainen, T.; Liski, J.; Pussinen, A.; Karjalainen, T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environ. Sci. Policy*. 7: 205-219

- Kajimoto, T.; Matsuura, Y.; Osawa, A.; Abaimov, A.P.; Zyryanova, O.A.; Isaev, A.P.; Yefremov, D.P.; Mori, S.; Kioke, T. 2006. Size-mass allometry and biomass allocation of two larch species growing on the continuous permafrost region in Siberia. *Forest Ecol. Manag.* 222: 314–325.
- Kauppi, P.E.; Mielikainen, K.; Kusela, K. 1992. Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science.* 256: 70-74
- Kavvadias, V.A.; Alifragis, D.; Tsiontsis, A.; Brofas, G.; Stamatelos, G. 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecol. Manag.* 144: 113–127
- Khattree, R.; Naik, D.N. 1999. Applied multivariate statistics with SAS software. SAS Institute Inc., Cary. North Carolina. 338 pp
- Kilkki, P. 1983. Sample trees in timber volume estimation. *Acta Forestalia Fennica.* 182. 35 pp
- Kim, C. 2008. Soil CO<sub>2</sub> efflux in clear-cut and uncut red pine (*Pinus densiflora* S. et Z.) stands in Korea. *Forest Ecol. Manag.* 255: 3318–3321
- King, A.W.; Emanuel, W.R.; Post, W.M. 1992. A dynamic model of terrestrial carbon cycling response to land-use change. En: Carbon balance of world's forested ecosystems: towards a global assessment. Kanninen, M. (Ed.) 132–149
- Knapic, S.; Pereira, H. 2005. Within-tree variation of heartwood and ring width in maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecol. Manag.* 210: 81–89
- Köhl, M.; Stümer, W.; Kenter, B.; Riedel, T. 2008. Effect of the estimation of forest management and decay of dead woody material on the reliability of carbon stock and carbon stock changes-a simulation study. *Forest Ecol. Manag.* 256: 229–236
- Kollmann. 1959. Tecnología de la madera y sus aplicaciones. Tomo primero. IFIE, Madrid. 375 pp
- Köster, K.; Jõgiste, K.; Tükia, H.; Niklasson, M.; Möls, T. 2005. Variation and ecological characteristics of coarse woody debris in Lahemaa and Karula National Parks, Estonia. *Scand. J. Forest Res.* 20 (Suppl 6): 102-111
- Kozak, A. 1988. A variable-exponent taper equation. *Can. J. Forest Res.* 18: 1363-1368
- Kozak, A. 2004. My last words on taper functions. *Forest Chron.* 80: 507–515
- Kozak, A.; Munro, D.; Smith, J.H.G. 1969. Taper functions and their application in forest inventory. *Forestry Chron.* 45: 278-283
- Krankina, O.N.; Treyfeld, R.F.; Harmon, M.E.; Spycher, G.; Povarov, E.D. 2001. Coarse woody debris in the forest of the St. Petersburg region, Russia. *Ecol. Bull.* 49: 93-104

Laasasenaho, J. 1982. Taper curve and volume functions for Pine, Spruce and Birch. *Communications Instituti Forestalis Fenniae*. Helsinki. 108, 1–74

Laclau, P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecol. Manag.* 180: 317-333

Lagomarsino, A.; Moscatelli, M.C.; De Angelis, P.; Grego, S. 2006. Labile substrates quality as the main driving force of microbial mineralization activity in a poplar plantation soil under elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen fertilization. *Sci. Total Environ.* 372: 256–265

Laitat, E.; Karjalainen, T.; Lousteau, D.; Lindner, M. 2000. Introduction: Towards an integrated scientific approach for carbon accounting in forestry. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 4: 241-251

Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub> enrichment. *Soil Till. Res.* 43: 81-107

Lal, R. 2001. Soil carbon sequestration and the greenhouse effect soil science society of America. SSSA Special Publication Nb, 57. SSSA, Madison, WI. 236 pp

Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1 –22

Lal, R. 2005. World crop residues production and implications of its use as biofuel. *Environ. Int.* 31: 575–584.

Landsberg, J.J.; Gower, S.T. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. Academic Press. San Diego. 354 pp

Lappi, J. 1997. A longitudinal analysis of height/diameter curves. *Forest Sci.* 43: 555-570

Larsen, D.R.; Hann, D.W. 1985. Equations for predicting diameter and squared diameter inside bark at breast height for six major conifers of southwest Oregon. Oregon State University. For. Res. Lab. Res. Note 77. 4 pp

Larson, P.R. 1963. Stem form development of forest trees. *Forest Sci. Monograph* 5. 41 pp

Lasch, P.; Lindner, M.; Erhard, M.; Suckow, F.; Wenzel, A. 2002. Regional impact assessment on forest structure and functions under climate change – the Brandenburg case study. *Forest Ecol. Manag.* 162: 73–86

Latorre, I. 2003. Caracterización de los diferentes reservorios de carbono orgánico (biomasa aérea y radicular, mantillo y suelo) de las plantaciones de *Pinus radiata* D. Don de la Comunidad autónoma del País Vasco. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 147 pp

- Lee, K.H.; Jose, S. 2003. Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecol. Manag.* 185: 263–273
- Lei, Y.; Parresol, B.R. 2001. Remarks on height-diameter modelling. USDA For Serv Res Note SRS-10.
- Leirós, M.C.; Trasar-Cepeda, C.; Seoane, S.; Gil-Sotres, F. 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.* 32: 733–745
- Lenhart, J.; Clutter, J. 1971. Cubic foot yield tables for old field loblolly pine plantations in the Georgia piedmont. Ga For Res Council Rep. 22. Georgia. 12 pp
- Leonardi, S.; Rapp, M.; Failla, M.; Komaromy, E. 1992. Biomasse, menéralomasse, productivité et gestion de certains elements biogènes dans une forêt de *Quercus suber* L. en Sicile (Italie). *Ecologia Mediterranea.* 18: 89-98
- Linder, O.; Elfving, B.; Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecol. Manag.* 98: 17-33
- Linder, M.; Woodall, C.W. 2008. Impacts of forest ecosystem management on greenhouse gas budgets. *Forest Ecol. Manag.* 256: 191–193
- Lindstrom, M.J.; Bates, D.M. 1990. Nonlinear mixed effects for repeated measures data. *Biometrics.* 46: 673–687
- Liski, J.; Lehtonen, A.; Palusuo, T.; Peltoniemi, M.; Eggers, T.; Muukkonen, P.; Mäkipää, R. 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004—an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Ann. For. Sci.* 63: 687–697
- Lizarralde, I. 2008. Dinámica de rodales y competencia en las masas de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) de los sistemas central e ibérico meridional. Tesis doctoral. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 256 pp
- Loguercio, G.A.; Defossé, G. 2002. Ecuaciones de biomasa aérea, factores de expansión y de reducción de la lenga *Nothofagus pumilio* (OPEP. Et Endl.) Krasser, en el SO del Chubut, Argentina. Actas del Congreso IUFRO World Series Vol.13. Viena.
- López, O. 2003. Efectos del uso agroforestal sobre distintas propiedades edáficas en suelos desarrollados sobre una superficie de raña al norte de Palencia. Tesis doctoral. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 164 pp
- Llorente, M.; Turrión, M.B. 2010. Microbiological parameters as indicators of soil organic carbon dynamics in relation to different land use management. *Eur. J. Forest Res.* 129:73-81

- Mabvurira, D.; Miina, J. 2002. Individual-tree growth and mortality models for *Eucalyptus grandis* (Hill) Maiden plantations in Zimbabwe. *Forest Ecol. Manag.* 161: 231–245
- Magnussen, S.; Kleinn, C.; Picard, N. 2008. Two new density estimators for distance sampling. *Eur. J. Forest Res.* 127: 213–224
- Maguire, D.A.; Hann, D.W. 1990. Bark thickness and bark volume in Southern Oregon Douglas-Fir. *West. J. Appl. For.* 5: 5–8
- Magurran, A.E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral. Barcelona. 200 pp
- Mäkelä, A.; Virtanen, K.; Nikinmaa, E. 1995. The effects of ring width, stem position, and stand density on the relationship between foliage biomass and sapwood area in Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Can. J. Forest Res.* 25: 970–977
- MAPA. 1994. *Métodos oficiales de análisis*. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 662 pp
- MAPA. 2001a. *Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996): Castilla y León: Segovia*. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente. Valladolid. 602 pp
- MAPA. 2001b. *Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996): Castilla y León: Palencia*. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente. Valladolid. 587 pp
- Marcot, B.G. 1992. *Snag recruitment simulator*. Rel. 3.1 [Computer program]. Portland, OR: Pacific Northwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Martín, A.; Gallardo, J.F.; Santa Regina, I. 1993. Dinámica de la descomposición de hojas de rebollo en cuatro ecosistemas forestales de la Sierra de Gata (provincia de Salamanca, España): índices de descomposición. *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.* 2 (1): 5-17
- Martín, A.; Rapp, M.; Santa Regina, I.; Gallardo, J.F. 1994. Leaf litter decomposition dynamics in some Mediterranean deciduous oaks. *Eur. J. Soil Biol.* 30: 119-124
- Martínez de Pisón, E. (Coord.). 1977. *Los paisajes naturales de Segovia, Ávila, Toledo y Cáceres*. Estudio geográfico. Instituto de Estudios de Administración Local. Madrid. 251 pp
- Martins, P.; Sampedro, L.; Moreira, X.; Zas, R. 2009. Nutritional status and genetic variation in the response to nutrient availability in *Pinus pinaster*. A multisite field study in Northwest Spain. *Forest Ecol. Manag.* 258: 1429–1436
- Matney, T.G.; Sullivan, A.D. 1982. Compatible stand and stock tables for thinned and unthinned loblolly pine stands. *Forest Sci.* 28: 161–171

- Max, T.A.; Burkhardt, H.E. 1976. Segmented polynomial regression applied to taper equations. *Forest Sci.* 22: 283–289
- McClaugherty, C.A.; Pastor, J.; Aber, J.D.; Melillo, J.M. 1985. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology.* 66: 266-275
- McComb, W.C.; Ohmann, J.L. 1996. Snag Dynamics Projection Model [Computer program]. Corvallis, OR: Pacific Northwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Corvallis, OR.
- McConn, W.; Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. En: *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Malcon, L.; Hunter J.R. (Eds.) 335-372
- Meerts, P. 2002. Mineral nutrient concentrations in sapwood and heartwood: a literature review. *Ann. For. Sci.* 59: 713–722
- Mellen, K.; Ager, A. 2002. A coarse wood dynamics model for the Western Cascades. En: *Proceedings of the symposium on the ecology and management of dead wood in western forests*. Laudenslayer, W.F. Jr.; Shea, P.J.; Valentine, B.E.; Weatherspoon, C.P.; Lisle, T.E. (Eds.) 503–516
- Meyer, H.A. 1940. A mathematical expresión for height curves. *J. Forest* 38: 415-420
- Mirkovich, J.L. 1958. Normale visinke krive za chrast kitnak i bukvu v. NRSrbiji. *Zagreb. Glasnik sumarskog fakulteta*, 13.
- Monnés, E.N. 1982. Diameter distributions and height curves in even-aged stands of *Pinus sylvestris* L. *Medd. No. Inst. Skogforsa.* 36: 1-43
- Montero, G.; Alonso, A.; Ruiz-Peinado, R.; Cañellas, I.; Candela, J.A.; Pavon, J. 2002. La fijación de CO<sub>2</sub> por las masas de pino piñonero en Andalucía. *Forestalia.* 7: 1-8
- Montero, G.; Muños, M.; Donés, J.; Rojo, A. 2004. Fijación de CO<sub>2</sub> por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* en los montes “Pinar de Valsain” y “Matas de Valsain”. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 13(2): 399-415
- Montero, G.; Ruiz-Peinado, R.; Muñoz, M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO<sub>2</sub> por los bosques españoles. *Monografías INIA: Serie forestal nº 13*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid. 270 pp
- Montes, F.; Cañellas, I. 2006. Modelling coarse woody debris dynamics in even-aged Scots pine forests. *Forest Ecol. Manag.* 221: 220–232
- Morán, F. 2003. Estudio del nitrógeno edáfico y su dinámica bajo distintos tipos de cubierta vegetal en rañas del norte de Palencia. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 137 pp

- Morais, M.; Pereira, H. 2007. Heartwood and sapwood variation in *Eucalyptus globulus* Labill. trees at the end of rotation for pulpwood production. *Ann. For. Sci.* 64: 665–671
- Moro, M.J.; Domingo, F. 2000. Litter decomposition in four woody species in a Mediterranean climate: weight loss, N and P dynamics. *Ann. Bot.* 86: 1065-1070
- Morris, D.M.; Forslund, R.R. 1992. The relative importance of competition, microsite, and climate in controlling the stem taper and profile shape in jack pine. *Can. J. Forest Res.* 22: 1999–2003
- Moscatelli, M.C.; Lagomarsino, A.; Marinari, S.; De Angelis, P.; Grego, S. 2005. Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. *Ecol. Ind.* 5: 171-179
- Muhairwe, C.K. 1993. Examination and modelling of tree form and taper over time for interior lodgepole pine. Tesis doctoral. University of British Columbia, Canada. (Inédito). 179 pp
- Muhairwe, C.K. 1994. Tree form and taper variation over time for interior lodgepole pine. *Can. J. Forest Res.* 24: 1904-1913
- Muhairwe, C.K. 1999. Taper equations for *Eucalyptus pilularis* and *Eucalyptus grandis* for the north coast in New South Wales, Australia. *Forest Ecol. Manag.* 113: 251-269
- Mund, M.; Kummetz, E.; Hein, M.; Bauer, G.A.; Schulze, E.D. 2002. Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe. *Forest Ecol. Manag.* 171: 275–296
- Munro, D.D. 1966. The distribution of log size and volume within trees. A preliminary investigation. University of British Columbia. Canada. 27 pp
- Nabuurs, G.J.; Mohren, G.M.J. 1995. Carbon sequestering potential of selected world forest ecosystems. *Can. J. Forest Res.* 25: 1157-1172
- Nabuurs, G.J.; van Putten, B.; Knippers, T.S.; Mohren, G.M.J. 2008. Comparison of uncertainties in carbon sequestration estimates for a tropical and a temperate forest. *Forest Ecol. Manag.* 256: 237–245
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecol. Manag.* 257: 427–434
- Navarro, R.M. 2004. Estimación de la fitomasa aérea en los ecosistemas de matorral en Girona. *Ecología.* 18: 99-112
- Navarro, R.M.; Blanco, P. 2006. Estimation of above-ground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 15(2): 197-207
- Neilson, E.T.; MacLean, D.A.; Meng, F.R.; Arp, P.A. 2007. Spatial distribution of carbon in natural and managed stands in an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Forest Ecol. Manag.* 253: 148–160

- Neter, J.; Kutner, M.H.; Nachstheim, C.J.; Wasserman, W. 1996. Applied linear statistical models. McGraw-Hill. New York. 1408 pp
- Newberry, J.D.; Burkhart, H.E. 1986. Variable-form stem profile models for loblolly pine. Can. J. Forest Res. 16: 109-114
- Newnham, R.M. 1992. Variable-form taper functions for four Alberta species. Can. J. Forest Res. 22: 210-223
- Nicolás, A.; Gandullo, J.M. 1966. Los estudios ecológicos selvícolas y los trabajos de repoblación forestal. I.F.I.E. Madrid. 107 pp
- Niklas, K.J. 1992. Plant biomechanics: an engineering approach to plant form and function. The Univ of Chicago Press Ltd. London. 607 pp
- Nilson, A. 1999. Pidev metsakorraldus-mis see on. Pidev metsakorraldus. EPMÜ Metsandusteaduskonna toimetised. 32: 4-13
- Nordborg, F.; Nilsson, U.; Gemmel, P.; Örlander, G. 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. Scand. J. Forest Res. 21 (5): 356-363
- Núñez, R.; Bravo, F.; Calvo, L. 2003. Predicting of seed germination in *Pinus sylvestris* L. and four competitor shrub species after fire. Ann. For. Sci. 60: 75-81
- Ogaya, R.; Peñuelas, J. 2003. Comparative field study of *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia* photosynthetic response to experimental drought conditions. Environ. Exp. Bot. 50: 137-148
- O'Hara, K.L.; Valappil, N.I. 1995. Sapwood – leaf area prediction equations for multi-aged ponderosa pine stands in western Montana and central Oregon. Can. J. Forest Res. 25: 1553–1557
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology. 44: 322-331
- Oostra, S.; Majdi, H.; Olsson, M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. Scand. J. Forest Res. 21: 364–371
- Ordóñez, J.A.B.; de Jong, B.H.J.; García-Oliva, F.; Aviña, F.L.; Pérez, J.V.; Guerrero, G.; Martínez, R.; Maser, O. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. Forest Ecol. Manag. 255: 2074–2084
- Oria de Rueda, J.A.; Díez, J.; Rodríguez, M. 1996. Guía de las plantas silvestres de Palencia. Cálamo. Palencia. 335 pp
- Ormerod, D. 1973. A simple bole model. Forest Chron. 49: 136-138

- Osorio, L.F. 2005. Análisis ecológico y estructura para la gestión forestal sostenible de los rodales de pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) en el Sistema Ibérico Meridional. Tesis doctoral. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 116 pp
- Ostertag, R.; Marín-Spiotta, E.; Silver, W.L., Schulten, J. 2008. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. *Ecosystems* 11: 701–714
- Pal, S. 1992. Nature and properties of soil humic acids as influenced by incorporation of different plant materials. *Plant. Soil* 140: 75–84
- Palahí, M.; Pukkala, T.; Miina, J.; Montero, G. 2003. Individual tree growth and mortality models for Scots pine in north-east Spain. *Ann. For. Sci.* 60: 1–10
- Pan, Y.; Birdsey, R.; Hom, J.; McCullough, K. 2009. Separating effects of changes in atmospheric composition, climate and land-use on carbon sequestration of U.S. Mid-Atlantic temperate forests. *Forest Ecol. Manag.* 259: 151–164
- Papaioanou, A. 1994. Effects of site productivity on black pine and beech forest floor properties. Proceedings of the 5th Conference of Greek Soil Society. Greece.
- Pardé, J.; Bouchon, J. 1994. *Dasometría*. Paraninfo. Madrid. 387 pp
- Parzen, E. 1965. *Stochastic processes*. Holden-Day, Inc. San Francisco. 324 pp
- Páscoa, F. 1987. *Estrutura, crescimento e produção em povoamentos de pinheiro bravo. Um modelo de simulação*. Tese Doutoramento (Inédito) UTL. 241 pp
- Paul, K.I.; Black, A.S.; Conyers, M.K. 2001. Influence of fallow, cereal crop and legume pasture on pH within an initially mixed surface soil in the field. *Biol. Fertil. Soils* 33: 41–52
- Pearl, R.; Reed, L.J. 1920. On the rate of growth of the population of the United States since 1790 and its mathematical representation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 6: 275-288
- Peng, C.H. 1999. *Nonlinear height-diameter models for nine tree species in Ontario boreal forests*. Ontario Forest Research Institute. Ministry of Natural Resources. For Res Report nº 155. 28 pp
- Peña, D. 2002. *Regresión y diseño de experimentos*. Alianza Universidad. Madrid. 744 pp
- Peñuelas, J.; Lloret, F.; Montoya, R. 2001. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Sci.* 47 (2): 214-218
- Pérez-Cuadrado, C.; Mansilla, P.; Rodríguez, R.; Merino, A. 2007. Captura de C en terrenos agrícolas reforestados con *Pinus radiata* en el norte de España. En: *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Garrardo, J.F. (Ed.) 195-212

- Pérez-Cuadrado, C.; Mansilla, P.N.; Rodríguez-Sollaero, R.; Merino, A. 2008. Captura de C en terrenos agrícolas reforestados en el Norte de España. Actas de la II Reunión sobre suelos forestales. Nuevas Perspectivas en las relaciones suelo-árbol. Salamanca.
- Pielou, E.C. 1969. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13: 131-144
- Pienaar, L.V. 1991. PMRC Yield prediction system for slash pine plantations in the atlantic coast flatwoods. PMRC Technical Report. Athens.
- Piene, H.; van Cleve, K. 1978. Weight loss of litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska. *Can. J. Forest Res.* 8: 42-46
- Pignard, G.; Dupouey, J.L.; Arrouays, D.; Loustau, D. 2000. Carbon stocks estimates for French forests. *Biotechnology Agronomic Sociaety Environment.* 4 (4): 285-289
- Pinto, I.; Pereira, H.; Usenius, A. 2004. Heartwood and sapwood development within maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stems. *Trees* 18: 284-294
- PINBN. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Argentina. Disponible en: [www.ambiente.gov.ar](http://www.ambiente.gov.ar)
- Pinzari, F.; Trinchera, A.; Benedetti, A.; Sequi, P. 1999. Use of biochemical indices in the Mediterranean environment: comparison among soils under different forest vegetation. *J. Microbiol. Meth.* 36, 21-28.
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones mundi prensa. Madrid. 807 pp
- Porta, J.; López-Acevedo, M. 2005. Agenda de campo de suelos. Información de suelos para agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid. 541 pp
- Porté, P.; Dulhoste, R.; López, S.; Bosc, A.; Meredieu, C.; Teissier Du Cros, R.; Trichet, P.; Bernier, F.; Loustau, D. 2005. Détermination de la biomasse aérienne du sous-bois de peuplements adultes de Pin maritime: contribution à la quantification des stocks de carbone forestier à l'aide d'indicateurs de couvert. Actas de VIIIème Colloque Arbora. Carbone, Forêt, Bois, Impacts du changement climatique, stratégies pour la filière?". Bordeaux.
- Potter, S.C. 1999. Terrestrial biomass and the effects of deforestation on the global cycle: results from a model of primary production using satellite observations. *Bioscience.* 49: 769-777
- Prescott, C.E.; Chappell, H.N.; Vesterdal, L. 2000. Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-Fir at sites differing in soil nitrogen capital. *Ecology.* 81 (7): 1878-1886
- Prodan, M. 1965. Holzmesselehre. J.D. Sauerlanders Verlag. Frankfurt Am. Main. 644 pp

- Rautiainen, A.; Saikku, L.; Kauppi, P.E. 2009. Carbon gains and recovery from degradation of forest biomass in European Union during 1990–2005. *Forest Ecol. Manag.* 259: 1232-1238
- Ramírez, J.A.; Díaz, M. 2008. The role of temporal shrub encroachment for the maintenance of Spanish holm oak *Quercus ilex* dehesas. *Forest Ecol. Manag.* 255: 1976–1983
- Ratkowsky, D.A.; Reedy, T.J. 1986. Choosing near-linear parameters in the four parameter logistic model for radioligand and related assays. *Biometrics.* 42: 575-582
- Reed, D.; Green, E. 1984. Compatible stem taper and volume ratio equations. *Forest Sci.* 30 (4): 977-990
- Reid, D.E.B.; Silins, U.; Lieffers, V. 2003. Stem sapwood permeability in relation to crown dominance and site quality in self-thinning fire-origin lodgepole pine stands. *Tree Physiol.* 23: 833–840
- Reque, J.A. 2004. Estructura, dinámica y selvicultura de los bosques de roble albar (*Quercus petraea* Matts. Liebl.) en la Cordillera Cantábrica Meridional. Tesis doctoral. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. (Inédito). 269 pp
- Reque, J.A.; Bravo, F. 2008. Identifying forest structure types using National Forest Inventory Data: the case of sessile oak forest in the Cantabrian range. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales.* 17 (2): 105-113
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *J. Exp. Biol.* 10: 290-300
- Ritchie, M.W.; Hann, D.W. 1984. Nonlinear equations for predicting diameter and squared diameter inside bark at breast height for Douglas-fir. Oregon State University. *For. Res. Lab. Res. Paper* 47. 12 pp
- Robles, A.B.; Passera, C. 1995. Native forage shrub species in south-eastern Spain: forage species, forage phytomass, nutritive value and carrying capacity. *J. Arid Environ.* 30: 191-196
- Roda, J.M. 2001. Form function for the 'I-214' poplar merchantable ítem (*Populus x euramericana* (Dode) Guinier cv cultivar I-214). *Ann. For. Sci.* 58: 77-87
- Rodríguez, F.; Blanco, R. 2001. Tarifa de cubicación con clasificación de productos para chopo I-214 del valle medio del Cinca (Huesca). *Actas del III Congreso Forestal Nacional.* Granada.
- Rodríguez, F.; Broto, M. 2003. Cubica v1.2: Programa informático para cubicar y clasificar productos a partir de los datos procedentes de un inventario. *Montes: Revista de Ámbito Forestal.* 72: 33-38
- Rodríguez, F.; Broto, M.; Cantero, A. 2004. Aplicación del programa Cubica a distintos regímenes de gestión del pino radiata en el País Vasco. *Actas de la I Reunión de Modelización.* SECF. Palencia.
- Rodríguez, F.; Molina, C. 2003. Análisis de modelos de perfil del fuste y estudio de la cilindridad para

- tres clones de chopo (*Populus x euramericana*) en Navarra. Invest. Agrar.: Sist. Recur. For. 12(3): 73-85
- Rodríguez, F.; Broto, M.; Lizarralde, I. 2008. Aplicación para clasificar y calcular biomasa de bosques de Castilla y León. CIM Madera. 157: 48-50
- Rodríguez-Murillo, J.C 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in Peninsular Spain. Biol. Fert. Soils. 33: 53-61
- Rogers, R.; Hinckley, T.M. 1979. Foliar weight and area related to current sapwood area in oak. Forest Sci. 25: 298-303
- Roig, S.; Río, M.; Ruíz-Peinado, R.; Cañellas, I. 2007. Tipología dasométrica de los rebollares (*Quercus pyrenaica* Willd.) de la zona centro de la Península Ibérica. En: Los sistemas forrajeros: entre la producción y el paisaje. Actas de la XLVI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Vitoria.
- Ruiz de la Torre, J.; Ceballos, L. 1979. Árboles y arbustos de la España peninsular. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid. 512 pp
- Sala, O.E.; Austin, A.T. 2000. Methods of estimating aboveground net primary productivity. En: Methods in Ecosystem Science. Sala, O.E.; Jackson, R.B.; Mooney, H.A.; Howard, R.H.(Eds.) 31-43
- Santa Regina, I.; Tarazona, T. 2001. Nutrient pools to the soil through organic matter and throughfall under a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda, Spain. Eur. J. Soil Biol. 37: 125-133.
- Sas Institute Inc. 2009 SAS/Statm User's Guide, Release 9.1, Cary, N.C, USA.
- Schlesinger, W.H. 1997. Biogeochemistry: An analysis of global change. Academic Press. San Diego. 558 pp
- Schröder, J.; Álvarez González, J.G. 2001. Comparing the performance of generalized diameter-height equations for maritime pine in Northwestern Spain. Forstw. Cbl. 120: 18-23
- Schulze, E. D.; Wirth, C.; Heineman, M. 2000. Managing forest after Kyoto. Science. 289: 2058-2059
- Searle, S.R. 1971. Linear models. John Wiley & Sons. New York. 532 pp
- Seber, G.A.F.; Wild, C.J. 1989. Nonlinear regression. J. Wiley. New York. 768 pp
- Sellin, A. 1994. Sapwood-heartwood proportion related to tree diameter, age, and growth rate in *Picea abies*. Can. J. Forest Res. 24: 1022-1028
- Shannon, C.E.; Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois. Res. Urbana. 125 pp
- Shelburne, V.B.; Hedden, R.L.; Allen, R.M. 1993. The effects of site, stand density, and sapwood per-

meability on the relationship between leaf area and sapwood area in loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *Forest Ecol. Manag.* 58: 193-209

Shinozaki, K.; Yoda, K.; Hozumi, K.; Kira, T. 1964. A quantitative analysis of plant form-the pipe model theory. I. Basic analyses. *Jpn. J. Ecol.* 14: 97-105

Sibbesen, E. 1981. Some new equations to describe phosphate sorption by soils. *J. Soil Sci.* 32: 67-74

Sigurdsson, B.D.; Magnusson, B.; Elmarsdottir, A.; Bjarnadottir, B. 2005. Biomass and composition of understory vegetation and the forest floor carbon stock across Siberian larch and mountain birch chronosequences in Iceland. *Ann. For. Sci.* 62: 881-888

Siitonen, I. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.* 49: 11-42

Siitonen, J.; Martikainen, P.; Punttila, P.; Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecol. Manag.* 128: 211-225

Silvester, W.B.; Orchard, T.A. 1999. The biology of kauri (*Agathis australis*) in New Zealand. Production, biomass, carbon storage, and litter fall in four forest remnants. *New Zeal. J. Bot.* 37: 553-571.

Sippola, A.L.; Siitonen, J.; Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scand. J. Forest Res.* 13: 204-214

Smolander, A.; Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biol. Biochem.* 34: 651-660

Soares, C.P.B.; Oliveira, M.L.R. 2002. Equações para estimar a quantidade de carbono na parte aérea de árvores de eucalipto em viçosa, Minas Gerais. *Árvore* 26(5): 533-539

Soil Survey Staff. 2006. *Keys to Soil Taxonomy*, 10th ed. USDA -Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. 326 pp

Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Alley, R.B.; Berntsen, T.; Bindoff, N.L.; Chen, Z.; Chidthaisong, A.; Gregory, J.M.; Hegerl, G.C.; Heimann, M.; Hewitson, B.; Hoskins, B.J.; Joos, F.; Jouzel, J.; Kattsov, V.; Lohmann, U.; Matsuno, T.; Molina, M.; Nicholls, N.; Overpeck, J.; Raga, G.; Ramaswamy, V.; Ren, J.; Rusticucci, M.; Somerville, R.; Stocker, T.F.; Whetton, P.; Wood, R.A.; Wratt, D. 2007. Resumen Técnico. En: *Cambio Climático 2007: Base Física de la Ciencia*. Aportes del Grupo de Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L.(Eds.) 94 pp

Sollins, P. 1982. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon

and Washington. *Can. J. Forest Res.* 12: 18-28

Song, C.; Woodcock, C.E. 2003. A regional ecosystem carbon budget model: impacts of forest age structure and landuse history. *Ecol. Model.* 164: 33-47

Spies, T.A.; Franklin, J.F.; Thomas, T.B. 1988. Coarse woody debris in douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology.* 69: 1689-1702

Stage, A.R. 1975. Prediction of height increment for models of forest growth. USDA Forest Service Research Papers INT-164. 20 pp

Stephens, S.L.; Moghaddas, J.J. 2005. Fuel treatment effects on snags and coarse woody debris in Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecol. Manag.* 214: 53-64

Sterba, H. 1980. Stem curves-A review of the literature. *Forest Abstracts.* 41(4): 141-145

Stokes, A.; Berthier, S. 2000. Irregular heartwood formation in *Pinus pinaster* Ait. is related to eccentric, radial, stem growth. *Forest Ecol. Manag.* 135: 115-121

Swanson, M.E., 2009. Modeling the effects of alternative management strategies on forest carbon in the *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecol. Manag.* 257: 1740-1750

Tang, S. 1994. Self-adjusted height-diameter curves and one entry volume model. *Forest Research.* 7 (5): 512-518

Tárrega, R.; Calvo, L.; Trabaud, L. 1992. Effect of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. *Vegetatio.* 102: 129-147

Tassisa, G.; Burkhart, H.E. 1998. An application of mixed effects analysis to modeling thinning effects on stem profile of loblolly pine. *Forest Ecol. Manag.* 103: 87-101

Taylor, B.R.; Parkinson, D.; Parsons, W.F.J. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology.* 70: 97-104

Ter-Mikaelian, M.T.; Korzukhin, M.D. 1997. Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecol. Manag.* 97: 1-24

Terradas, J. 2001. Ecología de la vegetación de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Omega. Barcelona. 703 pp

Thomas, C.; Parresol, B. 1991. Simple, flexible, trigonometric taper equations. *Can. J. Forest Res.* 21: 1132-1137

Thomas, K.D.; Prescott, C.E. 2000. Nitrogen availability in forest floors of three tree species on the same site the role of litter quality. *Can. J. Forest Res.* 30(11): 1698-1706

Thornley, J.H.M.; Cannell, M.G.R. 2000. Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiol.* 20: 477–484

Trasar, M.C.; Leirós, M.C.; García, F.; Gil, F. 2000. Propiedades bioquímicas de los suelos gallegos su utilización como indicadores de la calidad del suelo. En: *Soil Qual and Soil Biod.* García, C.; Hernández, M.T. (Eds.) 119-140

Trasobares, A.; Pukkala, T. 2004. Using past growth to improve individual-tree diameter growth models for uneven-aged mixtures of *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* Arn. in Catalonia, north-east Spain. *Ann. For. Sci.* 61 (5): 409-417

Turner, D.P.; Koerper, G.J.; Harmon, M.E.; Lee, J.J. 1995. A carbon budget for forests of the conterminous United States. *Ecol. Appl.* 5: 421–436

Turner, J.; Lambert, M.J. 2008. Nutrient cycling in age sequences of two *Eucalyptus* plantation species. *Forest Ecol. Manag.* 255: 1701–1712

Turrión, M.B.; Schneider, K.; Gallardo, J.F. 2009. Carbon accumulation in Umbrisols under *Quercus pyrenaica* forests: Effects of bedrock and annual precipitation. *Catena.* 79: 1–8

UNFCCC. 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Document FCCC/CP/1997/7/Add.1. Available at: <http://www.unfccc.int>.

Uresk, D.; Gilbert, R.; Menke, J. 1977. Sampling big sagebrush for phytomass. *J. Range Manag.* 30 (4): 311-314

USDA 2007. Forest Inventory and Analysis Program: field instructions for the annual inventory of Washington, Oregon and California. Portland, OR: US Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station. Available at: <http://www.fs.fed.us/pnw/fia/publications/fieldmanuals.shtml>

Usol'tsev, V.A.; Vanclay, J.K. 1995. Stand biomass dynamics of pine plantations and natural forests on dry steppe in Kazakhstan. *Scand. J. Forest Res.* 10: 305–312

Uzoh, F.C.C.; Oliver, W.W. 2008. Individual tree diameter increment model for managed even-aged stands of ponderosa pine throughout the western United States using a multilevel linear mixed effects model. *Forest Ecol. Manag.* 256: 438–445

Valenti, M.A.; Cao, Q.V. 1986. Use of crown ratio to improve loblolly pine taper equations. *Can. J. Forest Res.* 16: 1141-1145

Vallejo, R.; Villanueva, J.A. 2002. El banco de datos de la naturaleza y el Inventario Forestal Nacional. En: *El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible.* Bravo, F.; Río, M.; Peso, C. (Eds.) 9-19

Van Miegroet, H.; Moore, P.; Tewksbury, C.; Nicholas, N.S. 2007. Carbon sources and sinks in high-elevation spruce-fir forests in the Southeastern US. *Forest Ecol. Manag.* 238: 249-260

Van Wagner, C.E. 1968. The line intersect method for forest fuel sampling. *Forest Sci.* 14: 20-26

Vance, E.D.; Brookes, P.C.; Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707

Vanclay, J.K. 1994. *Modelling forest growth and yield: Applications to mixed tropical forests.* CABI Publishing, Wallingford. 312 pp

Vanclay, J.K. 1995. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. *Forest Sci.* 41 (1): 7-42

Vande Walle, I.; Mussche, S.; Samson, R.; Lust, N.; Lemeur, R. 2001. The above- and belowground carbon pools of two mixed deciduous forest stands located in East-Flanders (Belgium). *Ann. For. Sci.* 58: 507-517

Vande Walle, I.; Van Camp, N.; Perrin, D.; Lemeur, R.; Verheyen, K.; Van Wesemael, B.; Laitat, E. 2005. Growing stock-based assessment of the carbon stock in the Belgian forest biomass. *Ann. For. Sci.* 62: 853-864

Vallet, P.; Meredieu, C.; Seynave, I.; B elouard, T.; Dh ote, J.F. 2009. Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. *Forest Ecol. Manag.* 257: 1314-1323

Versterdal, L.; Smith, I.K.; Callesen, I.; Nilsson, L.O.; Gundersen, P. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecol. Manag.* 255: 35-48

Vignote, S.; Jim enez, F.J. 1996. *Tecnolog a de la madera.* MAPA. Madrid. 602 pp

von Lutzow, M.; Kogel-Knabner, I.; Ekschmitt, K.; Matzner, E.; Guggenberger, G.; Marschner, B.; Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions: a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 426-445

Waldbridge, M.R.; Richardson, C.J.; Swank, W.T. 1991. Vertical distribution of biological and geochemical phosphorus subcycles in two southern Appalachian forest soils. *Biogeochemistry.* 13: 61-85

Wang, G.; Oyana, T.; Zhang, M.; Adu-Prah, S.; Zeng, S.; Lin, H.; Se, J. 2009. Mapping and spatial uncertainty analysis of forest vegetation carbon by combining national forest inventory data and satellite images. *Forest Ecol. Manag.* 258: 1275-1283

Waring, R.H.; Newman, K.; Bell, J. 1981. Efficiency of tree crowns and stemwood production at dif-

ferent canopy leaf densities. *Forestry*. 54: 129-137

Waring, R.H.; Running, S.W. 1996. *Forest ecosystems. Analysis at multiple scales*. Academic Press, Harcourt Brace & Company. New York. 370 pp

Warren, W.G.; Olsen, P.F. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Sci.* 10: 267-276

West, P.W. 1980. Use of diameter increment and basal area increment in tree growth studies. *Can. J. Forest Res.* 10: 71-77

West, P.W.; Ratkowsky, D.A.; Davis, A.W. 1984. Problems of hypothesis testing of regressions with multiple measurements from individual sampling units. *Forest Ecol. Manag.* 7: 207-224

West, B.T.; Welch, K.B.; Galecki, A.T. 2007. *Linear mixed models: a practical guide using statistical software*. Chapman & Hall/CRC. Boca Ratón, Florida. 353 pp

Wharton, E.H.; Griffith, D.M. 1993. *Methods to estimate total forest biomass for extensive inventories: applications in the northeastern. U.S.D.A. Forest Service Research Paper NE-681*. Pennsylvania. 161 pp

Whitehead, D.; Edwards, W.R.N.; Jarvis, P.G. 1984. Conducting sapwood area, foliage area, and permeability in mature trees of *Pices sitchensis* and *Pinus contorta*. *Can. J. Forest Res.* 14: 940-947

Whittaker, R.H.; Woodwell, Y.G. 1968. Dimension and production relations of trees and shrubs in the Brookhaven forest, New York. *J. Ecol.* 56: 1-25

Wild, A. 1992. *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Rusell*. Mundi-prensa. Madrid. 1045 pp

Will, G.M. 1964. Dry matter production and nutrient uptake by *Pinus radiata* in New Zealand. *Commonw. For. Rev.* 43 (1): 57-70

Will, G.M. 1985. Nutrient deficiencies and fertiliser use in New Zealand exotic forests. *FRI Bulletin n° 97*. Forest Research Institute. New Zealand. 53 pp

Wilkins, A.P. 1991. Sapwood, heartwood and bark thickness of silviculturally treated *Eucalyptus grandis*. *Wood Sci. Technol.* 25: 415-423

Woodall, C.W.; Monleon, V.J. 2008. *Sampling protocol, estimation, and analysis procedures for the down woody materials indicator of the FIA Program, 2nd edition*. Gen. Tech. Rep. NRS-GTR-22, St. Paul, MN.

Woodall, C.W.; Westfall, J.A.; Lutes, D.C.; Oswalt, S.N. 2008. End-point diameter and total length coarse woody debris models for the United States. *Forest Ecol. Manag.* 255: 3700-3706

Woollons, R.C. 1998. Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process. *Forest Ecol. Manag.* 105: 189–195

Woollons, R.C.; Hayward, W.J. 1985. Revision of a growth and yield model for radiata pine in New Zealand. *Forest Ecol. Manag.* 11: 191-202

Wyndendro™; 2003.Regent Instruments INC.

Ximenes, F.A.; Gardner, D.; Kathuria, A. 2008. Proportion of above-ground biomass in commercial logs and residues following the harvest of five commercial forest species in Australia. *Forest Ecol. Manag.* 256: 335–346

Yang, K.C.; Hazenberg, G. 1991. Sapwood and heartwood width relationship to tree age in *Pinus banksiana*. *Can. J. Forest Res.* 21: 521–525

Yang, K.C.; Murchison, H.G. 1992. Sapwood thickness in *Pinus contorta* var. *latifolia*. *Can. J. Forest Res.* 22: 2004–2006

Yatskov, M.; Harmon, M.E.; Krankina, O. N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Can. J. Forest Res.* 33: 1211–1226

Zapata, M.; Colorado, G.J.; del Valle, J.I. 2003. Ecuaciones de biomasa aérea para bosques primarios intervenidos y secundarios. En: *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia*. Del Valle, J.I.; Moreno, F.H. (Eds.) 87-120

Zarnoch, S.J.; Feduccia, D.P.; Baldwin, V.C.; Dell, T.R. 1991. Growth and yield predictions for thinned and unthinned slash pine plantations on cutover sites in the West Gulf region. USDA For Serv Res Pap. SO-264.

Zas, R.; Serrada, R. 2003. Foliar nutrient status and nutritional relationships of young *Pinus radiata* D. Don plantations in northwest Spain. *Forest Ecol. Manag.* 174: 167-176

Zeide, B. 1992. Analysis of growth equations. *Forest Sci.* 39 (3): 594-616

Zerva, A.; Ball, T.; Smith, K.A.; Mencuccini, M. 2005. Soil carbon dynamics in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) chronosequence on a peaty gley. *Forest Ecol. Manag.* 205: 227-240

Zhang, L. 1997. Cross-validation of non-linear growth functions for modelling tree height-diameter relationships. *Ann. Bot.* 79: 251–257

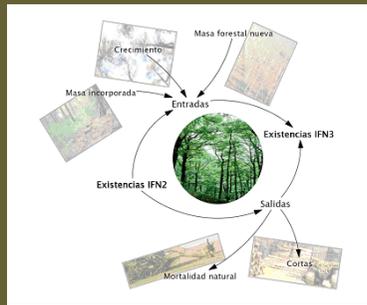
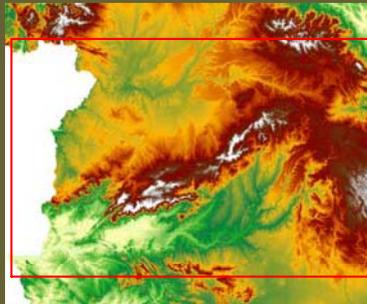
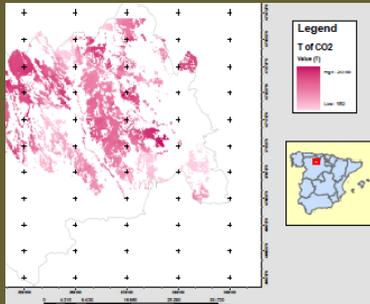
Zheng, D.; Rademacher, J.; Chen, J.; Crow, T.; Bresee, M.; Le Moine, J.; Ryu, S.R. 2004. Estimating above-ground biomass using Landsat 7 ETM + data across a managed landscape in northern Wisconsin USA. *Remote Sens. Environ.* 93: 402–411

Zhu, H.; Rohwer, R. 1996. No free lunch for cross-validation. *Neural comput.* 8: 1421-1426

Zou, X.M.; Ruan, H.H.; Fu, Y.; Uang, X.D.; Sha, L.Q. 2005. Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation–incubation procedure. *Soil Biol Biochem.* 37: 1923–1928








---

# Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration?

## A case study from two forest regions in Spain

---

**HERRERO, C., BRAVO, F.**

*Sustainable Forest Management Research Institute UVa.INIA.*

ETS Ingenierías Agrarias.University of Valladolid

Avda. Madrid 44. 340718 Palencia, Spain.

Phone: (+34) 979 10 84 87 Fax: (+34) 979 10 84 40 e-mail: chdeaza@pvs.uva.es

*Enviado a Ecological Indicators*



## Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain

### Abstract

Indicators for sustainable forest management are considered to be key tools for the implementation of regional, national and international forest policies. The Montreal Process identified the “Maintenance of forest contribution to global carbon cycles” as an essential component in sustainable management of forest ecosystems. Carbon sink evaluations provide reference information to policy-makers, stakeholders, resource managers and concerned citizens about the sustainable use of our forests for present and future generations. Two forest areas in northern and central Spain (“Páramos y Valles” and Central Mountain Range) were chosen as pilot areas to test the use of the National Forest Inventory to calculate carbon biomass forest sink at operational level.

Data from the Second and Third National Forest Inventory (2NFI and 3NFI, respectively), together with biomass equations were used. Total carbon biomass sink was calculated as a balance between carbon dioxide inputs and outputs in forest biomass. Tree growth between 2NFI to 3NFI, new plots and ingrowth (recruitment and upgrowth) biomass were considered as inputs, while forest harvesting and natural mortality were considered as outputs. In “Páramos y Valles”, 2.46 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> was fixed in the tree biomass of forest ecosystems from 2NFI to 3NFI, whereas in the Central Mountain Range the fixation was 0.72 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in the period between inventories. The balance of CO<sub>2</sub> in the two areas was positive in 3NFI, with more than four million Mg of CO<sub>2</sub> accumulated in “Páramos y Valles” and more than seventy-two million Mg of CO<sub>2</sub> fixed in the Central Mountain Range. Forest ecosystems are carbon sinks in the tree biomass in the two areas considered.

**Keywords:** indicators of SFM; sequestering of CO<sub>2</sub>; NFI; *Pinus*; *Quercus*; balance of CO<sub>2</sub> fixation.

### 1. Introduction

The necessity of monitoring and measuring progress towards sustainable development strategies has prompted the elaboration of Criteria and Indicators. They cover a very wide range of topics, from social equity and cohesion to environmental protection. In operational forestry, FSC (Forestry Stewardship Council), PEFC (Program for the Endorsement of Forest Certifications) or TARAPOTO process (Sustainability Criteria and Indicators for the Amazon Forests) are good examples of Criteria and Indicators used around the world. Within Criteria and Indicators, those related with ‘climate change’ and ‘conservation and management of natural resources’ are crucial in sustainability assessment.

Since the Industrial Revolution (usually dated from 1750), CO<sub>2</sub> emissions have dramatically increased by 31%, from 280 ppm to 379 ppm (Forster et al., 2007), due to human activities such as coal heating, power generation from fossil fuels, transport, etc., causing global warming and other ecological problems. Society demands actions to mitigate the causes of climate change. In this framework, forests can play a crucial role in the climate change mitigation process, as stated in Good Practice Guidance for land use, land-use change and forestry (Arnold et al., 2005). Climate change could affect forest growth because the growth rate depends on their health as well as on the availability of nutrients, water and sunshine, factors that may all be influenced by climate change as well. In this sense, ecosystem management, that could be defined as the balance between ecosystem functions and human requirements of natural resources (Grumbine, 1994) can help foresters to cope with climate change challenges. Ecosystem management represents a shift from single-species management (that focuses primarily on economic demand for specific resources such as timber) towards a more holistic approach that recognizes the intrinsic values and services and interconnected nature of ecosystem functions and human needs (Blockstein, 1999).

By understanding the carbon cycle in forest dynamics under different management regimes, foresters can design suitable forest strategies. The carbon cycle is essential to environmental assessment because it is closely related with the different environmental and socio-economic attributes or functions, values, services and benefits that forests provide (food, fuel production, biodiversity, carbon sequestration, climate regulation, watershed protection and nonmaterial benefits such as spiritual or aesthetic benefits).

Several Ministerial Conferences have been held in Europe (Strasbourg, 1990; Helsinki, 1993; Lisbon, 1998; Vienna, 2003; Warsaw, 2007) to analyze the role of forest management under the sustainability paradigm and its potential as a carbon sink. In these conferences, it was suggested that there is a need to make an inventory of the biomass stored in wood and forest stocks and to compare carbon stored in and taken up by forests with the amount of CO<sub>2</sub> emitted by fossil fuel combustion. Accurate biomass and growth data are needed to calculate forest potential for CO<sub>2</sub> fixation. At a national level, standardized methods for calculating forest CO<sub>2</sub> sinks and sources are important to achieve if countries are to accomplish Kyoto emission reduction objectives.

Forest carbon stock changes can be measured by accounting net sink and sources directly. However, due to lack of data at global scale, practical application of this methodology is difficult. Additionally, this methodology does not fully cover all of the forest life cycle stages and there is no data available to consider the contribution of different disturbances (fire, pests, etc.) to carbon stock dynamics. To develop accurate and suitable methodologies to estimate the annual forest carbon sink, forest inventories provide suitable data from stand situations and can help us to monitor broad-scale forest biomass carbon budgets (national and regional levels). This is done by converting data from wood volume (m<sup>3</sup>) or biomass (Mg) to carbon content (MgC) and CO<sub>2</sub> fixation (Mg CO<sub>2</sub>) by using appropriate equations or biomass expansion factors. National Forest Inventories (NFI) are developed routinely in many countries around the world: USA (Brown et al., 1997; Schroeder et al., 1997), Sweden (Hägglund, 1985), Finland (Tomppo, 1996), China (Fang and Wang, 2001) and Spain (Bravo and Montero, 2003). The general methodology includes data, at both tree and stand levels, that is usually recorded every five to ten years. These data can be used to calculate forest carbon budgets adequately to monitor Kyoto Protocol accomplishment. The Kyoto Protocol

(UNFCCC, 1997) states that some of the forest carbon stock changes can be accounted to reduce greenhouse emissions budgets during the first commitment period (2008 to 2012).

In the current context, there is a strong impetus for developing appropriate sustainable forest management policies. However, Indicator development is a hard because different expectations (from data providers and end-users) have to be fulfilled. Different Indicators have to be developed in different objectives (policy design, management guidelines, operational forestry, monitoring, etc.) at different spatial and terrestrial scales. In some cases, raw data are used, but often composite indicators (an ecological footprint) or dimensionless indexes (such as the environmental sustainability index) accomplish end-user needs better. Additionally, to select proper indicator variables, issues such statistical methods (obtaining, managing and analyzing data sets), cost-effective procedures and variable aggregation strategies are crucial in developing indicators for assessing sustainable forest management.

Although the services provided by forests and woodlands are numerous and diverse at different spatial and temporal levels, information on forest carbon fixation could help us to provide a reference point available to decision-makers for developing policies on conservation, management, and sustainable development. Indicators related with forest carbon stocks are included in different Criterion and Indicator systems but a clear and unified methodology has not been fully stated yet.

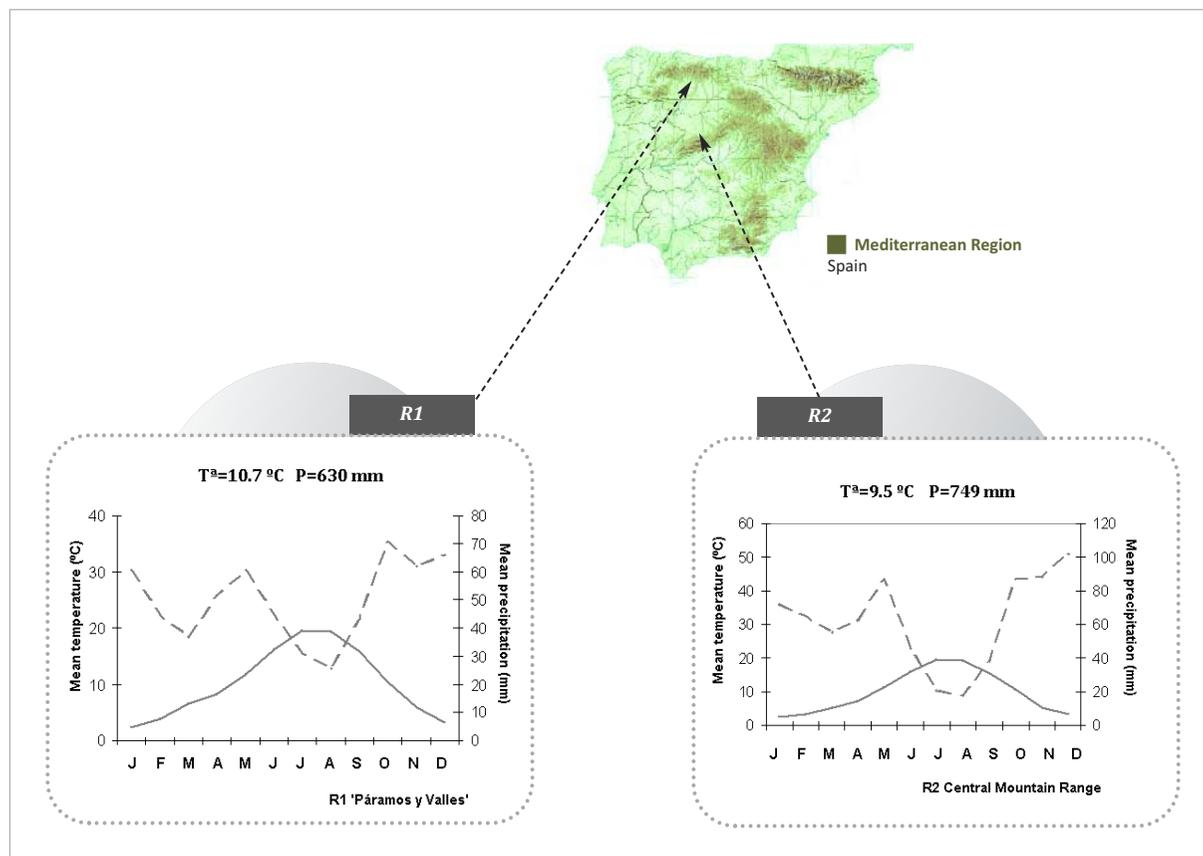
The objective of this project was to develop a methodology to calculate carbon sequestration in natural forests and plantations based on National Forest Inventory data. Two areas in northern and central Spain, where two consecutive Spanish NFI cycles were conducted between 1990 and 2003, were chosen as test zones. Results from the two areas were analyzed to obtain relevant information about carbon stock quantification and dynamics.

## 2. Methods

### 2.1 Study areas

Two different forest areas in northern and central Spain were selected (Fig. 1). These two areas cover a wide range of Mediterranean forest types. “Páramos y Valles” represents a homogeneous transitional sector between the Cantabrian Mountain and ‘Tierra de Campos’ region. Altitude ranges from 800 to 1000 m asl. The climate is Mediterranean with a slight Atlantic influence. Winters are cold and long, while summers are dry and warm. Mean temperature is 10.7°C and mean annual rainfall is 630 mm (107 mm in summer). Total area is over 186 thousand ha, with forests covering 33% of this area (61,571 hectares). The forest landscape is dominated by pine plantations (41.5% of the forest area) and natural oak stands (38%). Dominant species are *Pinus sylvestris* (18.1%), *Pinus nigra* (18.2%), *Pinus pinaster* (5.2%) and *Quercus pyrenaica* (38%).

The ‘Central Mountain Range’, the other study area (Fig. 1), it is one of the most important Mediterranean mountain ranges in the Iberian Peninsula. Altitude ranges from 1000 to 2500 m asl. The climate is sub-Mediterranean with a pronounced summer (July and August) drought. The average rainfall is 749 mm (94 mm in summer) and the mean annual temperature is 9.5°C. Total area



■ **Figure 1**

Situation of the studies areas.

Note: Tª is mean annual temperature (°C) and P: mean annual precipitation (mm).

is over 2.5 million ha, with forests covering 77% of this area (1.9 million ha). The forest landscape is dominated by natural and planted pine stands and natural oak stands (11.9%). Dominant species are *Pinus sylvestris* (6.2%), *Pinus pinaster* (10.5%) and *Quercus pyrenaica* (11.9%).

## 2.2 Data

Data from two consecutive cycles of the Spanish National Forest Inventory (second and third cycles, hereinafter called 2NFI and 3NFI), have been used to calculate the tree biomass carbon stock. Spanish NFI plots (Bravo et al., 2002; Icona, 1990) are distributed systematically using a grid of one square kilometer. Each plot consists of four concentric subplots with a radius of 5, 10, 15 and 25 meters. For these subplots, the minimum diameter recorded is 7.5, 12.5, 22.5 and 42.5 cm, respectively. To expand the data to hectares, the following expansion factors are used: 127.32, 31.83, 14.16 and 5.09 for each minimum diameter, respectively. At plot establishment, the following data are recorded for every tally tree: species, diameter at 1.3 m (dbh) to the nearest millimeter, total height to the nearest quarter meter, and the distance and azimuth from the plot center in meters and degrees, respectively. Diameters are measured with a caliper in two perpendicular directions. At re-measurement, dbh and total height are measured again in former tally trees, while all the variables (dbh, total height, position and species) are recorded in new tally trees.

**Table 1** | Main NFI plot characteristics.

	2NFI		3NFI	
	dbh	Ht	dbh	ht
<i>“Páramos y Valles”</i>	4818 trees		7251 trees	
Mean	17.01	8.79	20.23	10.78
Standard deviation	6.00	3.61	6.54	2.90
Minimum	7.50	2.30	7.50	3.00
Maximum	95.00	39.50	101.90	21.00
<i>Central Mountain Range</i>	55280 trees		73788 trees	
Mean	23.53	9.66	24.43	10.59
Standard deviation	12.60	3.98	13.10	4.57
Minimum	7.50	2.19	7.50	1.81
Maximum	128.54	28.75	137.80	32.75

Where dbh: diameter at breast height (cm); Ht: total height (m).

In our study areas, 2NFI was conducted in 1991 in “Páramos y Valles”, and between 1990 and 1992 in the different provinces of the Central Mountain Range; 3NFI was conducted between 2002 and 2003 in both regions. The main NFI plot characteristics are shown in Table 1.

### 2.3 Carbon estimations

Biomass equations developed by Montero et al. (2005) were applied to estimate tree carbon content. After felling, sample trees were collected across diameter classes to fit the biomass models. Different sample fractions (stem, branches under 2 cm diameter, branches between 2 and 7 cm diameter, branches above 7 cm diameter, needle and root biomass) were weighed in the field to calculate the fresh weight; a subsample was dried in the laboratory at  $102 \pm 2^\circ\text{C}$  to constant weight to obtain dry weight conversion factors. With this data base, Montero et al. (2005) fitted allometric functions with diameter at breast height as an independent variable to each fraction and to the whole biomass to calculate the dry biomass (eq. 1):

$$\ln B_i = a + b \cdot \ln dbh$$

where

$$B_i = CF \cdot a \cdot dbh^b \quad (2)$$

and

$$CF = \exp\left(\frac{SEE^2}{2}\right) \quad (3)$$

where  $B_i$  is biomass of each fraction  $i$ ; dbh is the diameter at breast height, in cm; CF is the correction factor; SEE is the standard error of the estimate and  $a$  and  $b$  are parameters to be obtained.

Carbon amount in each fraction and in the whole tree were calculated by multiplying each value by 0.5 in accordance with Kollmann (1959) and IPCC recommendations (Penman et al., 2003). Mean basic density of  $0.50 \text{ Mg m}^{-3}$  was assumed in all species. Carbon dioxide amount was estimated by multiplying carbon amount times 3.67 (ratio between  $\text{CO}_2$  molecular weight and C atomic weight). Finally, carbon storage in harvested wood products was not included in our calculations, following IPCC Guidelines (Penman et al., 2003). These procedures have been used before (Bravo et al., 2008) to evaluate carbon sink in Mediterranean pine forests. On the other hand, although some shrub biomass equations are available for Mediterranean shrubs (Navarro and Blanco, 2006), the carbon pool in shrubs was not included in this paper because local equations were not available.

## 2.4 NFI comparisons

For comparison, different considerations were made in plots measured in both inventories (2NFI and 3NFI) and in plots measured by the 2NFI or the 3NFI. If harvest or thinning operations had not been carried out between the two inventories, the growth of all tally trees was considered as carbon input by growth in the ecosystem balance. However, if harvest or thinning operations had been carried out, the carbon in the cut trees was considered as output through harvesting, while carbon increased in living trees was considered as input. Dead trees between the two inventories were considered as carbon output through natural mortality. In accordance with IPCC guidelines (Penman et al., 2003), to compute the carbon emissions, we included the default assumptions that all carbon in harvested biomass (above- and below-ground) and in below-ground biomass of dead trees was oxidized in 2NFI. Trees that had become tallies in 3NFI (ingrowth) were considered as input. Finally, carbon in plot biomass measured only in 3NFI was considered as input by new plots. In all cases, appropriate expansion factors based upon inventory design were applied.

## 3. Results

A method to estimate forest carbon sequestration based upon National Forest Inventory data was developed. This method was used in two different forest areas in northern and central Spain. In addition to the NFI data base, methodology was based on available biomass equations and standard assumptions on wood density and carbon content.

With respect to biomass carbon content, differences between species were found (Table 2). *Pinus sylvestris* always stored more carbon ( $158.1$  and  $159.1 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  in “Páramos y Valles” and the Central Mountain Range, respectively) than *Pinus pinaster* ( $148.8$  and  $123.4 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  in the two areas, respectively). *Quercus pyrenaica* stored just  $19.2 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  in “Páramos y Valles” and  $65.6 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  in the Central Mountain Range. In general, the differences between species were due to different tree architecture and biomass allocation. However, differences between the two areas could be due to the different forest age and structure: in “Páramos y Valles” there were mainly young stands, while a balanced age distribution was found in the Central Mountain Range. In the case of *Quercus pyrenaica*, the reason could be the degradation of “Páramos y Valles” oak stands.

In both areas and in all analyzed species, the harvest rate (harvest divided by the sum of growth and ingrowth) was lower than 1, meaning that carbon was accumulated in all forest ecosystem

types. A higher harvest rate value was found in *Pinus pinaster* plantations in the “Páramos y Valles” area. This was due to a forest management strategy that replaces this species by other better-adapted ones (mainly *Pinus nigra*). A low harvest rate was found in *Pinus nigra* in both “Páramos y Valles” (21.7%) and the Central Mountain Range (23.5%) due to different causes: first, in “Páramos y Valles”, age structure and a better adaptation caused more infrequent thinning operations in *Pinus nigra* stands than in other species and, second, carbon fixation by ingrowth was higher in this type of stands. On the other hand, in the Central Mountain Range, the scattered distribution of this species meant that harvesting was not frequent.

Oak (*Quercus pyrenaica*) and Pine (*Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* and *Pinus pinaster*) represented more than 68% of total carbon present in 3NFI (97.5 % in “Páramos y Valles” and 68.9% in the Central Mountain Range). However, other important species (like *Quercus ilex*) also fixed carbon in tree biomass in both regions (Table 2). In terms of growth, pine species represented 94.4% and 59.6% in “Páramos y Valles” and the Central Mountain Range, respectively. The higher value in Pine species in “Páramos y Valles” was because plantation range was between 30 and 60 years and they were managed for wood production. On the other hand, oak stands in this region presented a low-vigor coppice structure and showed small growth in the last 60 years. However, oak input new plots were more numerous than *Pinus* spp. plantations for two reasons: 1) the recovery of the natural forest and 2) the different spatial information used to classify 2NFI and 3NFI forest areas. A crop map of the area (MFE200) was used in 2NFI, while the National Forest Map (MFE50) was used in 3NFI. *Pinus* stands in the Central Mountain Range presented a greater balance between growth (59.2%) and ingrowth (56.7%) inputs by stand development. Finally, output results showed that the harvest was focused on the *Pinus* spp. species in the two regions, especially in “Páramos y Valles” (79.4%), where the first thinning is still being carried out at the present time (Table 2).

#### 4. Discussion

A method to quantify carbon dioxide has been developed based on data from National Forest Inventories. The balance between different inputs and outputs in the tree biomass allows us to check stand productivity, the carbon situation and forest management sustainability.

The methodology developed allows us to quantify CO<sub>2</sub> with available data in an operational process. Carbon monitoring systems need to be simple enough to permit policy makers and stakeholders to obtain comparable, verifiable information between different areas. Easily understood and measured, this method allows us to calculate the carbon fixation with perspective due to NFI periodicity, avoiding snapshots of current conditions or descriptions of past conditions. This characteristic lets us test the history and the future each 10 years as a dynamic system that provides insights into policy trade-offs. On the other hand, this method could help us to link with other ecological, social and economic indicators such as people working in forestry, wood product markets or ecosystem richness and biodiversity through the total carbon distribution among the different species.

The results of this methodology provide useful information and open up the possibility of estimating some of the basic practical forestry parameters related to carbon sequestration and to dif-

**Table 2** Carbon dioxide (Mg CO<sub>2</sub>) balance by species in studied areas.

	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Pinus pinea</i>	<i>Castanea sativa</i>	<i>Fraxinus</i> spp.	Others	TOTAL
"Páramos y Valles"										
2NFI	1765407.34	1823059.41	473129.48	415902.38	35038.67	.	.	3419.00	77495.00	4593451.28
Growth	265886.35	201875.61	86559.36	31487.42	447.40	.	.	0.00	943.00	587199.14
Ingrowth	658443.50	1119109.39	214030.47	140596.30	31064.57	.	.	0.00	50088.00	2213332.24
New plots	26559.58	45559.60	8861.68	121434.35	0.00	.	.	3419.00	25641.00	231475.21
Harvest	397082.82	287095.10	273849.91	58854.98	1158.13	.	.	0.00	188029.00	1206069.94
Mortality	4151.61	1845.96	0.00	1037.76	0.00	.	.	0.00	0.00	7035.33
Net Balance	549655.00	1077603.54	35601.61	233625.33	30353.84	.	.	3419.00	-111357.00	1818901.32
Harvest rate (%)	42.96	21.73	91.10	34.20	3.68	.	.	0.00	368.46	43.07
Central Mount Range										
3NFI	18662808.42	1519000.00	16112371.32	13637687.77	12090519.48	2788165.26	2299547.65	2238927.42	3055047.79	72404075.11
Growth	2049163.77	198000.00	2161474.33	996428.17	1011321.72	362316.39	257800.95	233170.37	182028.34	7451704.05
Ingrowth	5806077.30	547000.00	5136234.16	3161343.79	2939996.17	757338.00	633231.88	275932.02	998744.84	20255898.16
New plots	596675.74	61000.00	953834.81	1328222.68	2061514.89	192405.15	356333.46	418111.94	835221.72	6803320.38
Harvest	5201542.52	175000.00	5228093.93	2837705.24	2138274.43	316615.34	800794.24	103245.03	725386.73	17526657.46
Mortality	344009.09	19000.00	551941.40	258968.99	119722.10	29885.66	289531.20	40473.19	90598.54	1744130.18
Net Balance	2906365.21	612000.00	2471507.97	2389320.41	3754836.24	965558.53	157040.84	783496.11	1200009.63	15240134.94
Harvest rate (%)	66.22	23.49	71.64	68.25	54.12	28.28	89.87	20.28	61.43	63.26

ferent parameters considered by international agencies and institutions, such as the European Environmental Agency (EEA), Eurostat (European Statistics), Environmental Protection Agency (EPA), UNSCD (United Nations Commission on Sustainable Development) or OCDE (Organization for Economic Co-operation and Development). These organisms improve the forest management monitoring and avoid overexploitation, deforestation and degradation of natural resources, suggest calculating different environmental indicators, including, among others, the relation between forest growth/felling (similar to our harvest rate) proposed by Eurostat, the proportion of land area covered by forests or the forest area under sustainable forest management, considered by UNSCD, plus other parameters that could be calculated with this methodology. Due to the increase of NFI implementation in developed countries, this methodology could even be used to calculate carbon inputs by non-deforestation or degradation in programs like UN-REDD (United Nations incentive for reducing emissions from deforestation and degradation), which is under discussion as a new climate change mitigation tool in the near future.

In this sense, it is necessary to consider that NFI plot analysis only estimates the carbon balance of the above- and below-ground tree biomass pool (Sierra et al., 2007). However, previous research shows that tree biomass plays a key role in estimating the carbon stocks in forest ecosystems because it represents between 40-70% for the total fixation in the ecosystems (Nihlgard, 1972; Whitaker et al., 1974; Zianis and Mencuccini, 2003).

Forest ecosystems store more carbon than other terrestrial ecosystems. Forestation and other management measures to increase forest productivity could capture a significant part of CO<sub>2</sub> emis-

sions (Dixon et al., 1994). Factors such as soil characteristics (Davis et al., 2003; Sierra et al., 2007), site productivity (Arnold et al., 2005), landscape and species composition, stage of stand development (Davis et al., 2003) or age (Lecoïnte et al., 2006) are important drivers of spatial variation in biomass accumulation and changes (Sierra et al., 2007). In our study, much greater fixation was produced in conifers than in deciduous species in the two regions. Previous studies also showed that, among the different terrestrial ecosystems, conifer forests were major carbon sinks (Gucinski et al., 1995).

In the two areas considered, silviculture was one of the most important factors that produce changes in carbon biomass fixation. Estimates of forest carbon stocks and stock changes are needed so as to know how sequestration might be increased through forest management activities, such as forestation, reforestation, stand management and forest protection (Lemay and Kurz, 2008). By comparing forest carbon stocks, we can obtain information about the impact of practical forestry. The effective practice of silviculture requires an understanding of the major processes in forest ecosystems, such as carbon sequestration dynamics. Through forest monitoring, resource managers can therefore evaluate and optimize different silvicultural scenarios. Harvest rate can be used to detect silvicultural shifts towards specific species and can help us to orientate adequate harvest plans under Sustainable Forest Management, ecosystem service provision and Kyoto Protocol measures (e.g., intensifying harvest in an oak forest to produce fuelwood or reducing harvest rate in other forests to maintain biomass stocks).

Mund et al. (2002) reported that a remarkable increase of forest growth over the past 50 years had been monitored. In our study, the increment produced by inputs (tree growth, ingrowth and new plots) was about 4.10 and 1.63 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in the last decade in “Páramos y Valles” and the Central Mountain Range, respectively. However, high spatial heterogeneity and temporal variability of carbon stocks and fluxes lead to large uncertainties in estimates in the long term. Although most forest ecosystems are currently acting as carbon sinks, Keenan et al. (2008), by using simulation techniques, indicated that European forests could shift from net carbon sinks to net carbon sources in the 21<sup>st</sup> century. This shift would be more dramatic in Mediterranean forests since the soil water content is lower than in other forest ecosystems and rain water supply dependency is higher. In addition, in the Mediterranean area, uncertainties about forest responses to climate change must be considered (Sabaté et al., 2002) and examined in the future to possibly increase carbon uptake or reduce carbon losses through management (Lemay and Kurz, 2008).

European forests were shown to be a net carbon sink of 0.06 Pg of C year<sup>-1</sup> and likely to continue at this rate or more for the next century (Milne and van Oijen, 2005). Increases in carbon fixation between two consecutive inventories in different species have been found in several studies carried out in Portugal, France, Spain and Ireland in the Forsee project (Forsee, 2005). Vucetich et al. (2000) found similar results in Scot pine forest ecosystems in a northern latitudinal gradient crossing Poland, Lithuania, Latvia, Estonia and Finland.

In our study, forest ecosystems were also demonstrated to be a net carbon sink. More than three millions Mg of CO<sub>2</sub> were fixed in the ecosystems as inputs between 2NFI and 3NFI periods in “Páramos y Valles”, with more than thirty-four millions Mg of CO<sub>2</sub> in the Central Mountain Range. The fixation percentages produced by species growth between 2NFI-3NFI periods (around 20%), by

ingrowth (between 50-70%) in 3NFI and by new plots installed in 3NFI (<20%) were calculated. On the other hand, more than one million Mg of CO<sub>2</sub> were lost from the ecosystems by harvests and thinning in “Páramos y Valles”, with seventeen million Mg of CO<sub>2</sub> lost in the Central Mountain Range. The total amount of CO<sub>2</sub> lost by natural mortality was small in the two regions. The Net CO<sub>2</sub> balance in the forest ecosystems of the “Páramos y Valles” region was more than 150,000 Mg of CO<sub>2</sub> year<sup>-1</sup> and more than 1,385,000 Mg of CO<sub>2</sub> year<sup>-1</sup> in the Central Mountain Range.

In Spanish forest ecosystems, studies on carbon fixation showed a total fixation of 103 Mg of CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> in *Pinus pinea* stands in Andalusia (southern Spain) (Montero et al., 2002) and 150 Mg of CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> and 100 Mg of CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> in *Pinus pinaster* in Soria (in eastern central Spain) (Osorio, 2005). This last study reported that the fixation of CO<sub>2</sub> in different stands increased from 50 Mg ha<sup>-1</sup> to 150 Mg ha<sup>-1</sup> for the planning carried out in the forest. This last point emphasizes the importance of forestry management in the control of carbon fixation. On the other hand, Montero et al. (2004) found higher values in the most productive area of the Central Mountain Range, 214 and 398 Mg of CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> of fixation total in *Pinus sylvestris* and *Quercus pyrenaica* in ‘Matas de Valsain’ and ‘Pinar de Valsain’. In the Northern Atlantic Spanish region, *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* fixed 14.8 Mg of C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and 5.7 Mg of C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, respectively.

Comparison between two consecutive forest inventories (2NFI and 3NFI) is useful in estimating the carbon balance in different forest ecosystems (both natural and planted stands and oak and pine dominated forests). Over the past years, efforts have been made in the creation of SFM Indicators. This methodology attempts to be a useful tool in the evaluation of carbon fixation in forests. Forest management is interested in quantifying forest carbon stocks on their landscapes and in the influence of carbon sequestration management, because carbon sequestration is a factor that needs to be integrated into current management strategies. This methodology has two advantages: (1) CO<sub>2</sub> balance is calculated in different stand types, considering the inputs and outputs in forest ecosystems and (2) carbon fixation is calculated in a practical, simple form, enabling future projections and analysis of alternative management scenarios through silviculture and harvest rates. However, our results are strongly dependent on available biomass equations, NFI data and wood density and carbon proportion assumptions. Biomass equations will therefore have to be tested and, if applicable, new ones developed to ensure accurate carbon estimation for these species and regions.

Regardless of their geographical location, forests serve multiple environmental, socio-economic, and cultural roles in many countries. They are among the most diverse and widespread ecosystems of the world and provide many significant resources and functions including wood and non-wood products, recreational opportunities, habitat for wildlife, water and soil, support employment and traditional uses and play a crucial role in the global carbon cycle. Quantification of carbon fixation in forest ecosystems is the first step in forest management guidelines in the context of sustainability and biodiversity conservation. New, more detailed biomass and carbon studies could help us to establish baselines and guidelines in different forest types.

## Acknowledgements

This study has been made possible through the INTERREG project ‘FORSEE project (20) INTERREG III B Espacio atlántico’ financed by the European Union and Castilla and León Region Research Pro-

ject VA096A05. The authors acknowledge a research fellowship from the University of Valladolid. Cinnamon Nolan checked the English version and provided generous linguistic advice.

## References

Arnold, K., Hänell, B., Stendahl, J., Klemedtsson, L., 2005. Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. *Scand. J. Forest. Res.* 20, 400-411.

Blockstein, D.E., 1999. Integrated science for ecosystem management: An achievable imperative. *Conserv. Biol.* 13 (3), 682–685.

Bravo, F., Río, M. del, Peso, C. del, 2002. El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible. Fundación General de la Universidad de Valladolid, Valladolid, Spain.

Bravo, F., Montero, G., 2003. High-grading effects on Scots pine volume and basal area in pure stands in northern Spain. *Ann. Forest Sci.* 60, 11-18.

Bravo, F., Bravo-Oviedo, A., Díaz-Balteiro, L., 2008. Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forests under two management alternatives: a modeling approach. *Eur. J. Forest Res.* 127(3), 225-234.

Brown, S., Schoedeer, P., Birdsey, R., 1997. Aboveground biomass distribution of US eastern hardwood forests and the use of large trees as an indicator of forest development. *Forest Ecol. Manag.* 96, 37-47.

Davis, M.R., Allen, R.B., Clinton, P.W., 2003. Carbon storage along a stand development sequence in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Forest Ecol. Manag.* 177, 313-321.

Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C., Wisnieski, J., 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263, 185-190.

Fang, J.Y., Wang, Z.M., 2001. Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. *Ecol. Res.* 16, 587–592.

Forsee, 2005. Forsee project Interreg IIIB (20) "Sustainable forest management: a network of pilot zones for operational implementation". [http://www.iefc.net/index.php?affiche\\_page=projet\\_FORSEE](http://www.iefc.net/index.php?affiche_page=projet_FORSEE). Last access on 20th August 2010

Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van Dorland, R., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, USA. pp. 433-497.

Gucinski, H., Vance, E., Reiners, W.A., 1995. Potential effects of global climate change, in: Smith, W.K., Hickley, T.M. (Eds.), *Ecophysiology of Coniferous Forests*. Academic Press, New York, pp. 309-331.

Grumbine, R.E., 1994. What is ecosystem management? *Conserv. Biol.* 8 (1), 27–38.

Hägglund, B., 1985. En ny svensk riksskogstaxering. A new Swedish National Forest Survey, Report Nº 35, Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst för Skogstaxering, Umea, Sweden.

Icona, 1990. Segundo Inventario Forestal Nacional. Explicaciones y métodos. ICONA, Madrid, Spain.  
Keenan, T., Sabaté, S., Gracia, C., 2008. Forest eco-physiological models and carbon sequestration., in: Bravo, F., LeMay, V., Jandl, R., Gadow, K.v. (Eds.), *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Springer, New York, USA, pp. 83-102.

Kollmann, F., 1959. Tecnología de la madera y sus aplicaciones. Translation of second edition, in: German of 'Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe: mit 1194 Abbildungen im Text und 6 Tafeln'. Springer, Berlín, Germany.

Lecoite, S., Nys, C., Walter, C., Forgeard, F., Huet, S., Recena, P., Follain, S., 2006. Estimation of carbon stocks in a beech forest (Fougères Forest W. France): extrapolation from the plots to the whole forest. *Ann. Forest Sci.* 63, 139-148.

LeMay V.M., Kurz A.W., 2008. Estimating carbon stocks and stock changes in forests: linking models and data across scales, in: Bravo, F., LeMay, V., Jandl, R., Gadow, K.v. (Eds.), *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Springer, New York, USA, pp. 63-81.

MFE200. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 1997. Mapa Forestal de España 1:200.000 (MFE200). Ministerio de Medio Ambiente, 1986-1997, Spain.

MFE50. Dirección General para la biodiversidad, 2006. Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50). Ministerio de Medio Ambiente, 1997-2006, Spain.

Milne, R., van Oijen, M., 2005. A comparison of two modelling studies of environmental effects on forest carbon stocks across Europe. *Ann. Forest Sci.* 62, 911-923.

Montero, G., Alonso, A., Ruiz-Peinado, R., Cañellas, I., Candela, J.A., Pavon, J., 2002. La fijación de CO<sub>2</sub> por las masas de pino piñonero en Andalucía. *Forestalia*, 7, 1-8.

Montero, G., Muñoz, M., Donés, J., Rojo, A., 2004. Fijación de CO<sub>2</sub> por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* en los montes "Pinar de Valsaín" y "Matas de Valsaín ". *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 13(2), 399-415.

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO<sub>2</sub> por parte de los bosques españoles. *Monografías INIA: Serie Forestal nº 13*, Madrid, Spain.

Mund, M., Kummetz, E., Hein, M., Bauer, G.A., Schulze, E.D., 2002. Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in Central Europe. *Forest Ecol. Manag.* 171, 275-296.

Navarro, R.M., Blanco, P., 2006. Estimation of above-ground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15(2), 197-207.

Nihlgard B., 1972. Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and planted spruce forest in South Sweden. *Oikos* 23, 203-212.

Osorio, L.F., 2005. Análisis ecológico y estructura para la gestión forestal sostenible de los rodales de pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) en el Sistema Ibérico Meridional. Ph.D. thesis. University of Valladolid, Spain.

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F., 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Hayama, Japan.

Sabaté, S., Gracia, C.A., Sánchez, A., 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecol. Manag.* 162, 23-37.

Schroeder, P., Brown, S., Birdsey, J., Mo, R., Cieszewski, C., 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *Forest Sci.* 43, 424-434.

Sierra, C.A., Harmon, M.E., Moreno, F.H., Orrego, S.A., del Valle, J.I., 2007. Spatial and temporal variability of net ecosystem production in a tropical forest: resting the hypothesis of a significant carbon sink. *Glob. Change Biol.* 13, 838-853.

Tomppo, E., 1996. Biodiversity monitoring in Finnish Forest Inventories, in: Bachmann, P., Kuusela, K., Uuttera, J. (Eds.), *Assessment of biodiversity for improved forest management. Proceedings of the International Workshop, EFI Proceedings, Koli, Finland*, pp. 87-94.

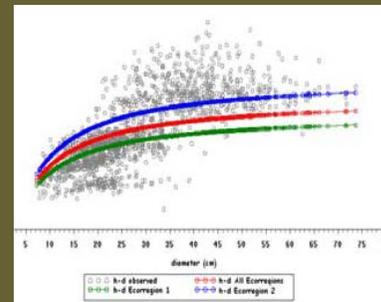
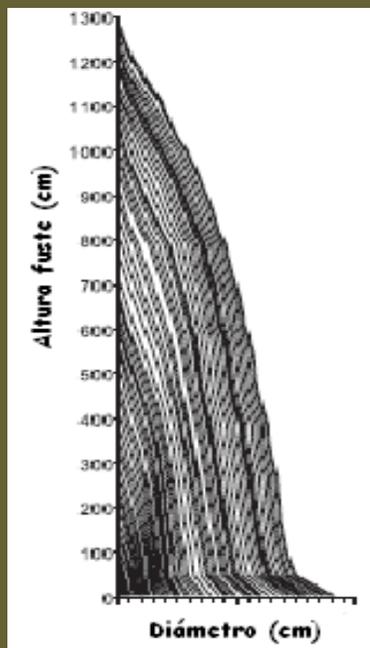
Vucetich, J.A., Reed, D.D., Breymeyer, A., Degórski, M., Mroz, G.D., Solon, J., Roo-Zielinska, E., Noble, R., 2000. Carbon pools and ecosystem properties along a latitudinal gradient in northern Scots pine (*Pinus sylvestris*) forest. *Forest Ecol. Manag.* 136, 135-145.

UNFCCC, 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Kyoto, Japan.

Whittaker, R.H., Bormann, F.H., Likens, G.E., Siccana, T.G., 1974. The Hubbard Brook ecosystems study: forest biomass and production. *Ecol. Monogr.* 44, 233-254.

Zianis, D., Mencuccini, M., 2003. Aboveground biomass relationship for beech (*Fagus moesiaca* Cz.) trees in Vermio Mountain, Northern Greece, and generalised equations for *Fagus* sp. *Ann. Forest Sci.* 60, 439-448.





## Anexo II.1: Resultados del proceso para la obtención de los modelos de perfil para *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica*

## Anexo II.2: Modelling the profile and internal structure of tree stem and characterizing the crown in Mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in Northern Spain

**Celia Herrero<sup>1</sup>, Paco Rodriguez<sup>2</sup> y Felipe Bravo<sup>1</sup>**

1) Instituto de Gestión Forestal Sostenible Uva-INIA. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Palencia. Universidad de Valladolid. <http://sostenible.palencia.uva.es>

2) Cesefor. Soria, Spain

*Presentado en IUFRO Joint International Meeting "Global change and mediterranean pines: alternatives for management"*

## Anexo II.3: Generalized height–diameter models for pines and Pyrenean oak stands in central and northern Spain

**Herrero<sup>1,2</sup>, C., Bravo-Oviedo<sup>1,3</sup>, A., Castaño<sup>2</sup>, J., Bravo<sup>1,2</sup>, F.**

1 Sustainable Forest Management Research Institute Uva.INIA.

2 ETS Ingenierías Agrarias. University of Valladolid. Avda. Madrid 44, 34071 Palencia, Spain.

3 Dept. Forest Systems and Resources. Centre of Forest Research (INIA). Ctra. A Coruña km. 7.5. 28040 Madrid, Spain



## Anexo II.1: Resultados del proceso para la obtención del modelo de perfil para *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica*.

### 1) Primera selección de modelos

**Tabla II.1.1** | Parámetros de ajuste de los 14 modelos de perfil probados en *Pinus* spp.

Modelo	Variable Dependiente	R <sup>2</sup>	Parámetros no significativos	SSE	MSE	RMSE
Kozak (1969)	dr2	0,9604	$\beta_0$	5,2721	0,0085	0,0919
Munro (1966)	dr2	0,8218		23,7174	0,0380	0,1950
Cervera (1973)	dr	0,7760		1,6171	0,0026	0,0510
Ormerod (1973)	dr	0,9607		2,8319	0,0045	0,0673
Demaerschalk (1972)	d	0,9750	$\beta_1 \beta_2$	1112,7000	1,7888	-
Demaerschalk I (1973)	dr2	0,9579	$\beta_2$	5,6081	0,0090	0,0950
Demaerschalk I (1973)	dr2	0,9767		3,0995	0,0050	0,0707
Muhairwe I (1999)	d	NC	$\beta_6$	-	-	-
Muhairwe II (1999)	d	0,9816	$\beta_0 \alpha_4$	812,2000	1,3143	-
Bi (2000)	dr	0,9800		1,4414	0,0023	0,0483
Roda (2001)	s	0,9736		877260,0000	1410,4000	37,5551
Brink y Gadow (1986)	r	0,9716		317,3000	0,5092	0,7136
Hui y Gadow (1997)	r	0,9809		213,0000	0,3425	0,5852
Stud (1999)	d	0,9834		735,3000	1,1879	-

Nota: R<sup>2</sup> es el coeficiente de determinación; Parámetros no significativos son los parámetros del modelo que no han resultado significativos en la fase de ajuste; SSE es la suma de los errores al cuadrado; MSE es el error cuadrático medio; RMSE es la raíz del error cuadrático medio; NC: No converge.

**Tabla II.1.2** | Parámetros de ajuste de los 14 modelos de perfil probados en *Quercus pyrenaica*.

Modelo	Variable Dependiente	R <sup>2</sup>	Parámetros no significativos	SSE	MSE	RMSE
Kozak (1969)	dr2	0,9218		41,0807	0,0200	0,1413
Munro (1966)	dr2	0,6253		197,0000	0,0957	0,3093
Cervera (1973)	dr	0,9577		11,9345	0,0058	-
Ormerod (1973)	dr	0,9409		16,6734	0,0081	-
Demaerschalk (1972)	d	0,9721		4337,0000	2,1084	-
Demaerschalk I (1973)	dr2	NC		-	-	-
Demaerschalk I (1973)	dr2	0,9467	$\beta_2, \beta_5, \beta_6$	28,0390	0,0136	0,1168
Muhairwe I (1999)	d	NC		-	-	-
Muhairwe II (1999)	d	0,9811	$\beta_2, \beta_5$	2933,1000	1,4287	-
Bi (2000)	dr	0,9713		8,0953	0,0039	-
Roda (2001)	s	0,9658		3548520,0000	1725,1000	-
Brink y Gadow (1986)	r	0,9612	$\beta_0, \beta_2$	1507,8000	0,7327	-
Hui y Gadow (1997)	r	0,9767		907,0000	0,4409	-
Stud (1999)	d	0,9818		2817,8000	1,3719	-

Nota: R<sup>2</sup> es el coeficiente de determinación; Parámetros no significativos son los parámetros del modelo que no han resultado significativos en la fase de ajuste; SSE es la suma de los errores al cuadrado; MSE es el error cuadrático medio; RMSE es la raíz del error cuadrático medio; NC: no converge.

## 2) Segunda selección. Aplicación de CAR(p) a los mejores modelos de la primera selección

**Tabla II.1.3** | Parámetros de ajuste CAR en los mejores modelos de perfil probados en *Pinus* spp.

Modelo	Variable Dependiente	R <sup>2</sup>	Parámetros no significativos	SSE	MSE
Demaerschalk (1972) CAR1	d	0,9844		669,0000	1,1257
Demaerschalk (1972) CAR2	d	0,9760	p <sub>2</sub>	1070,9000	1,7273
Brink y Gadow (1986) CAR1	r	0,9830		190,1000	0,3057
Brink y Gadow (1986) CAR2	r	No converge		-	-
Roda (2001) CAR1	s	No converge		-	-
Roda (2001) CAR2	s	No converge		-	-
Stud (1999) CAR1	d	0,9895		464,2000	0,7511
Stud (1999) CAR2	d	0,9897	p <sub>2</sub>	459,9000	0,7454
Hui y Gadow (1997) CAR1	r	0,9886		127,9000	0,2059
Hui y Gadow (1997) CAR2	r	No converge		-	-
BI (2001) CAR1	dr	0,9863		0,9868	0,0959
BI (2001) CAR2	dr	No converge		-	-

Nota: Var. Dep. es la variable dependiente; R<sup>2</sup> es el coeficiente de determinación; Parámetros no significativos son los parámetros del modelo que no han resultado significativos en la fase de ajuste; SSE es la suma de los errores al cuadrado; MSE es el error cuadrático medio.

**Tabla II.1.4** | Parámetros de ajuste CAR en los mejores modelos de perfil probados en *Quercus pyrenaica*

Modelo	Variable Dependiente	R <sup>2</sup>	Parámetros no significativos	SSE	MSE	RMSE
Demaerschalk (1972) CAR1	d	0,9740		4038,6000	1,9643	-
Demaerschalk (1972) CAR2	d	No converge		-	-	-
Stud (1999) CAR1	d	0,9800	α11	3105,0000	1,5124	-
Stud (1999) mod CAR1	d	0,9801		3093,6000	1,5069	-
Stud (1999) CAR2	d	0,9708	p2	4531,6000	2,2084	-
Hui y Gadow (1997) CAR1	r	0,9638	k4, k5	1405,1000	0,6834	0,8267
Hui y Gadow (1997) CAR2	r	No converge		-	-	-
BI (2001) CAR1	dr	0,9660	α7	9,5972	0,0047	-
BI (2001) mod CAR1	dr	0,9382	α6	17,4379	0,0085	-
BI (2001) CAR2	dr	0,9502	α71	14,0554	0,0069	-
Roda (2001) CAR1	s	No converge		-	-	-
Roda (2001) CAR2	s	No converge		-	-	-

Nota: Var. Dep. es la variable dependiente; R<sup>2</sup> es el coeficiente de determinación; Parámetros no significativos son los parámetros del modelo que no han resultado significativos en la fase de ajuste; SSE es la suma de los errores al cuadrado; MSE es el error cuadrático medio; RMSE es la raíz del error cuadrático medio.

### 3) Validación del modelo seleccionado en ambos grupos de especies: *Pinus* spp. y *Quercus pyrenaica*

**Tabla II.1.5** | Parámetros de validación de las ecuaciones de perfil para las especies consideradas

		n	Media	Desv. típica	Mínimo	Máximo
<i>Pinus</i> spp.	$\bar{e}$	626	-0,0030	0,8613	-3,3683	3,1374
	e	626	0,6412	0,5745	0,0001	3,3683
	$\bar{e}$ (%)	626	-1,3979	11,3728	-84,6338	57,4561
	e  (%)	626	6,4375	9,4758	0,0009	84,6338
	MSEP	626	0,7407	1,3400	0,0000	11,3453
	RMSE	626	0,0258	0,0231	0,0000	0,1354
	RE	626	6,2915	13,9168	0,0000	193,6129
<i>Quercus pyrenaica</i>	$\bar{e}$	2061	-0,0386	1,1246	-5,9258	4,5635
	e	2061	0,7968	0,7964	0,0003	5,9258
	$\bar{e}$ (%)	2061	-6,8617	57,2044	-1303,1900	44,6619
	e  (%)	2061	14,2584	55,8216	0,0064	1303,1900
	MSEP	2061	1,2657	2,8220	0,0000	35,1154
	RMSE	2061	0,0176	0,0175	0,0000	0,1308
	RE	2061	14,4512	62,0395	0,0000	1698,3000

Nota:  $\bar{e}$  es el sesgo medio; |e| es el error absoluto medio;  $\bar{e}$  (%) es el porcentaje del error residual; MSEP es el error cuadrático medio de la predicción; RMSE es la raíz del error cuadrático medio; RE es el cociente entre MSEP y la media de d.

#### 4) Resultados del test de Lakkis Jones para ver si existen diferencias en los modelos de perfil definidos para las especies de *Pinus* spp.

**Tabla II.1.6** | Estadísticos del test de Lakkis-Jones para el análisis de modelo de perfil para cada especie de *Pinus*

	n	SSE <sub>C</sub>	gl <sub>C</sub>	SSE <sub>R</sub>	gl <sub>R</sub>	gl <sub>R</sub> -gl <sub>C</sub>	F-valor	Prob>F	L-valor	Prob>L
<b>Todos</b>	602	433	578	464	594	16	2,60	0,001	41,79	0,000
<i>P. nigra</i> - <i>P. pinaster</i>	394	237	378	254	386	8	3,35	0,001	26,99	0,001
<i>P. nigra</i> - <i>P. sylvestris</i>	386	297	370	312	378	8	2,40	0,016	19,51	0,012
<i>P. pinaster</i> - <i>P. sylvestris</i>	424	331	408	350	416	8	2,82	0,005	22,79	0,004

Nota: SSE es la suma de los errores al cuadrado; gl son los grados de libertad del modelo; subíndices C y R indican modelo completo y reducido respectivamente; L-valor es el valor del test de Lakkis-Jones.

#### 5) Parámetros de los modelos de perfil de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*.

**Tabla II.1.7** | Estimador y error estándar de los parámetros de las ecuaciones de perfil ajustadas [modelo de Stud (1999)] para cada especie del género *Pinus*.

	<i>Pinus nigra</i>		<i>Pinus pinaster</i>		<i>Pinus sylvestris</i>	
	Estimador	Error standard	Estimador	Error standard	Estimador	Error standard
a <sub>10</sub>	0,9018	0,1384	0,8797	0,1941	1,0893	0,1316
a <sub>11</sub>	-	-	-	-	0,6912	0,1492
a <sub>2</sub>	1,9773	0,5588	3,2908	0,7192	3,9051	0,7080
a <sub>3</sub>	1,0199	0,4389	3,7081	1,6833	3,8060	1,5552
a <sub>4</sub>	6,8744	0,9928	5,3464	0,3154	6,0817	0,2502
a <sub>50</sub>	0,7353	0,3840	0,6391	0,2781	0,6714	0,2380
a <sub>51</sub>	0,5752	0,1382	0,2274	0,0844	0,2193	0,0763

Nota: La ecuación de Stud (1999) presenta la siguiente formulación:

$$d = (1 + a_3 \cdot e^{-a_4 \cdot ht}) \left( a_5 \cdot dbh \cdot (1 - hr) \left( a_{10} + a_{11} \left( \frac{ht}{dbh} \right) + a_2 (1 - hr) \right) \right)$$





Instituto de Gestión Forestal Sostenible

# Modelling the profile and internal structure of tree stem and characterizing the crown in Mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in Northern Spain.

Celia Herrero<sup>1</sup>, Paco Rodríguez<sup>2</sup> y Felipe Bravo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Gestión Forestal Sostenible Uva-INIA. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Palencia. Universidad de Valladolid. <http://sostenible.palencia.uva.es>

<sup>2</sup>Cesefor. Soria, Spain

emails: [chdeaza@pvs.uva.es](mailto:chdeaza@pvs.uva.es), [paco.rodriguez@cesefor.com](mailto:paco.rodriguez@cesefor.com) y [fbravo@pvs.uva.es](mailto:fbravo@pvs.uva.es)



## INTRODUCTION

The main aim of this work is to establish a set of models which describe the external form and internal structure of stems. Models try to explain the stem profile as well as bark, sapwood, heartwood profiles and the relationship of sapwood and crown parameters.

These profiles play a key role at the crossroads of tree growth studies and timber quality assessment. They are indeed the direct output of growth processes and provide insight into overall tree functioning in the study area.

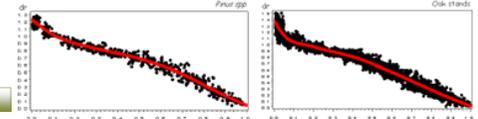
## Study area

"Páramos y Valles Palentinos"



Pinus spp. plantations

Oak stands



## External form: Stem profile model

### Material and methods

Data: 781 pairs of h-d in *Pinus* spp. plantations and 2486 pairs of data in Oak stands

Loess procedure (smoothing parameter=0.3)

Different types of models were tested: Munro's 1966, Kozak's 1969, Cervera's 1973, Ormerod's 1973, Damaerschalk's 1972, Damaerschalk's 1973, Brink and Gadow's 1986, Hui's 1997, Muhairwe's 1999, Stud's 1999, Bi's 2000, Roda's 2001

CAR(x) was used to correct autocorrelation

Selection Final model

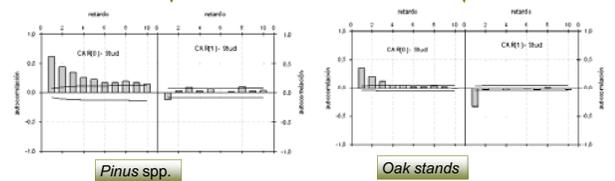
Cross validation

### Results

the non-linear extra sum of squares method was used to test if there were differences among species

In both groups of species, *Pinus* spp. and Oak stands, Damaerschalk (1972), Hui (1997), Stud (1999), Bi (2000) and Roda (2001) obtained the best results. After applying the CAR (p(x)) method, Stud (1999) model was chosen for *Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica* stands.

The final model in the two groups of species was Stud (1999) and CAR 1 improved the autocorrelation characteristics



The non-linear extra sum of squares method determined significant differences among *Pinus* spp. species. So, different models were obtained in the three *Pinus* species.

$$Pinus\ nigra\ D = (1 + 1,0199 \cdot e^{-6,8744hr}) \cdot [0,7353 + 0,5752 * DBH(1 - hr)]^{(0,9018 \left(\frac{HT}{DBH}\right) - 1,9773(1 - hr))}$$

$$Pinus\ pinaster\ D = (1 + 3,8060 \cdot e^{-6,0817hr}) \cdot [0,6714 + 0,2193 * DBH(1 - hr)]^{(1,0793 \left(\frac{HT}{DBH}\right) - 3,9051(1 - hr))}$$

$$Pinus\ sylvestris\ D = (1 + 3,7981 \cdot e^{-5,3464hr}) \cdot [0,6391 + 0,2274 * DBH(1 - hr)]^{(0,6797 \left(\frac{HT}{DBH}\right) - 3,2908(1 - hr))}$$

$$Quercus\ pyrenaica\ D = (1 + 0,3967 \cdot e^{-31,1852hr}) \cdot [0,1965 + 0,9786 * DBH(1 - hr)]^{(1,3620 - 0,0825 \left(\frac{HT}{DBH}\right) - 1,2623(1 - hr))}$$

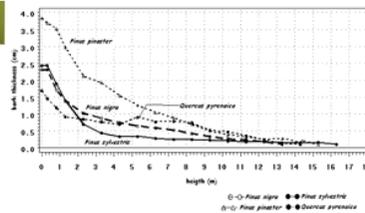
## External form: Bark profile model

### Material and methods

Data: 781 *Pinus* and 593 Oak bark thickness values

4 models were tested: Coubert and Houllier (2002) and linear, no linear, logarithmic model

### Results



The no linear model was the best in the four species

Simultaneous test allow us to fit the complementary function

$$Pinus\ nigra\ d = 0,9747 \cdot din^{1,0378} \quad din = \frac{1}{0,9747} \cdot d^{(1,0378)}$$

$$Pinus\ sylvestris\ d = 0,9461 \cdot din^{1,0397} \quad din = \frac{1}{0,9461} \cdot d^{(1,0397)}$$

$$d = 0,9542 \cdot din^{1,0505}$$

$$Pinus\ pinaster\ din = \frac{1}{0,9542} \cdot d^{(1,0505)} \cdot d^{(1,0505)}$$

$$Quercus\ pyrenaica\ d = 1,0943 \cdot din^{0,9864}$$

$$din = \frac{1}{1,0943} \cdot d^{(0,9864)} \cdot d^{(1,09864)}$$

## Internal form: Sapwood - Heartwood models

### M and m

Data: Annual rings, growth and heartwood/sapwood delimitation from 72 *Pinus* and 44 Oak trees



Models:

to the heartwood and sapwood radius at any level

$$HR = \beta_0 + \beta_1 HR_{bh} + \beta_2 HR_{bh} \cdot hr \quad SR = \beta_0 + \beta_1 SR_{bh} + \beta_2 SR_{bh} \cdot hr$$

to predict the heartwood and sapwood volume

$$\log(HV) = \beta_0 + \beta_1 \log(d) + \beta_2 \log(NR) \quad \log(HV) = \beta_0 + \beta_1 \log(d) + \beta_2 \log(h) \quad \log(SV) = \beta_0 + \beta_1 \log(d) + \beta_2 \log(h)$$

$$\log(HV) = \beta_0 + \beta_1 \log(d)$$

where HR is the heartwood radius; HRbh is the heartwood radius at h=1.3m; hr is the relative height; SR is the sapwood radius; HV is the heartwood volume; di is the diameter, hi is the height and NR is the number of rings at height i; SV is the sapwood volume

RESULTS

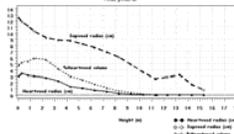
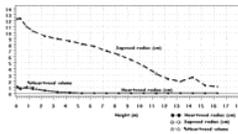
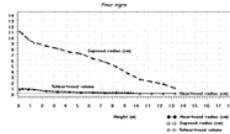
### Pinus spp.

$$HR = 0,0949 + 0,8953 HR_{bh} - 1,1875 HR_{bh} \cdot hr$$

$$SR = 1,6579 + 1,0055 SR_{bh} - 1,0348 SR_{bh} \cdot hr$$

$$\log(HV) = -17,1700 + 1,3527 \log(d) + 1,3075 \log(NR)$$

$$\log(SV) = -8,8409 + 0,1903 \log(d) + 1,3984 \log(h)$$



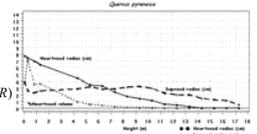
### Oak stands

$$HR = -0,0943 + 1,2040 HR_{bh} - 1,4154 HR_{bh} \cdot hr$$

$$SR = 0,9787 + 0,9490 SR_{bh} - 0,6783 SR_{bh} \cdot hr$$

$$\log(HV) = -15,5103 + 1,2090 \log(d) + 1,6406 \log(NR)$$

$$\log(SV) = -7,3229 + 0,9912 \log(d) + 1,3075 \log(h)$$



## Sapwood -crown parameters model

### M and m

Data: Crown dry weight biomass and sapwood surface was determined in 9 *Pinus* spp. trees

### Results

$$\log(\text{crown biomass}) = 2,19 + 1,95 \log(\text{sapwood surface})$$



# GLOBAL CHANGE AND MEDITERRANEAN PINES: ALTERNATIVES FOR MANAGEMENT

Joint International Meeting

10-12 February, 2010.



## Generalized height–diameter models for pines and Pyrenean oak stands in central and northern Spain

### Abstract

The knowledge of the height-diameter relationship is very important in sustainable forest management in order to apply some growth and yield models. In Spain, *Pinus* spp. are the species most frequently used in forestation programmes, having a special interest for growth and carbon sequestration in the current context of climate change. Although Pyrenean oak is widely extended, many stands show low vigour and growth, affecting their direct and indirect production.

A total of 31 height-diameter equations were fitted for pine and Pyrenean oak stands by regions and form type classes according to the National Forest Inventory. Generalized non-linear least squares were carried out. Evaluation data set was randomly selected to check the accuracy in the two groups of species. Regional and form type comparisons were tested using the extra sum of squared errors.

Best results were obtained with the equations that included any independent variable related to the dominant stand height and the quadratic mean diameter. Among the equations, a generalized height–diameter (h–d) relationship based on Mirkovich’s model was selected for pine and Pyrenean oak stands in central and northern Spain. Different models were also fitted to form type classes in both regions for *Quercus pyrenaica* stands.

**Key words:** *Pinus nigra*; *Pinus pinaster*; *Pinus sylvestris*; *Quercus pyrenaica*; form type class.

### 1. Introducción

Estimating diameter at breast height and total tree height is fundamental to both developing and applying many growth and yield models (Sharma and Zhang, 2004). The height-diameter relationship allows us to describe stand characteristics and development over time, mean height estimation, stand stability, site index, and growth (Curtis, 1967).

Diameter at breast height of a tree can be measured easily and accurately, but the measurement of total tree height is relatively complex in well stocked-dense stands, time consuming and more expensive. Diameter at breast height is therefore conventionally measured for all trees sampled in many permanent and temporary sample plot systems, but height is measured for only a sub-sample of trees selected across the range of diameters observed (Huang and Titus, 1994). Height–diameter relationship equations are then used to estimate the heights of trees measured only for diameter. The development of a simple and accurate height–diameter equation, based on easily-obtainable tree and stand characteristics, is a common precursor to calculate volume and other stand attributes (Sharma and Zang, 2004).

Many height diameter equations have been developed using only diameter at breast height as the independent variable for estimating total height (Curtis, 1967; Fang and Bailey, 1998; Huang et al., 1992; Jayaraman and Zakrzewski, 2001; Peng, 1999; Wykoff et al., 1982; Zhang et al., 1997). However, the height-diameter relationship varies from stand to stand (Curtis, 1967), depending on the growth environment and stand conditions (Sharma and Zhang, 2004). Even, within the same stand the relationship is not constant over time. Therefore, a single curve cannot be used to estimate all the possible relationships that can be found within a forest. To minimise this level of variance, h-d relationships can be improved by considering stand variables that introduce the dynamics of each stand into the equation (Curtis, 1967; López Sánchez et al., 2003; Sharma and Zhang, 2004; Temesgen and Gadow, 2004). When the height-diameter equations include stand variables, they are called generalized height-diameter equations. The reason for using them is to avoid having to establish individual height-diameter relationships for every stand (Curtis, 1967). In Europe, generalized height-diameter functions have been used since the 1930s (Hui and Gadow, 1993; Kennel, 1972; Kramer, 1964; Lang, 1938; Nagel, 1991; von Laer, 1964).

In Mediterranean forests, *Pinus* species play an important role due to their extensive distribution as well as to the ecological and socio-economical functions. Mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Black pine (*Pinus nigra* Arn.) are three of the most important Mediterranean pine species in Spain covering more than 4 million ha as dominant species. *Pinus pinaster* and *Pinus nigra* are two important species used in forest plantations in Spain while pure stands of *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris* are found mainly in the central and northern parts of Mediterranean areas, at elevations under 1,500 m and with an uneven precipitation regime and high summer temperatures. The economic relevance of these species is also very high, with an elevated annual volume of wood for different timber products. On the other hand, Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.) is widely extended in the Iberian Peninsula (Costa et al., 1996), although the most significant stands are located in the mountain ranges in the north-western part of it. Its natural area also covers a large proportion of western France and there are enclaves in the Rif Mountains in Morocco. Pyrenean oak coppice areas represent over 659,000 ha according to the Second Spanish National Forest Inventory (DGCN, 1996). However, due to rural emigration to cities, the use of firewood and charcoal as an energy source is decreasing continuously, producing a decrease in management practices in these coppice oak forests as well. In contrast, natural forest is being recovered simultaneously in agricultural lands abandoned because of this emigration. For these reasons, different stem forms could be found in forest. Form type class (FTC) is a classification system used in the Spanish National Forest Inventory (NFI). It characterizes stem form (stem straightness and the branch structure) to improve the calculation of timber volume. FTC of a tree informs us about the possible end-uses for a single tree or forest stand and it is especially important in hardwoods species. Due to the importance of this species in this area (firewood, biomass, wine barrels and protective value), it is important to research about the relationship between height and diameter.

In the Mediterranean area, forest typologies and ecological and socio-economic conditions vary greatly, so Mediterranean forest management objectives are diverse. Furthermore, global change and long-term forest management in some Mediterranean areas make developing locally-adapted sustainable forest management practices necessary (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). These types of models, therefore, improve ecosystem knowledge and allow us to check forest stability and orientate silvicultural strategies.

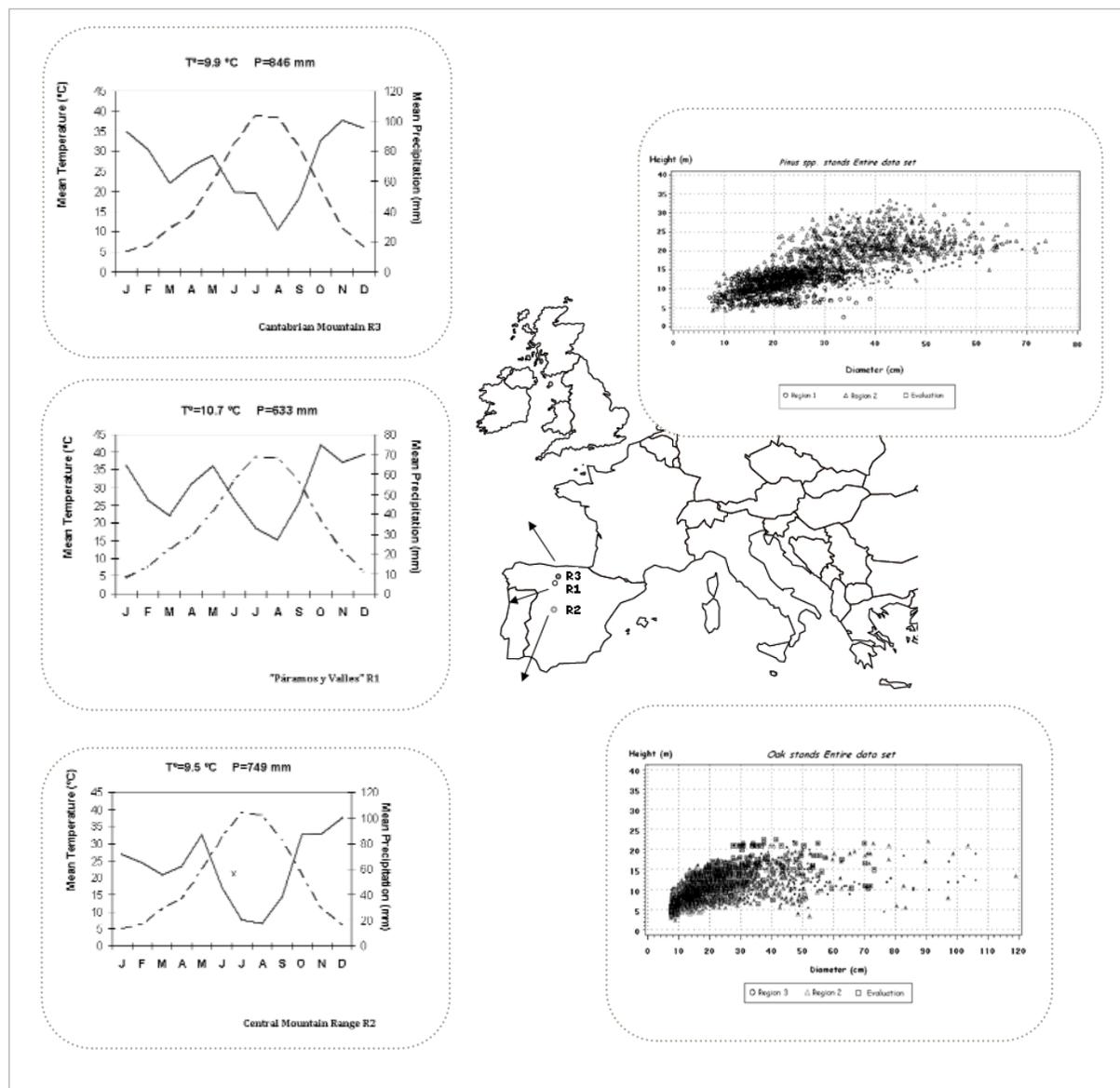
The main objective of this paper is to fit a height-diameter model of pine and Pyrenean oak stands in three important forest areas in northern and central Spain. Modelling the relationship height-diameter is very important in *Pinus* spp. stands to manage this type of forest for wood production, as well as for conserving and protecting them and avoiding wind and other risks. In *Pinus* spp. plantations, the height-diameter relationship is also important so as to know the development of the species in different areas in order to apply different silvicultural prescriptions. On the other hand, the increasing interest in using Pyrenean oak for either direct production (such as wood for wine barrels) or indirect production (such as silvopasture, recreation, and environmental preservation) justifies the need to optimise its management. So, the differences in the height-diameter equation for the different form type classes (2, 3 and 4) are also compared in oak stands. The models could be used for predicting tree heights in forest management planning in both types of ecosystems.

## Material and methods

Data from three Spanish forest areas (“Páramos y Valles”, the Central Mountain Range and the Cantabrian Mountain Range) have been used to fit height-diameter equations (Figure 1). “Páramos y Valles” (Region 1) and the Central Mountain Range (Region 2) were the two regions used to fit the pine model, while Cantabrian Mountains (Region 3) and the Central Mountain Range (Region 2) were used to fit the Pyrenean oak model.

“Páramos y Valles” altitudes range from 800 to 1,000 m above sea level (Region 1, Figure 1). This area is located unevenly between the following geographic coordinates: 42° 18', -4° 55' and 42° 48', -4° 14'. The climate is Mediterranean with a slight Atlantic influence, with a long cold winter and a dry warm summer. The mean temperature is 10.7 °C and the mean annual rainfall is 630 mm. Forests area is 61,571 hectares (31.9% of total area). The main forest types are extensive stands of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.), Holm oak (*Quercus ilex* L.) and Portuguese oak (*Quercus faginea* Lam.). As a result of an extensive pine plantation programme carried out during the 1960 decade, *Pinus* spp. stands cover 49.4% of the forest area. The three main species of pine plantations are *Pinus sylvestris* L. (23%), *Pinus nigra* Arn. (21%), and *Pinus pinaster* Ait. (5%). The plantations are composed mainly by the mixture of the three species. In the clearings, there are mosaics of Heather (*Erica* spp.) and Rock roses (*Cistus* spp.). The soil in this region is mainly acidic, although it is possible to find limestone and neutral soils (Oria de Rueda et al., 1996).

The Central Mountain Range is a mountain system located in central Spain (Region 2, Figure 1). It has a range of altitudes from 1000 m to 2500 m asl in the northern slope of the Range, and 400 m to 2,500 m asl in the southern (Pardo and Gil, 2005). The Central Mountain Range is located unevenly between the following geographic coordinates: 39° 56', -7° 25' and 41° 29', -2° 30'. The climate is sub-Mediterranean, with a marked summer drought from July to August. The mean annual temperature is 9.5 °C (Pardo and Gil, 2005) and the average rainfall is 749 mm. The main types of wood in the area are the Pyrenean oak, Scots pine and Mediterranean maritime pine. The understory composition is composed of Creeping juniper (*Juniperus communis* ssp. *alpina*), Black padded brushwood (*Cytisus oromediterraneus*) and Spanish bluebell (*Adenocarpus hispanicus*). The soil type is a mixture of lithic, umbric and dystic leptosols, with a sandy loam texture (Bruijne and Andriessen, 2002).



■ **Figura 1**

Studied areas composed of three regions in Northern and Central Spain.

Note:  $T^a$  is the mean annual temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and P is the mean annual precipitation (mm).

The Cantabrian Mountains are located in northern Spain between the “Páramos y Valles” area and the Cantabrian Coast (Region 3, Figure 1). This study area is sited in north-facing slopes, with altitudes over 1,000 m asl. Its geographic coordinates are  $42^{\circ} 59'$ ,  $-6^{\circ} 80'$  and  $42^{\circ} 48'$ ,  $-4^{\circ} 14'$ . The climate is Mediterranean with Atlantic influence. Winters are cold and long, while summers are dry and warm. Mean temperature is  $9.9^{\circ}\text{C}$  and mean annual rainfall is 945 mm. The main forest types are extensive stands of Pyrenean oak, together with genuine oaks, Pedunculate (*Quercus robur* L.) and Sessile (*Q. petraea* (Matt.) Liebl.), accompanied by species like Beech (*Fagus sylvatica*), Ash (*Fraxinus* spp.) and Yew (*Taxus baccata*). Oak stands establish themselves on siliceous ground, from continental to subhumid and humid climates.

## Data

Two different data sets of heights and diameters at breast height were used. 1) For the pine model, 1,544 pairs measured in pine stands from the University of Valladolid's permanent plot network (Bravo et al., 2004) were used to fit the height-diameter model. In order to evaluate the model fitted, 595 pairs of pine data from the Spanish National Forest Inventory database were randomly selected. 2) For the Pyrenean oak stands, the data were obtained from the Spanish National Forest Inventory database. In total, 4,253 pairs of data (3,659 for fitting and 594 for evaluation) were used. As the previous case, evaluation dataset was randomly selected.

### Pine dataset

For this study, total height ( $h$  (m)) and diameter at breast height ( $d$  (cm)) data were collected from the different regions. The Sustainable Forest Management Research Institute UVa-INIA established 17 permanent plots in planted and natural stands of *Pinus* spp. in the "Páramos y Valles" region (Region 1, number of plots=9) and the Central Mountain Range (Region 2, number of plots=8) in 2004. The "Páramos y Valles" plantations were composed of *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*, while there were natural stands of *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris* in the Central Mountain Range. However, for the analysis, total pairs of Region 1 and Region 2 data were joined and set up as the "pine group". In both regions, plots were square (30 by 30 metres). The number of trees per hectare ranged between 116 and 1,833 (Table 1).

In each plot, the total heights and the diameter at breast height of all trees were recorded. The diameter was measured in two directions using callipers (precision 1mm), and heights were measured using a Vertex hypsometer® (precision 1 dm). The following stand variables were calculated from the data collected in the inventories: number of trees,  $N$  (trees/ha), basal area of the stand,  $BA$  ( $m^2/ha$ ) quadratic mean diameter,  $QMD$  (cm), dominant diameter,  $D_0$  (cm), dominant height,  $H_0$  (m), following Assmann's criterion (1970) and mean height,  $H_m$  (m). The mean, maximum and minimum values and standard deviations of the main dendrometric and stand variables from the two regions of pine stands are given in Table 1.

In total, 1,544 pairs of height-diameter measurements were used to fit the height-diameter equation (716 pairs corresponded to the "Páramos y Valles" region and 828 pairs corresponded to the Central Mountain Range). An independent set of data for 595 pairs of height and diameter (number of  $hd$  pairs Region 1=260, number of  $hd$  pairs Region 2=335) from the Third Spanish National Forest Inventory (DGCN, 2006) was used to validate the model. The Spanish National Forest Inventory (SNFI) consists of a systematic sample of permanent plots distributed on a square grid of 1 km, with a remeasurement interval of 10 years. Stand variables were computed taking account the characteristics of the NFI3 sampling method (DGCN, 2006). Plots were selected from the same area that the plots of fitting data set. The main characteristics of the dataset are given in Table 1.

### Pyrenean oak dataset

In the case of Pyrenean oak stands, data were obtained from plots selected from the Second Spanish National Forest Inventory (DGCN, 1996). Field measurements of SNFI included tree locations in a

			Fitting dataset				Evaluation dataset			
			Mean	std	Min	Max	Mean	std	Min	Max
<i>Pine stands</i>	Region 1	N	1116	475	478	1833	824	363	357	1369
		BA	35.9	5.7	21.0	40.8	26.5	7.1	14.3	37.8
		QMD	21.4	4.0	16.7	32.1	22.8	4.8	14.7	33.6
		do	28.0	4.8	22.4	37.2	20.9	8.0	12.0	38.7
		Ho	12.2	2.8	6.5	15.9	11.5	1.5	8.0	13.5
		d	21.4	6.0	7.2	47.0	22.4	6.5	8.9	40.9
		h	11.3	2.8	2.6	18.0	11.6	2.0	6.0	15.5
	Region 2	N	491	198	116	711	597	316	130	1087
		BA	47.3	16.5	5.4	71.2	35.1	20.0	8.4	71.6
		QMD	26.9	10.5	15.0	46.4	33.8	10.2	20.2	52.7
		do	39.6	11.0	21.7	54.9	38.2	11.6	23.0	60.8
		Ho	19.0	5.0	10.3	28.8	16.9	6.4	10.3	27.6
		d	34.6	13.0	7.8	73.7	32.4	14	7.5	72.3
		h	19.1	5.3	4.4	33.3	16.2	7.1	4.5	32.5
<i>Pyrenean oak stands</i>	Region 3	N	1429	391	5	3215	1081	700	46	2100
		BA	21.9	9.9	0.8	38.4	25.3	13.9	1.7	40.4
		QMD	16.3	8.9	7.9	96.3	18.4	3.8	11.5	23.2
		do	27.5	11.4	8.1	96.3	32.5	11.1	17.9	49.6
		Ho	10.3	2.3	4.5	17.9	10.3	1.6	6.8	12.4
		d	21.1	16.6	7.5	141.3	20.8	9.4	10.5	59.5
		h	9.5	2.9	3.5	22.0	9.7	1.9	6.0	14.5
	Region 2	N	1026	673.4	5.1	3024	863	725	15	3130
		BA	14.9	7.5	0.6	37.3	17.7	9.6	1.1	32.8
		QMD	15.8	7.5	7.7	108.6	18.9	9.3	8.5	69.9
		do	21.4	7.8	7.7	108.5	25.8	10.5	9.5	69.9
		Ho	10.4	2.9	3.3	17.4	12.2	4.0	4.0	2.5
		d	17.7	9.9	7.5	119.0	21.8	12.4	7.5	73.2
		h	9.6	3.0	2.5	22.0	11.4	4.1	3.5	22.5

Where N is the number of trees (trees/ha), BA is the Basal area of stand (m<sup>2</sup>/ha), QMD is the quadratic mean diameter (cm), do is the dominant diameter (cm), Ho is the dominant height (m), d is the diameter at breast height (cm) and h is the total height of the tree (m).

coordinate system, species, diameters at breast height, form type classes (FTC) and total tree heights, among others (DGCN, 1996). There are 6 classes of form types, from 1 (straight stems) to 6 (sinuous or branchy trees). However, in our case, only FTC 2, 3 and 4 were considered. Straight stems with wood timber quality up to height equal to or higher than 4 m were classified as FTC2. Straight stems with diameter lower than 7.5 cm up to height equal to 4 meters were classified as FTC3. Finally, trees with branch dominance at height lower than 4 meters were classified as FTC4. On the other hand, there were few *hd* pairs belonged to FTC1 and FTC 5 and 6 were characterized by bent trees or trees with diameter too high and height too low. For these reasons, FCT1, 5 and 6 were excluded from the analysis.

Data from 358 plots, where Pyrenean oak was the dominant species (basal area proportion  $\geq$  90%), were selected. The number of plots of Region 3 (Cantabrian Mountains) was 67, while the number in Region 2 (Central Mountain Range) was 291. A total of 4,253 pairs of height–diameter at breast height measurements were selected. The data were randomly split into two groups: 84% (3,659 pairs) of these data were used for model fitting (number of *hd* pairs Region 3=741, number of *hd* pairs Region 2=2,918) and the remaining 16% (594 pairs) were reserved for model evalua-

tion (number of *hd* pairs Region 3=96, number of *hd* pairs Region 2=498). The mean characteristics of each region are also shown in Table 1. Finally, the *hd* pairs belonged mostly to FTC2 in both areas (>65%), while FTC4 showed the lowest number of *hd* pairs (<10%).

### Candidate functions

A total of 31 expressions of both local and generalized height-diameter equations were obtained from the forestry literature (Table 2), many of which have been developed for a particular species or specific area. The number of parameters (flexibility), possible biological interpretation of the parameters (e.g., upper asymptote, maximum or minimum growth rate) and satisfactory predictions for height-diameter model were important criterion for choosing the best one (Peng, 2001). The generalized height-diameter equations analysed were classified according to the Shvets and Zeide (1996) form classification [power decline (PD form) and exponential decline (ED form)].

### Model fitting

As most of the equations described on Table 2 were non-linear, model fitting was carried out with the MODEL procedure of the SAS/STAT® statistical programme (SAS Institute Inc., 2009) using the Marquardt algorithm. The initial values of the parameters for starting the iterative procedure were obtained from the relevant literature. If the scatter plot of residuals against diameter at breast height for the entire data set showed an increasing height variance, it meant that a weighted analysis would be necessary to correct for heteroskedasticity. In that case, parameters would be estimated using generalized non-linear least squares (GNLS), also known as weighted non-linear regression, again using the MODEL procedure of the SAS/STAT® statistical package (SAS Institute Inc., 2009).

The comparison of the estimates of the 31 equations fitted for predicting height-diameter was based on numerical and graphical analyses. Numerical comparison of the equations was carried out by studying the adjusted coefficient of determination ( $R^2_{adj}$ ), which showed the proportion of the total variance explained by the model, the bias ( $\bar{e}$ ), which evaluated the deviation of the model with respect to the actual values, squared sum of error (SSE), the root mean squared error (RMSE), the absolute mean residual (AMRES) and by using the F-test to compare predicted and actual values. Multicollinearity was assessed in terms of the condition number of the correlation matrix when this value exceeded 1000, the effect of multicollinearity was considered serious and the model discarded (Myers, 1986).

The evaluation dataset was intended to obtain a measure of model accuracy in the different species. There are numerous graphical and statistical methods to support model evaluation (Huang et al., 2003; Soares et al., 1995; Tomé and Soares, 1999). Graphical analyses consisting of plots of actual against predicted values of the dependent variable or plots of residuals against the predicted heights were carried out on the different species in the different regions. The following statistic parameters were used to analyse the adequacy of the model: model accuracy (tested by calculating the mean of the residuals ( $\bar{e}$ )), the mean absolute difference (MAD), relative bias ( $\bar{E}\%$ , bias divided by mean height), the relative mean absolute residual (MAD%, MAD divided by mean height), the mean squared error of prediction (MSEP) the root mean squared error (RMSE) and the relative

Table 2: Height-Diameter equations fitted in this study

		Shvets and Zeide (1996) form
VANCLAY (1989)	$\frac{1}{h} = \beta_0 + \beta_1 \frac{1}{d}$	YD
CIRIENS (1967) (I)	$h = \beta_0 + \beta_1 \log(d)$	YD
CIRIENS (1967) (II)	$h = \beta_0 + \beta_1 \frac{1}{d} + \beta_2 d^2$	YD
PROBANI (1965)	$\log(h) = \beta_0 + \beta_1 \log(d)$	YD
MONAGHAN (1982)	$h = 1,3 + \beta_0 \frac{1}{d} - \frac{1}{d_0} + \frac{1}{H_0 - 1,3} \frac{1}{d^2}$	YD
CASADAS et al (1999) (I)	$h = 1,3 + (H_0 - 1,3) \frac{d}{d_0}$	YD
CASADAS et al (1999) (II)	$h = 1,3 + \frac{d}{\frac{d_0}{H_0 - 1,3} + \beta_0(d_0 - d)}$	YD
CASADAS et al (1999) (III)	$h = 1,3 + (H_0 - 1,3) \frac{1 - e^{-\beta_0 d}}{1 - e^{-\beta_0 d_0}}$	YD
CASADAS et al (1999) (IV)	$h = 1,3 + \beta_0 \frac{1}{d} - \frac{1}{d_0} + \frac{1}{H_0 - 1,3} \frac{1}{d^2}$	YD
GAPPEY (1983) (modified by DUBOUIE et al. (2005))	$h = 1,3 + (H_0 - 1,3) e^{\beta_0 \left(1 - \frac{d}{d_0}\right) + \beta_1 \frac{1}{d} - \frac{1}{d_0}}$	YD
MILSON (1999) (modified by DUBOUIE et al. (2005))	$h = \frac{H_0}{1 - \beta_0 \left(1 - \frac{d_0}{d}\right)^{\beta_1}}$	YD
STACE (1975)	$h = \beta_0 d^{\beta_1}$	YD
SIEBERT (1981)	$h = \beta_0 d^{\beta_1 d^{-\beta_2}}$	YD
CIRIENS et al (1981)	$h = \sigma^{\beta_0 + \beta_1 d^{\beta_2}}$	ED
MEYER (1940)	$h = \beta_0 [1 - e^{(-\beta_1 d)}]$	ED
PIEMAR (1991)	$h = \beta_0 H_0 \left(1 - e^{\left(\frac{-\beta_1 d}{\text{CHID}}\right)^{\beta_2}}\right)$	ED
HUMAC y ITIENS (1992) (I)	$h = \frac{d^2}{(\beta_0 + \beta_1 d)^2}$	YD
TANK (1994)	$h = \beta_0 + \frac{\beta_1}{d + \beta_2}$	YD
HUMAC y ITIENS (1992) (II)	$h = \beta_0 \sigma^{-\beta_1 d^{-\beta_2}}$	ED
SIEBER y WILD (1989) (I)	$h = \beta_0 \sigma^{-\alpha - \beta_1 (d^{-\beta_2})}$	ED
PEARL y REED (1920)	$h = \frac{\beta_0}{(1 + \beta_1 \sigma^{-\beta_2 d})}$	ED
SIEBER y WILD (1989) (II)	$h = \frac{\beta_0}{(1 + \sigma^{-\beta_1 (d^{-\beta_2})})}$	ED

RATKOWSKI y REEDY (1984)	$h = \frac{\beta_0}{(1 + \beta_1 d^{-\beta_2})}$	ID
BAILLY (1979) (I)	$h = \beta_0 (1 - e^{-\beta_1 d^{\beta_2}})$	ID
RICHARDS (1969) (I)	$h = \beta_0 (1 - e^{-\beta_1 d^{\beta_2}})^{\beta_3}$	ID
MIRKOVICH (1968)	$h = 1,3 + (\beta_0 + \beta_1 H_0 - \beta_2 QMD) e^{\left(\frac{-\beta_3}{d}\right)}$	ID
SCHRÖDTER y ALVAREZ (2001)	$h = 1,3 + (\beta_0 + \beta_1 H_0 - \beta_2 QMD) e^{\left(\frac{-\beta_3}{\sqrt{d}}\right)}$	ID
ZHANG (1992)	$h = \beta_0 e^{(-\beta_1 d - \beta_2 d^{\beta_3})}$	ID
RICHARDS (1969) (II)	$h = \beta_0 \left(1 - \beta_1 e^{-\beta_2 d^{\beta_3}}\right)^{\beta_4}$	ID
BAILLY (1979) (II)	$h = \beta_0 \left(1 - \beta_1 e^{-\beta_2 d^{\beta_3}}\right)$	ID
SIEBER y WOLD (1989) (III)	$h = \beta_0 \left(1 - e^{(-\beta_1 (d - \beta_2)^{\beta_3})}\right)$	ID

The terminology used in this table is as follows:  $h$  is total height of tree, in m;  $d$  is diameter at breast height over bark, in cm; QMD is quadratic mean diameter of the stand, in cm;  $H_0$  is dominant height of the stand, in m;  $\log$  is logarithm 10;  $\ln$  is natural logarithm;  $\beta_i$  is regression coefficients to be determined by model fitting.

error of prediction (RE%). Again, the simultaneous test of the equation parameters between actual and predicted values was used to know if the model was biased or not. Plots of model bias (mean residual and relative bias), model accuracy (mean absolute residual and relative MAD) and RMSE across diameter classes were also assessed graphically. For the Pyrenean oak stands, the final estimation of the model parameters came from the entire data set (fitting and evaluation data) because the estimations obtained with this approach would be more precise than those obtained from the model fitted from the split data set, according to Hirsch (1991) and Zhang et al. (1997). In the pine process, this last step (joining fitting and evaluation datasets) was not carried out because there were two different sources of data in nature and selection processes. The efficiency of the final model was tested by the predicted coefficient of determination  $R^2_{adj,w}$  and with the weighted mean squared error ( $MSE_w$ ).

Once all the equations were tested, the statistical parameters led us to choose the best one for the different groups of species. After selecting the best model, the differences in the height-diameter model for the different regions in the two groups of species were checked to know whether a single model for all the regions was enough or whether one model was needed for each region. To do this, two different tests were used, both based on the likelihood-ratio test, for detecting simultaneous homogeneity among parameters: the non-linear extra sum of squares method and the test proposed by Lakkis and Jones (Khattri and Naik, 1999). These tests are frequently applied to analyse differences among different geographic regions (Álvarez González et al., 2005; Calama et al., 2003; Huang et al., 2000; Peng et al., 2001; Pillsbury et al., 1995; Zhang et al., 2002). Both tests require the fitting of reduced and full models. The reduced model corresponded to the same set of parameters for the two regions and the full model corresponded to different sets of parameters for each region. This was obtained by expanding each parameter, including an associated parameter and a dummy variable to differentiate the two regions. As the same way, in *Quer-*

*cus pyrenaica*, the differences in the height-diameter model for the different FTC and FTC by regions were checked.

## Results

Generalized height-diameter equations have been fitted for pine and Pyrenean oak stands in northern and central Spain. These equations allowed us to learn a bit more about the dynamics of pine and oak stands in this part of Spain.

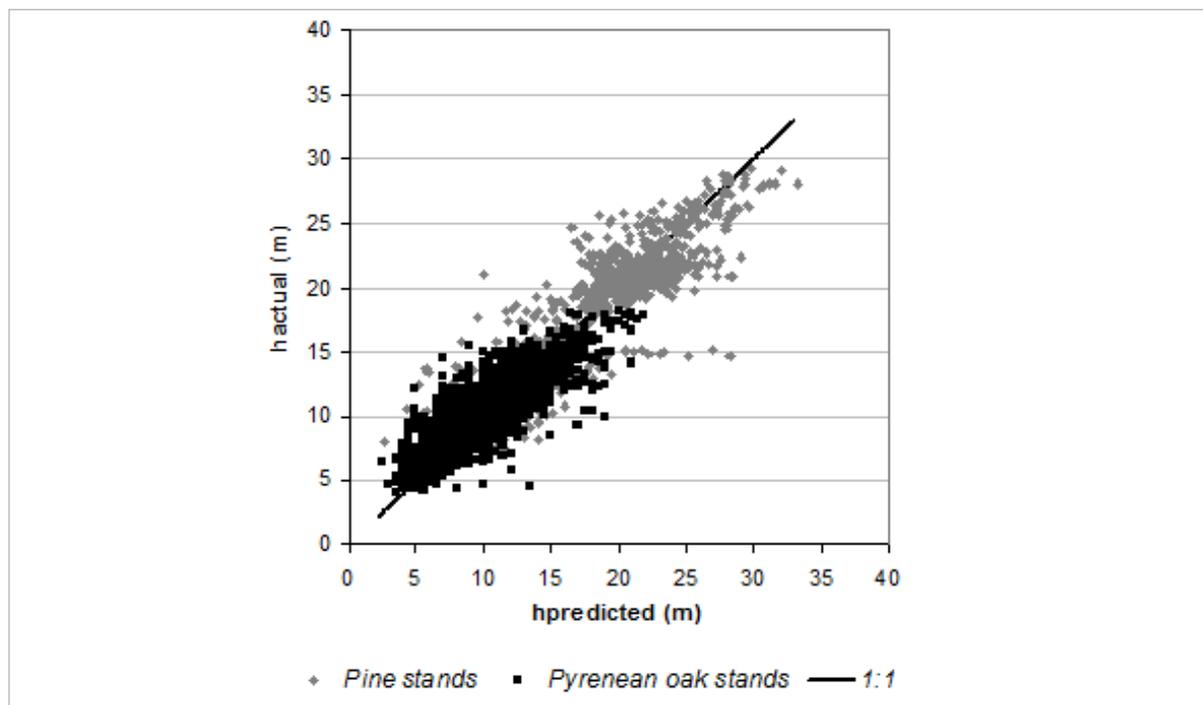
During the process of selecting the best model, the values of the statistics used to compare the equations indicated noticeable differences among the different height-diameter equations in the two groups of species considered (Table 3).

Table 3: Comparison of height-diameter functions on the Pinus spp. and Oak models fitting data set.

	Pine stands						Pyrenean oak stands					
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$R^2_{adj_w}$	MSE <sub>w</sub>	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$R^2_{adj_w}$	MSE <sub>w</sub>
Vanclay (1995)	0.020	1.189	-	-	0.635	2.282	0.053	0.814	-	-	0.613	0.291
Curtis I (1967)	-17.039	9.989	-	-	0.577	9.463	-3.411	4.695	-	-	0.633	0.226
Curtis II (1967)	15.923	-90.134	0.004	-	0.640	1.353	13.930	-65.297	0.000	-	0.611	0.308
Prodan (1965)	0.223	0.291	-	-	0.692	0.757	0.424	0.198	-	-	0.629	0.197
Monness (1982)	1.091	-	-	-	0.903	0.285	1.138	-	-	-	0.830	0.091
Cañadas et al. I (1999)	0.307	-	-	-	0.878	1.264	0.427	-	-	-	0.825	0.102
Cañadas et al. II (1999)	-0.039	-	-	-	0.873	3.515	-0.055	-	-	-	0.762	0.256
Cañadas et al. III (1999)	-0.075	-	-	-	0.905	0.235	-0.087	-	-	-	0.840	0.077
Cañadas et al. IV (1999)	1.059	-	-	-	0.902	0.282	1.204	-	-	-	0.840	0.090
Gaffrey (1988) (mod.)	0.088	4.750	-	-	0.901	0.335	0.007	6.616	-	-	0.832	0.099
Nilson (1999) (mod.)	-	-	-	-	-	-	0.917	0.395	-	-	0.816	0.129
Stage (1975)	1.670	0.671	-	-	0.692	0.761	2.653	0.455	-	-	0.629	0.197
Sibbesen (1981)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Curtis et al. (1981)	0.715	0.219	-	-	0.577	9.463	2.740	-8.720	-1.067	-	0.623	0.316
Meyer (1940)	31.263	0.026	-	-	0.615	3.764	13.922	0.075	-	-	0.625	0.267
Pienaar (1991)	1.119	1.839	0.885	-	0.872	1.180	1.105	2.017	1.495	-	0.818	0.115
Huang y Titus I (1992)	2.351	0.164	-	-	0.591	7.188	1.271	0.241	-	-	0.618	0.287
Tang (1994)	53.206	-3645.430	69.618	-	62.623	2.781	15.969	-128.159	4.869	-	0.621	0.284
Huang y Titus II (1992)	26.153	2.215	0.054	-	0.599	9.213	12.967	2.037	0.126	-	0.634	0.244
Seber y Wild I (1989)	25.885	0.056	14.584	-	0.596	0.596	12.964	0.126	5.669	-	0.634	0.244
Pearl y Reed (1920)	24.222	5.471	0.086	-	0.604	19.212	12.714	3.817	0.162	-	0.635	0.239
Seber y Wild II (1989)	24.244	0.085	19.885	-	0.604	18.779	12.714	3.893	0.323	-	0.635	0.239
Ratkowsky y Reedy I (1986)	-	-	-	-	-	-	14.393	0.027	1.589	-	0.625	0.271
Weibull (Bailey, 1979)	26.448	0.019	1.182	-	0.590	12.224	13.143	0.058	1.147	-	0.632	0.249
Chapman-Richards (1959)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Mirkovich (1958)</b>	<b>4.165</b>	<b>1.189</b>	<b>0.140</b>	<b>8.431</b>	<b>0.883</b>	<b>1.688</b>	<b>3.833</b>	<b>1.038</b>	<b>0.112</b>	<b>6.840</b>	<b>0.831</b>	<b>0.091</b>
Schröder y Álvarez (2001)	5.791	1.607	0.174	3.366	0.876	3.904	6.126	1.631	0.195	3.549	0.830	0.092
Zeide (1992)	22.132	0.883	0.000	3.416	0.664	12.023	8.832	-20007.6	188.212	47.612	0.629	0.258
Richards (1959)	-	-	-	-	-	-	13.239	1.007	0.099	1.270	0.631	0.253
Bailey (1979)	22.165	0.587	2.46·10 <sup>-6</sup>	3.784	0.146	288.880	13.221	1.059	0.072	1.078	0.631	0.254
Seber y Wild III (1989)	-	-	-	-	-	-	13.232	0.075	0.774	1.066	0.631	0.260

Where  $R^2_{adj_w}$  is the weighted adjusted coefficient and MSE<sub>w</sub> is the weighted mean squared error. In bold, the selected model in the two groups of species.

In both groups of species (pine and Pyrenean oak stands), all the models of Cañadas et al. (1999) and the models of Gaffrey (1988) and Monnes (1982) had a high value of  $R^2_{adj_w}$  but were biased. In the case of Pyrenean oak stands, Nilson (1999) also showed this characteristic. This last model was excluded in pine stands because the huge level of collinearity, join the Sibbesen (1981), Curtis et al. (1981), Tang (1994), and Ratkowsky and Reedy (1986) models. Collinearity was found in the models of Zeide (1992), Richards (1959), Bailey et al. (1979) and Seber and Wild (1989) for Pyrenean oak stands. Among 31 equations, the simplest linear's were the poorest. This could be because the use of only a single independent variable does not appear to be sufficient explanation for the



■ **Figura 2**  
Actual versus predicted values.

variability observed in height values. The inclusion of additional variables improved equation performance. The best results were obtained with the Schröder and Alvarez (2001) and Mirkovich (1958) models in the two cases. Neither of the two models was biased. Their accuracy was also improved notably when the weighting function ( $\Psi_j = \beta_0 d^{\beta_1}$ ) was carried out in the process to correct the unequal variance of the residuals. The values  $\beta_0$  and  $\beta_1$  were 0.59 and 0.27 for pine stands and -2.50 and 1.11 for Pyrenean oak stands. We finally selected the Mirkovich model (Mirkovich, 1958) as the best height-diameter equation for the two species groups (Table 3).

The RMSE and AMRES values for pine stands were 2.03 and 1.43. For Pyrenean oak, these values were 88.3%, in the case of pine stands, and 77.5% in the case of Pyrenean oak stands. This could be considered an adequate fit taking into account the great variability in the height-diameter relationship in the database.

Plots of actual versus predicted height values in the fitting phase of the model are shown in Figure 2. The criterion to evaluate model behaviour was the determination coefficient of the straight line fitted between the actual and predicted heights. The chart showed no tendency towards overestimation or underestimation of height values. The values of the statistics also showed good performance. Mean residuals showed a value of 0.22 in pine and -0.03 in Pyrenean oak stands. On the other hand, the mean absolute residual was 1.36 and 1.20 for pine and Pyrenean oak stands, respectively. Finally, the values of MSE<sub>p</sub>, RE% and  $R^2_p$  were also considered appropriate.

The values of the Lakkis-Jones test and the non-linear extra sum of squares method used to compare the differences in the height-diameter model between regions in the two species groups revealed that there were significant differences ( $P < 0.001$ ) for the height-diameter model between

regions. The final expression for pine and Pyrenean oak stands [Eq. 1 to Eq. 4] for the different regions therefore showed that different strategies, forest prescriptions and silvicultural options must be considered for the two regions in the two groups of species.

### For pine stands:

#### Region 1

$$h = 1.3 + \left( 0.448 + (1.148 * Ho) - (0.068 * dg) \right) * e^{\left( \frac{-5.208}{d} \right)} \quad MSE_w = 0.425 \quad R^2_{adj_w} = 0.866 \quad [\text{Eq. 1}]$$

#### Region 2

$$h = 1.3 + \left( 8.594 + (0.910 * Ho) - (0.060 * dg) \right) * e^{\left( \frac{-9.613}{d} \right)} \quad MSE_w = 0.466 \quad R^2_{adj_w} = 0.758 \quad [\text{Eq. 2}]$$

### For Pyrenean oak stands:

#### Region 3

$$h = 1.3 + \left( 3.136 + (0.929 * Ho) - (0.066 * dg) \right) * e^{\left( \frac{-5.647}{d} \right)} \quad MSE_w = 0.107 \quad R^2_{adj_w} = 0.677 \quad [\text{Eq. 3}]$$

#### Region 2

$$h = 1.3 + \left( 4.665 + (1.032 * Ho) - (0.123 * dg) \right) * e^{\left( \frac{-7.546}{d} \right)} \quad MSE_w = 0.086 \quad R^2_{adj_w} = 0.834 \quad [\text{Eq. 4}]$$

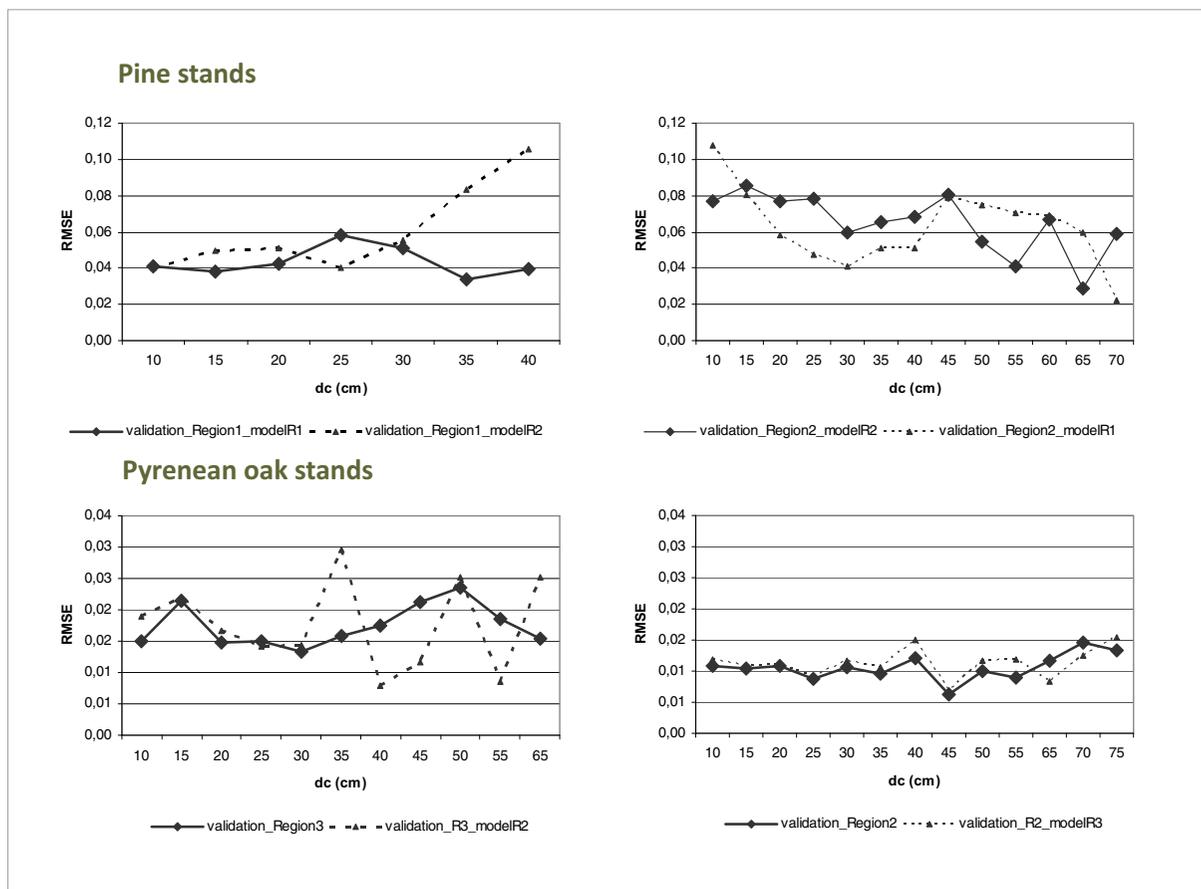
Figure 3 shows the values of the RMSE, which analysed the accuracy of the estimates against diameter classes in the different species groups to validate the models in the different regions. RMSE against diameter classes was plotted by Region 1 with the selected model for Region 1 and with the selected model for Region 2 for pine stands. The same process was carried out for Oak stands with Region 3 and 4. They indicated that tree height was well predicted for the two regions with the selected model in the two groups of species.

On the other hand, in *Quercus pyrenaica* there were also differences between form type classes ( $p < 0.001$ ) and among the different FTC in the different regions ( $P < 0.001$ ). Therefore, for *Quercus pyrenaica*, specific models to the different FTC in the two areas were obtained (Table 4).

Table 4: Parameters estimates of the best model for *Quercus pyrenaica*

Region	FTC	Parameter	Std	p-value	MSE <sub>w</sub>	R <sup>2</sup> <sub>adj_w</sub>	Region	FTC	Parameter	Std	p-value	MSE <sub>w</sub>	R <sup>2</sup> <sub>adj_w</sub>		
3	FTC2 n=593	β <sub>0</sub>	2.977	0.528	<0.0001	0.0325	2	FTC2 n=2240	β <sub>0</sub>	4.443	0.273	<0.0001	0.199	0.754	
		β <sub>1</sub>	0.848	0.049	<0.0001				β <sub>1</sub>	1.010	0.023	<0.0001			
		β <sub>2</sub>	0.051	0.018	0.0051				β <sub>2</sub>	0.104	0.012	<0.0001			
		β <sub>3</sub>	4.091	0.459	<0.0001				β <sub>3</sub>	7.134	0.244	<0.0001			
	FTC3 n=205	β <sub>0</sub>	2.911	0.674	<0.0001	0.002	0.336	2	FTC3 n=911	β <sub>0</sub>	7.630	0.485	<0.0001	0.1678	0.526
		β <sub>1</sub>	0.694	0.106	<0.0001		β <sub>1</sub>			1.023	0.055	<0.0001			
		β <sub>2</sub>	0.164	0.045	0.0004		β <sub>2</sub>			0.448	0.041	<0.0001			
		β <sub>3</sub>	2.344	1.046	0.0261		β <sub>3</sub>			7.050	0.330	<0.0001			
	FTC4 n=39	β <sub>0</sub>	3.135	1.595	0.0573	0.954	0.575	2	FTC4 n=265	β <sub>0</sub>	3.593	0.624	<0.0001	0.032	0.856
		β <sub>1</sub>	0.630	0.145	0.0001		β <sub>1</sub>			0.893	0.052	<0.0001			
		β <sub>2</sub>	-0.000	0.024	0.9287		β <sub>2</sub>			0.042	0.016	0.0082			
		β <sub>3</sub>	3.863	1.304	0.0055		β <sub>3</sub>			8.291	0.720	<0.0001			

Where FTC is the form type class, Std is the standard error, MSE<sub>w</sub> is the weighted mean squared error, R<sup>2</sup><sub>adj\_w</sub> is the weighted coefficient of determination.



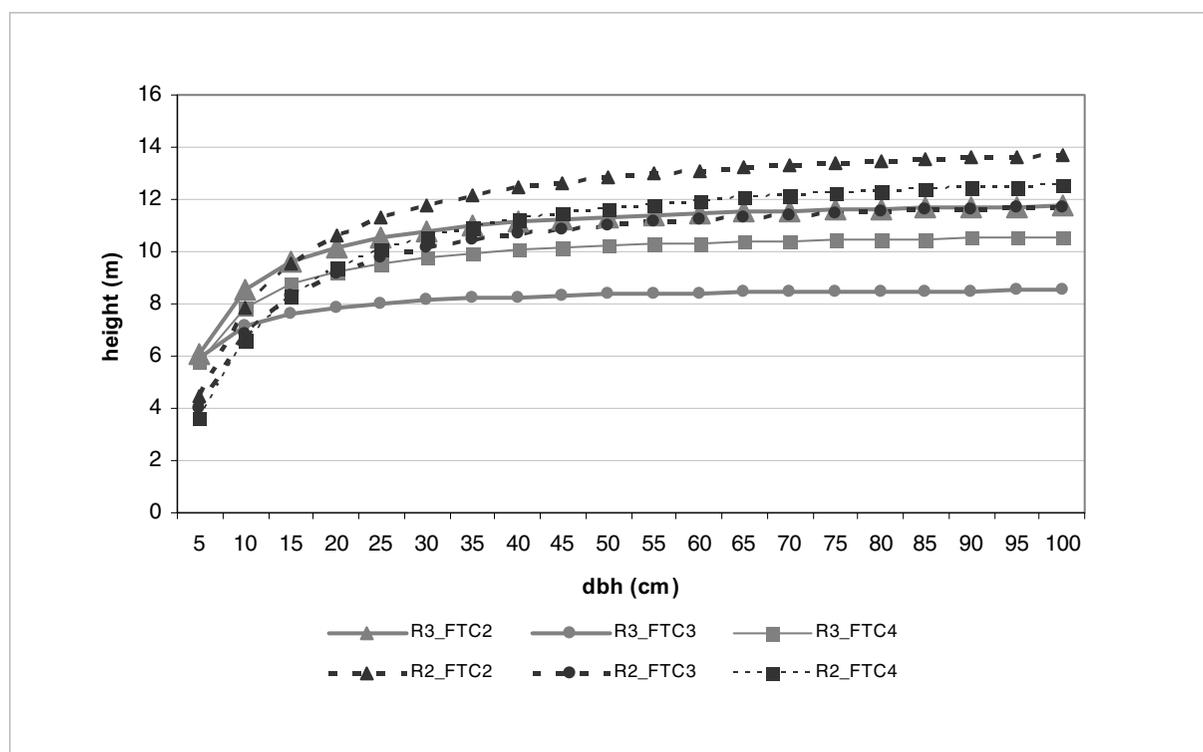
■ **Figura 3**

RMSE by diameter classes in the different regions and group of species.

As a result, comparing the two regions, higher height-diameter curves were obtained in Region 2 than in Region 3 in all the FTC. On the other hand, FTC2 fitted model was the model where higher heights were obtained at the same diameter. In contrast, FTC3 model showed the lowest pattern, instead FTC4 would be composed by higher trees (higher values of diameter and height) but less timber quality in terms of stem form and straightness. Comparing the different FTC models (Figure 4), it was observed that the height-diameter relationship in younger oaks (diameter classes up to 20 cm) increased faster in Region 3 than in Region 2, otherwise up to the end. Site (better soil characteristics), stand (less competition) and climatic characteristics (more precipitation) could be some of the reasons that favour the increase of the oak height in Region 2.

## Discussion

Height-diameter equations have been fitted for pine group species and Pyrenean oak in three different regions in Spain. Many growth and yield models require height and diameter as basic input variables, with all or part of the tree height predicted from measured diameters (Burkhart et al., 1972; Huang et al., 1992; Wykoff et al., 1982). When actual height measurements are not available, height-diameter functions can also be used to predict height growth indirectly and estimate stand development over time.



■ Figura 4

h-d relationship by the different *Quercus pyrenaica* form type classes in the two regions.

The model selected included dominant height and the quadratic mean diameter as independent variables. These variables indicate site productivity and mean stand characteristics. Some studies (Cañadas et al., 1999; López-Sánchez et al., 2003; Schröder and Álvarez, 2001) have pointed out that including stand height (average or dominant height) as an independent variable in generalized height-diameter equations appears to be necessary for acceptable predictions. Including the quadratic mean diameter as an explanatory variable in the model seems to take the density level within the stand into account, since there is a close relationship between this variable and the number of trees per hectare. Some authors have shown also the influence of stand density in the height-diameter relationship like Zeide and Vanderschaaf (2001) or Zhang et al. (1997).

The Lakkis-Jones and the non-linear extra sum of squares tests indicated that the height-diameter model differs among regions. This was expected in the pine stands because of the different stand conditions and forest management carried out in the two regions. Pine stand characteristics were completely different in both regions. First, dominant height, which could indicate the stand development stage, was higher in the Central Mountain Range ( $H_0=19.0$  m) than in “Páramos y Valles” ( $H_0=12.2$  m). Second, total tree height, mean diameter at breast height and quadratic mean diameter were also higher in Region 2 than in Region 1. This last variable and stand density (number of trees per hectare) also informed us about forest management activities carried out in the regions. Although Region 1 stands were younger than those in Region 2 (<60 and >50 years old, respectively), “Páramos y Valles” stand density was almost double that of the Central Mountain Range. On the other hand, forest management in the Central Mountain Range has been oriented to

resin production in *Pinus pinaster* stands and to obtaining quality wood products in *Pinus sylvestris* stands. This means that a thinning regime has been carried out from younger stand stages to reduce stand density for tree size homogenization, to improve stem straightness and promote an appropriate density for tapping in the case of *Pinus pinaster*, and to obtain maximum timber dimensions for sawmill products in the case of *Pinus sylvestris*. However, the aim of pine plantations was soil protection and reforested agricultural lands in “Páramos y Valles”. These plantations are currently managed for wood production. However, the smaller growth of these forests (mainly due to soil characteristics) allowed us to obtain post wood and pulpwood products. The fibre and pulp wood industry prefers species with good technological characteristics, shorter rotations and high economic return. Therefore, thinning is delayed or not considered along rotation in this region, leading to over-dense stands. For these reasons, plus other inappropriate situations (such as the small number of trials and the soil preparation with man-made terraces), economic yield is lower in “Páramos y Valles” than in the Central Mountain Range, causing spatial and temporal rift among forest activities in the stands.

In the case of Pyrenean oak stands, a height-diameter model was also developed in each region. However, this result is not in agreement with other studies such as Adame et al. (2008), who found a validity of a common generalized height-diameter relationship for the six biogeoclimatic strata of Oak stands in the “Castilla y León” region. This could be because their model were fitted to forests characterized by a stand density index over 200, regular diameter distributions, and *Q. pyrenaica* as the dominant species (basal area proportion over 90%) (Adame et al., 2008), according to the stand typology proposed by Roig et al. (2007). Impoverished or stagnated stands and excessively open stands can show different h-d relationships compared to dense stands, whereas age, expressed as dominant height, could be also significant. On the other hand, following this stand typology classification in our data set, in the Cantabrian Mountains, most of the plots belonged to young dense coppices with small diameters (40.6%); in contrast, most belonged to mature forest with two aged stands or double cohort (50.3%) in the Central Mountain Range. This means that stand characteristics are completely different in both regions. This could be from different reasons: (1) at the end of 19th century, many of the biggest Oak trees from the Cantabrian Mountains were cut to build the “La Robla” Railway (railway lines which took coal from two cities in the northern Iberian Peninsula), converting the open and the most mature stands into coppices and younger stands, and (2) the extensive area covered by excessively open stands in the Central Mountain Range, where the historic and current management of “dehesas” (pastureland) allowed more presence of this type of two-layered mature stands.

Demand of specific information by forest managers and planners is one of the reasons for changing the paradigm and moving towards a causal-oriented approach. Regional models could answer different questions about potential productivity or the effects of climate on forest growth. The ability to understand and analyse the effects of silvicultural practices may be supported by these statistical models.

In addition, the Lakkis-Jones and the non-linear extra sum of squares tests indicated that the height-diameter model differs among FTC and among FTC by regions. Spanish National Forest Inventory volume equations, which estimate the volume for a single tree as a function of diameter at breast height and total height, consider the form type class (FTC) in order to make better accurate

estimations of the volume of different species. This is very important in species like *Quercus pyrenaica* where different stem forms could be found in the same plot because of ecological factors, silvicultural treatments, social position in the stand, competition, crown attributes, genetics...etc. Specific h-d relationship to each different FTC in each region adds relevant information about tree and forest structure and allows us to estimate the volume of available timber of different sizes and qualities.

Similar results were obtained with the Schröder and Alvarez and Mirkovich models in the two species, showing that they provide reasonable accuracy. Therefore, these models can be recommended for these types of stands in central and northern Spain. Other models like those of Cañadas et al. (1999) or Gaffrey (1988) are also well fitted to the data. The advantage of models such as Cañadas' would be that they are functions of one single parameter, although the weighting of the data did not improve variance heteroskedasticity. The weighted generalized non-linear least squares method was used to account for the unequal errors variance, obtaining the diameter at breast height elevated by the weight as the best weighting function to remove the heteroskedasticity problem. This result agrees with other research such as Huang et al. (2000) and Castedo et al. (2005).

The usefulness of the height-diameter equations in forest inventories is also generally recognised. Height-diameter equations are needed to obtain total and merchantable tree volumes. Obtaining different models depending on the different region type and depending on the different FTC in the case of *Quercus pyrenaica*, could help us in the precision and estimation of timber volume and products obtained, important information for local lumber companies. Forest managers could predict the height-diameter pattern of a forest stand with the fitted models when no tree heights are measured and use different combinations of stand characteristics in the prediction of a height-diameter curve. The models could be used for predicting tree heights in forest management planning and for optimising the number of height measurements in field surveys.

The pine plantations studied also showed ecology and distribution characteristics important in the current context of climate change. The Iberian Peninsula is the southwestern limit of the distribution of Scots pine and the other two species are the most commonly used in forestation programmes. They are the most widely-spread conifer species in Spain, occupying a great variety of sites. Global change and long-term forest management in some Mediterranean areas require the development of locally-adapted sustainable forest management practices and the simulation of different adaptation scenarios. These new strategies should be supported by ecological knowledge like that provided by this type of studies. On the other hand, the different stand development shown in the Pyrenean oak stands in the two regions allows us to look for new purposes of management and wood uses (biomass, wine barrels) or to establish silvicultural prescriptions depending on the forest conditions in the two regions.

The Mirkovich model resulted in the compromise between biological and statistical aspects, producing the most adequate height-diameter equation. This model can compute predictions directly from any height-diameter pair, when dominant height and mean quadratic diameter in the stand are known, without compromising prediction consistency. The relationship is biologically reasonable, so the models presented are recommended for pine and Pyrenean oak in northern and central Spain.

## Acknowledgements:

This study has been possible through a FORSEE research project financed by the European Union (INTERREG programme) and through the University of Valladolid doctoral grants programme. The authors thank Cinnamon Nolan for her helpful English review.

## References

ASSMANN E., 1970. The principles of Forest Yield Study. Pergamon Press. Oxford, 506 pp.

ADAME P., RÍO M. del, CAÑELLAS I., 2008. A mixed nonlinear height-diameter model for pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). *Forest Ecol Manag* 256, 88-98.

ÁLVAREZ GONZÁLEZ J.G., RUIZ A.D., RODRÍGUEZ R.J., BARRIO M., 2005. Development of ecoregion-based site index models for even-aged stands of *Pinus pinaster* Ait. in Galicia (north-western Spain). *Ann Forest Sci* 62, 115–127.

BAILEY N. T. J., 1979. Introduction to the modelling of venereal disease. *J Math Biol* 8, 301-322.

BRAVO F, ORDÓÑEZ C., LIZARRALDE I., BRAVO-OVIEDO A., GUERRA B., PESO C. DEL, DOMÍNGUEZ M., OSORIO L.F. 2004. Red de parcelas y experimentos del grupo de investigación sobre gestión forestal sostenible de la ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia (Universidad de Valladolid). En: Reunión del grupo de trabajo de Modelización Forestal, Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales nº 18, Palencia, pp 237-243.

BRUIJNE C.H., ANDRIESSEN P.A.M., 2002. Far field effects of Alpine plate tectonism in the Iberian microplate recorded by fault-related denudation in the Spanish Central System. *Tectonophysics* 349, 161– 184.

BURKHART H.E., PARKER R.C., STRUB M.R., ODERWALD M.R., 1972. Yield of old-field loblolly pine plantations. School of Forestry and Wildlife Resources. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Publication FWS, 3-72.

CALAMA R., CAÑADAS N., MONTERO G., 2003. Inter-regional variability in site index models for even-aged stands of stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain. *Ann Forest Sci* 60, 259–269.

CAÑADAS N., GARCÍA C., MONTERO G. 1999. Relación altura-diámetro para *Pinus pinea* L. en el Sistema central. Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes, Santiago de Compostela. Tomo I, pp. 139-153.

CASTEDO F, BARRIO M., PARRESOL B.R., ÁLVAREZ GONZÁLEZ J.G., 2005. A stochastic height–diameter model for maritime pine ecoregions in Galicia (northwestern Spain). *Ann Forest Sci* 62, 455–465.

- COSTA M., MORLA C., SAINZ H., 1996. Los Bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica. Planeta. Madrid, 572 pp.
- CURTIS R.O., 1967. Height-diameter and height-diameter-age equations for second growth douglas-fir. *Forest Sci* 13, 365-375.
- CURTIS R. O., CLENDENEN G. W., DEMARS D. J., 1981 A new stand Simulator for coastal Douglas-fir: DFSIM User's guide. USDA Forest Service General Technical Report PNW-128.
- DGCN, 1996. Segundo Inventario Forestal Nacional completo: 1986-1996. Parques Nacionales. Madrid, 337 pp.
- DGCN, 2006. Tercer Inventario Forestal Nacional completo: 1996-2006. Parques Nacionales. Madrid.
- FANG Z., BAILEY R.L., 1998. Height-diameter models for tropical forests on Hainan Island in Southern China. *Forest Ecol Manag* 110, 315-327.
- GAFFREY D., 1988. Forstamts- und bestandesindividuelles Sortimentierungsprogramm als Mittel zur Planung, Aushaltung und Simulation. Diplomarbeit Forsliche Facultät. Universität Göttingen, Göttingen.
- HIRSCH R.P., 1991. Validation samples. *Biometrics* 47, 1193-1194.
- HUANG S., TITUS S.J., WIENS D.P., 1992. Comparison of nonlinear height-diameter functions for major Alberta tree species. *Can J Forest Res* 22, 1297-1304.
- HUANG S., TITUS S.J., 1994. An age-independent individual tree height prediction model for boreal spruce-aspen stands in Alberta. *Can J Forest Res* 24, 1295-1301.
- HUANG S., PRICE D., TITUS S.J., 2000. Development of ecoregion-based height-diameter models for white spruce in boreal forests. *Forest Ecol Manag* 129, 125-141.
- HUANG S., YANG Y., WANG Y. 2003. A Critical Look at Procedures for Validating Growth and Yield Models. En: *Modelling Forest Systems*, Cabi-Publishing, Wallingford, pp. 271-293.
- HUI G.Y., GADOW K.V., 1993. Zur Entwicklung von Einheitshöhenkurven am Beispiel der Baumart *Cunninghamia lanceolata*. *Allg Forst- u J-Ztg* 164, 144-145.
- JAYARAMAN K., ZAKRZEWSKI W.T., 2001. Practical approaches to calibrating height-diameter relationships for natural sugar maple stands in Ontario. *Forest Ecol Manag* 148, 169-177.
- KENNEL E., 1972. Waldinventur und Holzaufkommensprognose für Bayern. *Allg Forstz* 615-616.
- KHATTREE R., NAIK D.N., 1999. Applied multivariate statistics with SAS software. SAS Institute Inc. Cary. North Carolina. 379 pp.

KRAMER H., 1964. Die Genauigkeit der Massenermittlung nachdem "Reihenverfahren" zu dem gleichlautenden Beitrag von Oberforstmeister von Laer. Forst Holzwirt 140–141.

LANG A., 1938. Bestandeseinheitshöhenkurven der Württembergischen Forsteinrichtungsanstalt. Allg Forst Jagdztg 168–176.

LÓPEZ-SÁNCHEZ C.A., GORGOSO J.J., CASTEDO F., ROJO A., RODRÍGUEZ R., ÁLVAREZ GONZÁLEZ J.G., SÁNCHEZ RODRÍGUEZ F., 2003. A height–diameter model for *Pinus radiata* D. Don in Galicia (North-west Spain). Ann Forest Sci 60, 237–245.

MEYER H.A., 1940. A mathematical expression for height curves. J Forest 38, 415–420.

MIRKOVICH J.L., 1958. Normale visinke krive za chrast kitnak i bukvu v. NRSrbiji. Zagreb. Glasnik sumarskog fakulteta, 13.

MYERS R., 1986. Classical and Modern Regression with Applications. Duxbury Press. Boston, MA, 359 pp.

MONNESS E. N., 1982. Diameter distributions and height curves in even-aged stands of *Pinus sylvestris* L. Medd No Inst Skogforsk 36, 1–43.

NAGEL J., 1991. Einheitshöhenkurvenmodell für Roteiche. Allg Forst Jagdztg 1, 16–18.

NILSON A., 1999. *Pidev metsakorraldus-mis see on. Pidev metsakorraldus*. EPMÜ Metsandusteaduskonna toimetised 32, 4–13.

ORIA DE RUEDA J.A., DÍEZ J., RODRÍGUEZ M., 1996. Guía de las plantas silvestres de Palencia. Cá-lamo. Palencia, 335 pp.

PARDO F., GIL L., 2005. The impact of traditional land use on woodlands: a case study in the Spanish Central System. J Hist Geogr 31, 390–408.

PENG C., 1999. Nonlinear height–diameter models for nine boreal forest tree species in Ontario. Ministry of Natur. Resour. Ontario Forest Res Inst OFRI-Rep. 155.

PENG C., 2001. Developing and validating nonlinear height-diameter models for major tree species of Ontario's boreal forest. North J Appl Forest 18, 87–94.

PENG C., ZHANG L., HUANG S., ZHOU X., PARTON J., WOODS M., 2001. Developing ecoregion-based height-diameter models for jack pine and black spruce in Ontario. Ministry of Natur. Resour. Ontario Forest Res Inst. OFRI-Rep. 159.

PEARL R., REED L.J., 1920. On the rate of growth of the population of the United States since 1790 and its mathematical representation. Proc Natl Acad Sci USA 6, 275–288.

PIENAAR L. V., 1991. PMRC Yield prediction system for slash pine plantations in the atlantic coast flatwoods. PMRC Technical Report, Athens.

PILLSBURY N.H., MCDONALD P.M., SIMON V., 1995. Reliability of tanoak volume equations when applied to different areas. *West J Appl Forest* 10, 72–78.

PRODAN M., 1965. *Holzmesslehre*. J.D. Sauerlanders Verlag. Frankfurt Am. Main, 644 pp.

RATKOWSKY D.A., REEDY T.J., 1986. Choosing near-linear parameters in the fourparameter logistic model for radioligand and related assays. *Biometrics* 42, 575-582.

RICHARDS F.J., 1959. A flexible growth function for empirical use. *J Exp Biol* 10, 290-300.

ROIG S., RÍO M. del, RUÍZ-PEINADO R., CAÑELLAS I. 2007 Tipología dasométrica de los rebollares (*Quercus pyrenaica* Willd.) de la zona centro de la Península Ibérica. En: Los sistemas forrajeros: entre la producción y el paisaje. Actas de la XLVI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, Vitoria, pp. 535-542.

SCARASCIA-MUGNOZZA G., OSWALD H., PIUSSI P., RADOGLU K., 2000. Forest of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecol Manag* 132, 97-109.

SAS INSTITUTE INC, 2009. SAS/STAT<sup>TM</sup> User's Guide, Release 9.1. Cary, N.C. USA.

SCHRÖDER J., ÁLVAREZ GONZÁLEZ J.G., 2001. Developing a generalized diameter-height model for maritime pine in Northwestern Spain. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120, 18–23.

SEBER G. A. F., WILD C. J., 1989. *Nonlinear regression*. J. Wiley. New York, 768 pp.

SHARMA M., ZHANG S.Y., 2004. Height-diameter models using stand characteristics for *Pinus banksiana* and *Picea mariana*. *Scand J Forest Res* 19, 442– 451.

SHVETS V., ZEIDE B., 1996. Investigating parameters of growth equations. *Can J Forest Res* 26, 1980-1990.

SIBBESSEN E., 1981. Some new equations to describe phosphate sorption by soils. *J Soils Sci* 32, 67-74.

SOARES P., TOMÉ M., SKOVGAARD J.P., VANCLAY J.K., 1995. Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. *Forest Ecol Manag* 71, 251–265.

STAGE A. R., 1975 Prediction of height increment for models of forest growth. USDA Forest Service Research Papers INT-164.

TANG S., 1994. Self-adjusted height-diameter curves and one entry volume model. *Forest Research*. 7 (5), 512-518.

TEMESGEN H., GADOW K.v., 2004. Generalized height-diameter models-an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. *Eur J Forest Res* 123, 45–51.

TOMÉ M., SOARES P. 1999. A comparative evaluation of three growth models for eucalypt plantation management in coastal Portugal. En: *Empirical and Process Based Models for Forest Tree and Stand Growth Simulation*, Edition Salamandra, pp. 517–533.

VANCLAY J.K., 1995. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. *Forest Sci* 41 (1), 7-42.

VERTEX DIGITAL HYSOMETER ®. Forestor Vertex (Sweden).

von LAER W., 1964. Die Genauigkeit der Massenermittlung nachdem “Reihenverfahren”. *Forst Holzwirt*, 139–140.

WYKOFF W.R., CROOKSTON N.L., STAGE A.R., 1982. User’s guide to the stand prognosis model. USDA Forest Service General Technical Report INT-133. Ogden. UT.

ZEIDE B., VANDERSCHAAF C., 2001 The effect of density on the height-diameter relationship. En: *Proc. 11th biennial southern silvicultural research conference*, Gen. Tech. Rep. Southern Research Station–XX, Asheville, North Carolina, pp. 453–456.

ZEIDE B., 1992. Analysis of growth equations. *Forest Sci* 39 (3), 594-616.

ZHANG L., 1997. Cross-validation of non-linear growth functions for modelling tree height-diameter relationships. *Ann Bot* 79, 251–257.

ZHANG S., AMATEIS R., BURKHART H.E., 1997. The influence of thinning on tree height and diameter relationships in loblolly pine plantations. *South J Appl Forest* 21, 199–205.

ZHANG L., PENG L., HUANG S., ZHOU X., 2002. Development and evaluation of ecoregion-based tree height-diameter models for jack pine in Ontario. *Forest Chron* 78, 530–538





---

## Carbon in heartwood, sapwood and bark along stem profile in three Mediterranean *Pinus* species

---

**HERRERO, C. TURRIÓN, M.B.; PANDO, V.; BRAVO, F.**

*Sustainable Forest Management Institute University of Valladolid-INIA. ETS Ingenierías Agrarias. University of Valladolid. Avda. Madrid 44, 34071. Palencia, Spain.*

*Enviado a Annals of Forest Science*



## Carbon in heartwood, sapwood and bark along stem profile in three Mediterranean *Pinus* species

### Abstract

Understanding biological processes in forests is necessary to orientate ecosystem management towards potential C sequestration. To achieve this, information is required about changes in forest biomass C pools, including the stem components (bark, sapwood and heartwood).

This study has examined whether there are differences in C concentration in axial and radial directions within stem biomass in *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*.

The results showed that C concentration was higher in heartwood than in sapwood in the three species. *Pinus* spp. sapwood C concentration increased along the stem, while the C concentration in heartwood tissue showed the opposite behavior. In the bark part, *Pinus pinaster* showed a decreasing trend, in contrast to *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*, where higher values were found at the base and top of the stem. Finally, wood bulk density decreased in heartwood, sapwood and bark areas when stem height increased.

The estimation of C content taking into account different anatomical parts and heights is important in considering the significance of the different parts, their potential commercial or ecological use and their average lifetime, and is essential when formulating guidelines for C fixation strategies.

**Key words:** *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, radial and axial Carbon concentration, anatomical parts

### 1. Introduction

Wood production under sustainable forest management strategies has positive environmental effects since forests fix large amounts of carbon dioxide. Stem tree carbon fixation can be calculated easily by using dry biomass equations or biomass expansion factors (BEFs) and multiplying each value by generic C concentration of 50 cg g<sup>-1</sup> according to Kollmann (1959) and the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) recommendations (Penman et al., 2003).

Although this concentration has been assumed and widely promulgated, other reports support that C concentration of wood varies depending on the species, internal tree composition and stem position, growth, site conditions, stand characteristics and management practices (Elias and Potvin, 2003). Previous studies have shown that the concentration could vary from 48% to 54.4% in temperate pines (Matthews, 1993). Lamlon and Savidge (2003) found that the heartwood of different softwood species from North America showed a C concentration between 47.2 and 55.2%.

Differences could be expected because of the radial and vertical variation in wood characteristics. Anatomically, wood is composed of heartwood, sapwood and bark that show different properties and chemical composition. Secondary compounds therefore tend to accumulate in heartwood, while storage products (starch), soluble sugars, amino-acids and mineral elements are removed from senescing sapwood rings (Meerts, 2002).

In the last 20 years, the emergence of dendrochemistry has yielded considerable new data on mineral element concentrations in sapwood and heartwood anatomical parts (Augusto et al., 2008). Studies to ascertain the chemical properties along the stem and in the different parts have also been carried out to attempt to improve yields in pulp industry (Barahona, 2005). However, there is a lack of specific studies on the variation in C concentration within and along the stem. Improved knowledge of C concentration along the stem is basic to adequate quantification of C at tree and stand levels and to reduce uncertainties in biomass C estimation (Zhang et al., 2009).

In this paper, C concentration patterns in heartwood, sapwood and bark were explored along the stem in three different species. Our specific objectives were: (1) to assess variation ranges and mean values of C concentration in heartwood, sapwood and bark, (2) to test whether this concentration was constant along the stem height, (3) to test whether the heartwood/sapwood/bark C concentration varied depending on the species considered.

## **2. Material and methods**

### **2.1 Study area**

The study area is situated in northern Spain. This area represents a homogeneous transitional sector between the mountainous and crop areas, with small mountains and valleys. Altitude ranges from 800 to 1000 m a.s.l. (Fig. 1). The climate is Mediterranean, with a long, cold winter and a warm, dry summer (a mean temperature of 10.7 °C and mean annual rainfall of 630 mm).

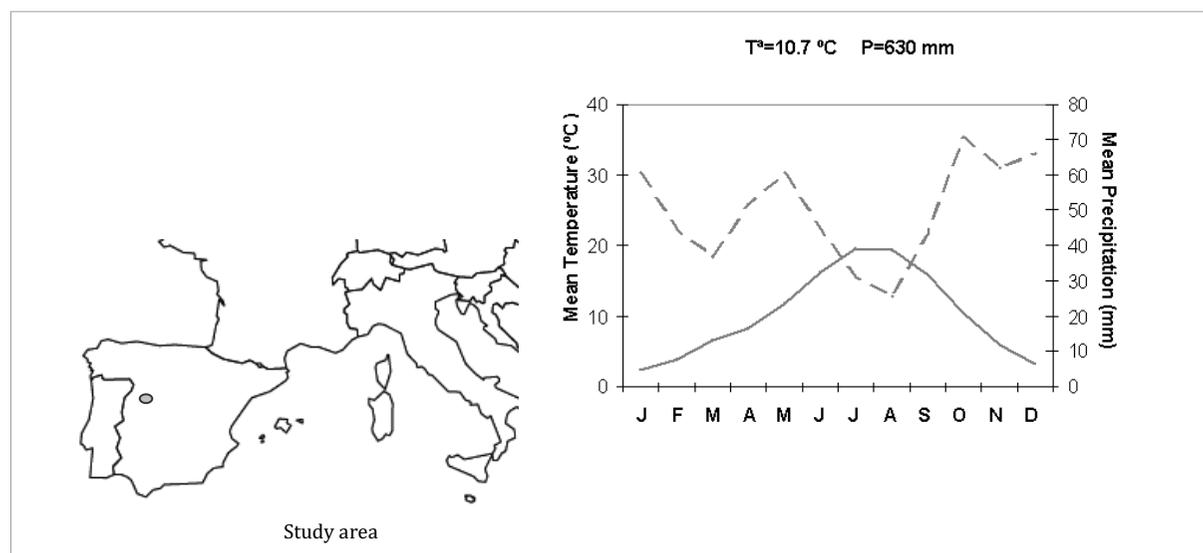


Figure 1

Location and climatic diagram of the study area in Northern Spain.

Note:  $T^a$  is mean annual temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and P is the mean annual amount of precipitation (mm).

The present study is located in *Pinus* spp. plantations established mostly during the 1960's. These are young- and middle-aged plantations (around 30-60 years old) of Black pine (*Pinus nigra*), Maritime pine (*Pinus pinaster*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*). Scattered patches of Heather (*Erica* spp.) and Rock roses (*Cistus* spp.) can be also found. The soils can be classified as Ultisols and Alfisols.

Table 1 | Main plot characteristics.

Plot	X Location	Y Location	d (cm)	QMD (cm)	Ho (m)	N (stem ha <sup>-1</sup> )	BA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Trees sampled
<i>Pinus nigra</i>								
Site 1	369688	4713892	16.3	16.7	11.1	1833	40.0	4
Site 2	346814	4723449	19.3	19.7	7.5	689	21.0	2
Site 3	388565	4728054	19.1	19.5	14.4	1367	40.8	4
<i>Pinus pinaster</i>								
Site 4	384998	4712559	31.9	32.1	15.2	478	38.6	5
Site 5	390702	4704958	18.0	23.7	12.7	667	29.3	3
Site 6	392609	4708014	25.5	26.1	13.1	689	36.7	4
<i>Pinus sylvestris</i>								
Site 7	347970	4728484	24.0	24.3	15.9	733	34.0	4
Site 8	372411	4715563	20.5	20.8	13.2	1100	37.4	4
Site 9	352392	4724462	23.6	24.1	6.5	678	31.0	4

Note: X,Y are the UTM coordinates of the plots; d is the mean dbh (diameter at breast height) of the plot in cm; QMD is the quadratic mean diameter in cm; Ho is the dominant height in m; N is the number of the trees per hectare (trees ha<sup>-1</sup>); BA is the basal area of the stand (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); and Trees sampled are the trees harvested to

## 2.2 Sampling and analytical method procedures

Nine permanent plots were measured, covering different site qualities and densities to represent the whole study area (Tab. 1). They were located in middle-aged stands. In each plot, the diameter at breast height (dbh) and the total height of all trees were recorded.

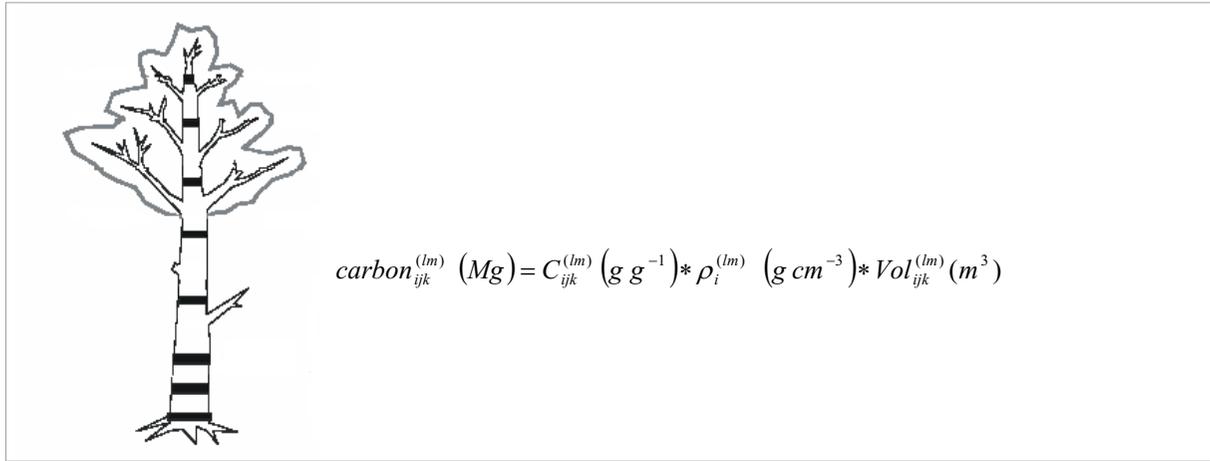
Thirty-four trees were sampled to obtain wood samples. Twelve trees from *Pinus pinaster*, 12 from *Pinus sylvestris* and 10 from *Pinus nigra* were used (Tab. 2).

Trees were felled as close to the ground as possible in autumn 2004. Cross-sectional disks, 5 cm thick, were provided at several points along the stem. Disks were taken from each section, starting at stump height, at a height of 0.3 and 0.8 m, at breast height (1.30 m) and at 1 m intervals along the stem up to the end. To obtain the test material, the disks were divided into heartwood, sapwood and bark parts. The delimitations of the different parts were made by visual observation of the wood cross-section because the heartwood showed a distinctive brown color compared to the lighter-colored sapwood. Samples from the different parts and from heights along the stem were extracted by a jig saw and dried. Each sample of dry wood (50 g approx.) was directly ground into 0.2 mm powder by two types of mills. Larger samples were first ground in an Ultra Centrifugal Mill (10 mm) and then a subsample was ground in a Mixed Mill, with a final fineness of about 5  $\mu\text{m}$ . The C concentration ( $\text{cg g}^{-1}$  of dry matter [ $\text{cg g}^{-1}$  d.m.]) was analyzed using the automated C/N analyzer (CHN-2000 LECO; analytical error: C:  $\pm 0.07\%$ ). A total of 1006 samples were analyzed to determine the C concentration. The number of samples taken from each stem depended directly on the height and the formation of heartwood. So, for example, *Pinus nigra* trees sampled did not present enough heartwood area to get wood samples.

**Table 2** | Mean characteristics of harvested trees.

	n	d (cm)				h (m)				hc (m)				Age (years)			
		mean	std	min	max	mean	std	min	max	mean	std	min	max	mean	std	min	max
Pn	10	19.5	4.5	10.7	24.1	11.3	1.8	7.1	13.7	3.6	1.4	1.8	6.1	34	5	27	39
Pp	12	27.2	5.1	17.1	34.9	12.7	1.6	11.0	16.1	5.1	1.4	3.1	7.1	42	8	29	50
Ps	12	21.0	3.9	13.4	26.5	13.4	2.0	8.6	15.7	6.7	2.3	4.5	11.2	42	6	36	53

Note: Pn is *Pinus nigra*; Pp is *Pinus pinaster*; Ps is *Pinus sylvestris*; d is the diameter at breast height of the harvested tree in cm; h is the total height and hc is the crown insertion height, both in m; and age is the age of the harvested tree in years. Std is the standard deviation; min and max are the minimum and maximum values, respectively.

**Figure 2**

Total carbon estimation by stem.

Note:  $carbon_{ijk}^{(lm)}$  is the total carbon content (in Mg) of the tree **k** of the plot **j** and of the specie **i** of the anatomical part **l** at height **m**,  $C_{ijk}$  is the carbon concentration (in  $g g^{-1}$ ),  $\rho_i^{(lm)}$  is the bulk density (in  $g cm^{-3}$ ) of the specie **i** of the anatomical part **l** at height **m** and  $Vol_{ijk}^{(lm)}$  is the stem volume (in  $m^3$ ) of the tree **k** of the plot **j** and of the specie **i** of the anatomical part **l** at height **m**.

Bulk density ( $g cm^{-3}$ ) was calculated for the different parts, heights and species, as well as the ratio between oven-dry weight and saturated volume. Three different trees by species, whose diameter was close to plot quadratic mean diameter, were chosen to estimate the average wood bulk density by parts and along the stem. Disks obtained, as well as the previous case, were cut into smaller pieces to calculate the dry weight and the saturated volume. Disks were oven-dried at  $75 \pm 2^\circ C$  up to constant weight and saturated volume was obtained using the water displacement method (measured to the nearest 0.001 g; McDonald et al. 1995).

The stem C content by volume unit ( $Mg m^{-3}$ ) was calculated through C concentration and wood bulk density along the stem and the total C mass (Mg) was calculated by multiplying C content by volume unit and by the volume of this section (Fig. 2).

The volume of the section was calculated as the volume that exists between two subsequent samples. In the case of bark components, C concentration was multiplied by the proportion of bark in the cross-section at the different heights. Stem wood volume ( $V$ ,  $m^3 tree^{-1}$ ) and heartwood volume ( $HV$ ,  $m^3 tree^{-1}$ ) were determined using Smalian's method (i.e., each portion considered a cone-trunk) for each intermediate section. Sapwood volume ( $SV$ ,  $m^3 tree^{-1}$ ) and bark volume ( $BV$ ,  $m^3 tree^{-1}$ ) were derived by difference between those and the stem wood volume without bark. The total C mass (Mg) was quantified in the different anatomical parts, heights and species. These variables allowed us to calculate a weighted mean C concentration by species (Bert and Danjon, 2006) to exclude the effect of biomass allocation.

### 2.3 Statistical methods

Descriptive and graphical analyses of the C concentration at different heights and parts from the different species were carried out. A mixed model was fitted to assess the influence of the different factors such as anatomical part (with three levels: Heartwood, Sapwood and Bark) and species (with three levels: *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*) along the stem on the C concentration. The following model was fitted [Eq. 1]:

$$Y_{ijk}^{(lm)} = (\alpha_0 + \alpha_i^{(l)}) + (\beta_{01} + \beta_{i1}^{(l)}) * h_{ijk}^{(lm)} + (\beta_{02} + \beta_{i2}^{(l)}) * (h_{ijk}^{(lm)})^2 + \delta_{ij} + \varepsilon_{ijk}^{(lm)} \text{ [Eq. 1]}$$

where,  $Y_{ijk}^{(lm)}$  = carbon concentration (cg g<sup>-1</sup> d.m.) of tree **k** in plot **j** and of specie **i** of anatomical part **l** at cross sectional disk **m**;  $\alpha_0$  is the general intercept ;  $\alpha_i^{(l)}$  is the effect of anatomical part **l** on the intercept for specie **i**;  $\beta_{01}$  is the general linear effect of height on the carbon concentration;  $\beta_{i1}^{(l)}$  is the effect of anatomical part **l** on the general linear coefficient of the height for specie **i**;  $h_{ijk}^{(lm)}$  is the height (cm) to a simple power of tree **k** in plot **j** and of specie **i** of anatomical part **l** where the sample is extracted;  $\beta_{02}$  is the general quadratic effect of height on the carbon concentration;  $\beta_{i2}^{(l)}$  is the effect of anatomical part **l** on the general quadratic coefficient of the height for specie **i**;  $(h_{ijk}^{(lm)})^2$  is the height to the square of tree **k** in plot **j** and of specie **i** of anatomical part **l** where the sample is extracted;  $\delta_{ij}$  is the random effect of plot **j** of species **i** (j=1,2,3) where  $\delta_{ij} \rightarrow N(0, \sigma_{\delta}^2)$ ; and  $\varepsilon_{ijk}^{(lm)}$  is the random error of part **l** at cross sectional disk **m** in tree **k** in plot **j** and in species **i**, where  $\varepsilon_{ijk}^{(lm)} \rightarrow N_{\Sigma_1}(0, \Sigma)$ .  $\Sigma$  is an un@AR(1) variance-covariance matrix (unstructured for anatomical parts and first-order autoregressive parameter for heights). With this variance structure we consider the next three assumptions:

1. For every fixed height we suppose that the variance-covariance matrix between anatomical parts is a general symmetrical 3x3 matrix,  $A = \begin{pmatrix} \sigma_1^2 & \sigma_{12} & \sigma_{13} \\ \sigma_{12} & \sigma_2^2 & \sigma_{23} \\ \sigma_{13} & \sigma_{23} & \sigma_3^2 \end{pmatrix}$ , with six variance parameters.
2. For every anatomical part **l**, we suppose that the variance-covariance matrix between heights is a first-order autoregressive 17x17 matrix with the variance  $\sigma_l^2$  for this part in the first diagonal,  $\rho\sigma_l^2$  in the second diagonal,  $\rho^2\sigma_l^2$  in the third diagonal and so on to  $\rho^{16}\sigma_l^2$  in the last diagonal. Therefore, we have a new variance parameter: the correlation coefficient  $\rho$  between consecutive heights.

3. The observations of different anatomical parts at different heights are independent. To estimate the eight variance parameters we use restricted maximum likelihood method (REML).

The adequacy of the model was analyzed by the simultaneous test of the equation parameters between actual and predicted values [Eq. 2]. This test was used to ascertain if the model was biased or not. The simultaneous F-test of  $c_{10}=0$  and  $c_{11}=1$  was a good, intuitive and reasonable test. Presumably, the intuition underlying this test was that if the model was a good one, the regression between *actual* and *predicted* should be a 45° line and demonstrate that the model was unbiased (Huang et al., 2003).

$$actual = c_{10} + c_{11}predicted \quad [Eq. 2]$$

where *actual* was the value of C concentration and *predicted* was the value obtained by using the model, while  $c_{10}$  and  $c_{11}$  were the parameters to be adjusted. Finally, the efficiency of the model was tested by the calculation of the pseudo-determination coefficient (pseudo  $R^2$ ) of the regression between actual and predicted.

Least square means (lsmeans) of the different parts and species were analyzed at  $p < 0.05$  at different heights. Differences among parts in the different species and differences among species in the different parts were analyzed at height equal to 1.30 m. This height was chosen because it would be a reference point in forest inventories. However, the tendency of C concentration along the stem was also analyzed by individual contrasts of the coefficients. This analysis allowed us to know species and anatomical part patterns. The model was fitted with PROC MIXED of SAS software (SAS Institute Inc., 2010). The analysis of the R-Student residuals was also carried out by plots. PROC UNIVARIATE (SAS Institute Inc., 2010) was used to check the normality, independence and homocedasticity of the R-Student residuals.

### 3. Results

The carbon concentration in the heartwood part ranged from 44.0 to 58.9  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. in *Pinus pinaster*. It was similar to *Pinus sylvestris* (from 44.2 to 59.7  $\text{cg g}^{-1}$  d.m.). In the sapwood part, while the maximum values obtained were similar (around 48  $\text{cg g}^{-1}$  d.m.), the minimal values were smaller than 43  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. in *Pinus pinaster*, than 41 in *Pinus nigra* and smaller than 40  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. in *Pinus sylvestris*. The carbon concentration in the bark part varied greatly between the different species. In the case of *Pinus nigra*, values ranged from 41.5  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. to 54.6  $\text{cg g}^{-1}$  d.m., from 46.6  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. to 51.6  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. in *Pinus pinaster* and from 41.8  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. to 59.8  $\text{cg g}^{-1}$  d.m. in *Pinus sylvestris*.

The mixed model showed that the height at simple and square powers, the double interaction between species and anatomical parts and the third interaction among species, anatomical parts and heights were highly significant at  $\alpha < 0.05$  (Tab. 3). The C concentration at each height thus depended on the species and the anatomical part considered.

**Table 3** | Type 3 tests for fixed effects in the mixed model of carbon concentration.

Effect	NumDF	DenDF	F-Value	Pr > F
Height	1	968	17.88	<.0001
Height <sup>2</sup>	1	968	6.37	0.0118
Species x Anatomical part	7	968	29.96	<.0001
Height x Species x Anatomical part	7	968	6.08	<.0001
Height <sup>2</sup> x Species x Anatomical part	7	968	3.34	0.0016

Note: NumDF and DenDF are the numerator and denominator degrees of freedom, respectively. F-Value is the value of the F-statistic and Pr>F is the p-value associated with the previous F-statistic.

The regression line between actual and predicted values, which analyzed the adequacy of the model, showed that the independent term is not significantly different from zero and the slope is not significantly different from one. The simultaneous test of the parameters of the equation between real and predicted values (Pr> F=0.7326) indicated that the joint models showed no lack of fit in carbon model. The pseudo R<sup>2</sup> statistics of the regression between actual and predicted values (pseudo R<sup>2</sup>=0.4891) showed a good performance of the fit.

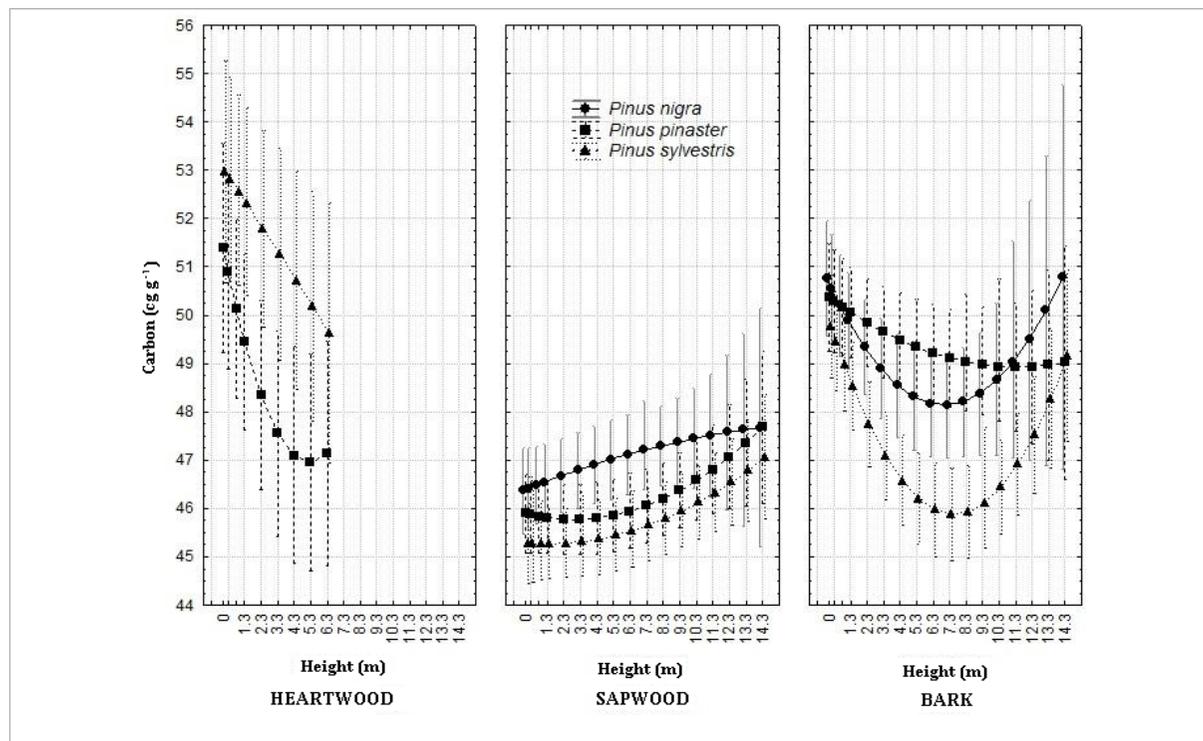
Significant differences between species have been found (Tab. 4) in the C concentration of the different anatomical parts at height=1.3 m. While in *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*, significant differences were found in C concentration in heartwood, sapwood and bark tissues, in *Pinus pinaster* heartwood and bark did not show this characteristic. In comparison with the heartwood component, the carbon concentration of the bark was higher in *Pinus pinaster* and lower in *Pinus sylvestris*.

**Table 4** | Ls means of Carbon concentration, standard error and the lower (Lci) and upper (Uci) confidence interval limits, in  $\text{cg g}^{-1}$  dry matter, for the different species and anatomical parts at 1.30 m height.

Species	Anatomical part	n	Mean carbon concentration ( $\text{cg g}^{-1}$ d.m.)	Standard error	Lc <sub>i</sub>	Uc <sub>i</sub>
<i>Pinus nigra</i>						
	Sapwood	112	46.5 a A	0.4	45.8	47.3
	Bark	106	49.9 b A	0.5	48.9	50.9
<i>Pinus pinaster</i>						
	Heartwood	87	49.5 b A	0.9	47.6	51.3
	Sapwood	156	45.8 a AB	0.4	45.1	46.5
	Bark	137	50.1 b A	0.5	49.1	51.0
<i>Pinus sylvestris</i>						
	Heartwood	76	52.3 c B	1.0	50.4	54.2
	Sapwood	166	45.3 a B	0.4	44.5	46.0
	Bark	166	48.5 b B	0.5	47.6	49.4

Note: For each species, means of anatomical parts without any common lower-case letters are different at the 0.05 level of significance. For each anatomical part, means of species without any common upper-case letters are different at the 0.05 level of significance. d.m.: dry matter.

Table 4 also presents the significant differences between anatomical parts in the different species at a height of 1.30m. In the heartwood part, the C concentration was different in the two species considered (*Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*). On the other hand, in the sapwood part, the C concentration obtained in *Pinus nigra* was different from *Pinus sylvestris*, but both of them were similar to the C concentration of *Pinus pinaster*. Finally, in the bark part, *Pinus sylvestris* was different with respect to the other two *Pinus* species, but there were no significant differences between *Pinus nigra* and *Pinus pinaster*.



**Figure 3**

Carbon content (cg g<sup>-1</sup> d.m.) along stem height (h (m)) in the different species and anatomical parts and their confidence interval limits.

**Table 5 |** Linear components of the heartwood, sapwood and bark mixed models for the different *Pinus* species.

		$\alpha_0$	se	$\beta_1$	se	$\beta_2$	se
<i>Pinus nigra</i>	sapwood	464	0.4548	0.1379	0.1546	-0.00328	0.01461
	bark	508	0.6137	-0.7358	0.2413	0.05157	0.02336
<i>Pinus pinaster</i>	heartwood	514	11.065	-16.999	0.6082	0.1630	0.07520
	sapwood	459	0.4163	-0.08462	0.1215	0.01464	0.01030
<i>Pinus pinaster</i>	bark	504	0.5642	-0.2536	0.1876	0.01115	0.01591
	heartwood	530	11.708	-0.5075	0.6719	-0.00353	0.09193
<i>Pinus sylvestris</i>	sapwood	453	0.4160	-0.02049	0.1149	0.01011	0.008960
	bark	498	0.5449	-10.436	0.1702	0.07004	0.01325

Note:  $\alpha_0$ ,  $\beta_1$  and  $\beta_2$  are the parameters of the models for the different species and anatomical parts; se is their standard error.

Carbon concentration C (cg g<sup>-1</sup> d.m.) against height h (m) showed different patterns in the three species considered in the three anatomical parts studied (Fig. 3, Table 5). In heartwood, the C concentration decreased with increased stem height in the two species (*Pinus pinaster* and

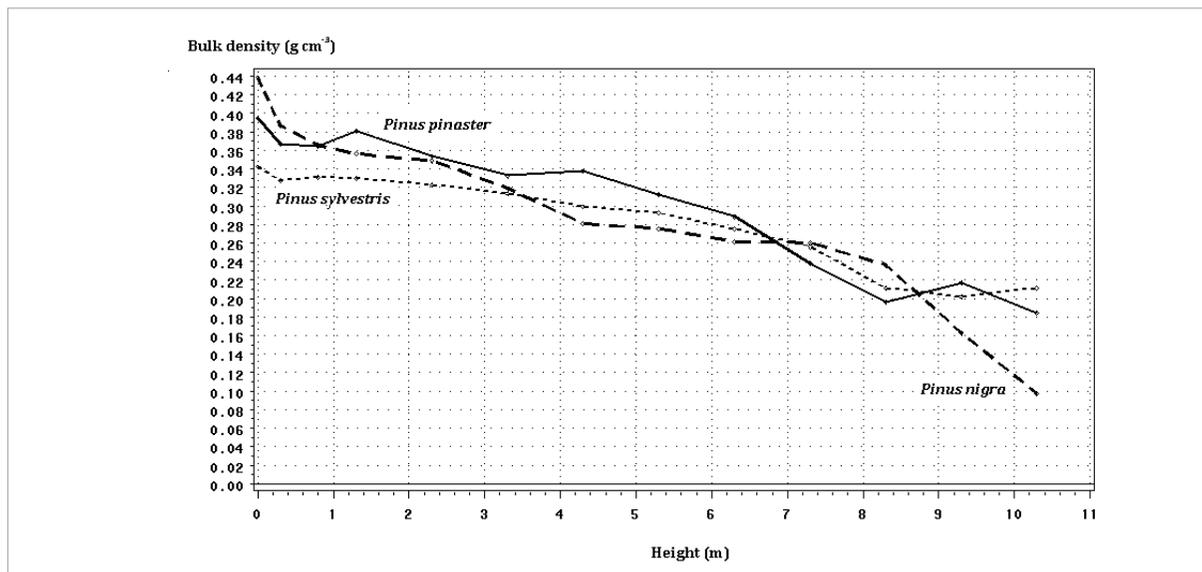
*Pinus sylvestris*). On the other hand, the C concentration in the sapwood part increased along the stem, although in *Pinus pinaster* a slightly decrease was found near the base of the stem. Finally, the C concentration estimated in the bark part depended on the species considered. While a decreasing trend was found in *Pinus pinaster*, the values were higher at the base and top of the stem and at their lowest in the middle in *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*.

Comparing species, in *Pinus nigra*, there were significant differences between sapwood and bark parts at a height of less than 4.3 m. In *Pinus pinaster*, sapwood was different from heartwood and bark parts up to 2.3 and 11.3 m, respectively, while there were no significant differences between bark and heartwood parts along the stem. Finally, in *Pinus sylvestris*, there were significant differences among the three parts up to a height of 4.3 m, the heartwood part being completely different along the stem with respect the other two parts.

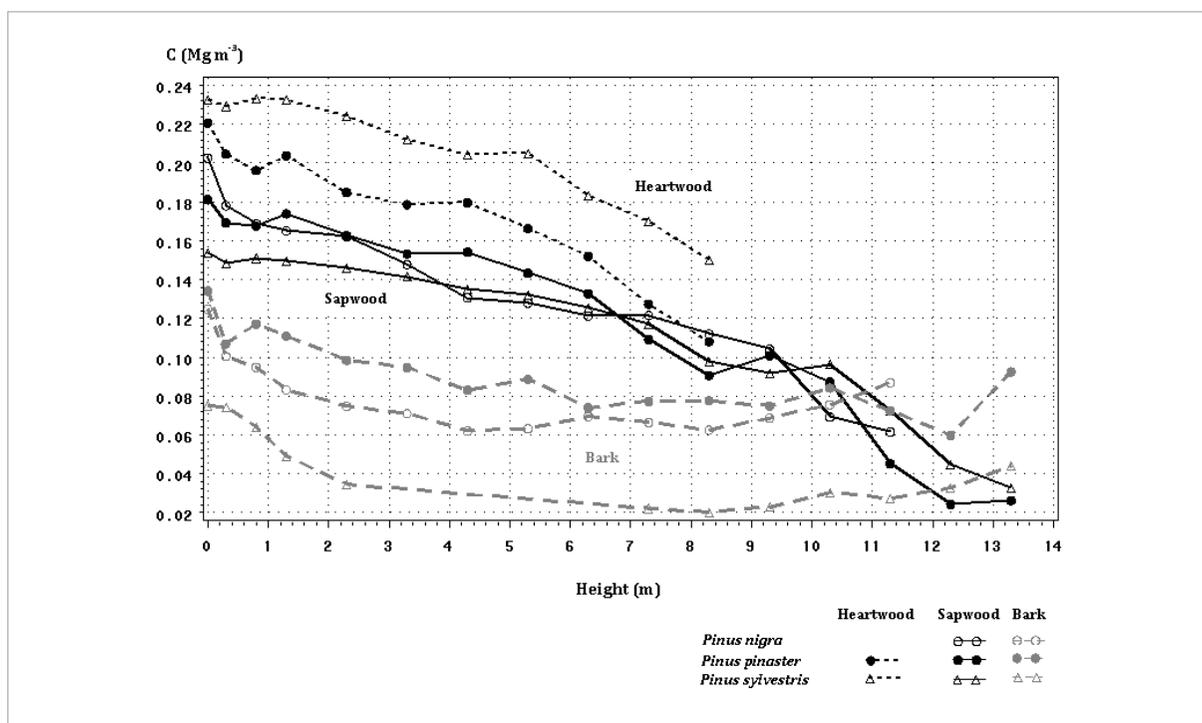
To provide an average C concentration for the species studied considering the different anatomical parts and the variation along the stem, a weighted mean C concentration was calculated for each species. This concentration was  $46.4 \pm 1.7$  (*Pinus nigra*),  $46.8 \pm 1.6$  (*Pinus pinaster*) and  $45.9 \pm 1.5$  (*Pinus sylvestris*).

On the other hand, the mean sapwood wood bulk density decreased when stem height increased, in all three species considered (Fig. 4). At stump level, the bulk density had the maximum values (above  $0.4 \text{ g cm}^{-3}$  in *Pinus nigra* and *Pinus pinaster*). At 1.3 m, values were close to  $0.35 \text{ g cm}^{-3}$  in the three species. However, at heights more than 4 m, the bulk density fell to below  $0.3 \text{ g cm}^{-3}$  because of the saturated volume.

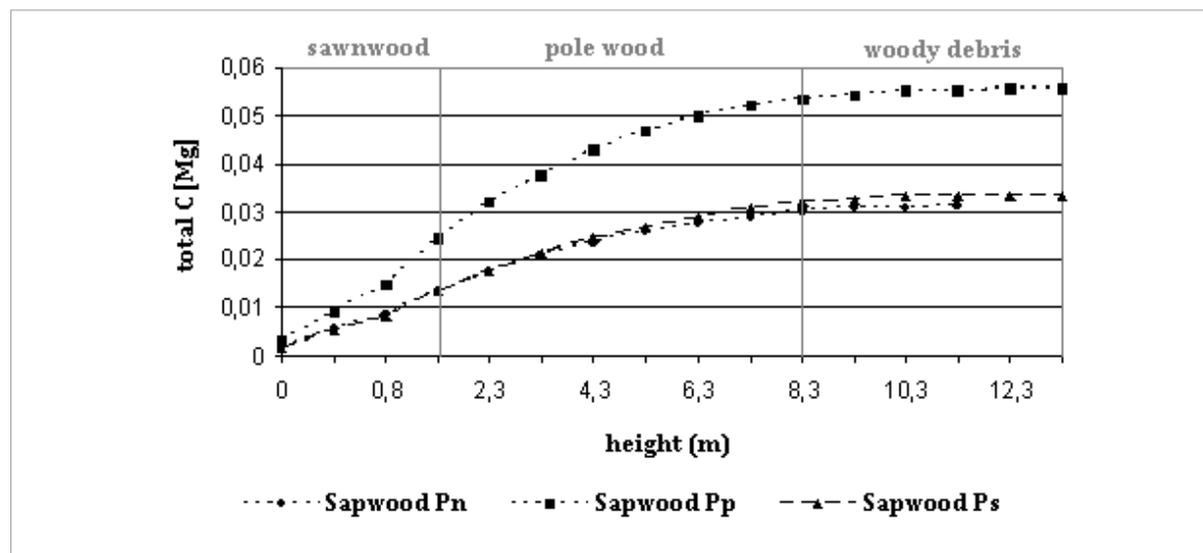
The C content by volume unit ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) by species and parts are shown in Figure 5. Sapwood values obtained in the three species of *Pinus* were very similar. In the bark part, the trend found in *Pinus sylvestris* was the smallest, while in the heartwood part it was the highest.



**Figure 4**  
Sapwood bulk density along the stem height by species.



**Figure 5**  
Carbon content by volume unit ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) by anatomical parts in the species studied.



**Figure 6**

Accumulated total carbon (Mg) along the stem by *Pinus* species.

Note: Pn: *Pinus nigra*; Pp: *Pinus pinaster*; Ps: *Pinus sylvestris*.

Figure 6 shows the total C amount (Mg) accumulated along the stem in the different species. While *Pinus pinaster* was the species that accumulated more C along the stem, a similar trend was found in *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra*. The largest differences between species were found at heights above 1.3 m.

#### 4. Discussion

Our study focused on the different C concentrations in the different anatomical parts along the stem in three *Pinus* species. The differences in C concentration found in heartwood, sapwood and bark could be due to the differences in physical and chemical properties in these tissues. The physical differences were due to the lack of physiological activity in heartwood and by the structural and chemical changes that occur during the formation of heartwood. Heartwood is a biologically dead anatomical part, without biologically alive cells (Climent et al., 1998). During heartwood formation, cells change their dimensions and functions, chemical transformations occur by development of tyloses in the vessels of many species (Hillis, 1987) and the biosynthesis of non-structural compounds leads to an important accumulation of extractives. Differences among tissues have been found by previous researchers (Augusto et al., 2008; Bert and Danjon, 2006; Fukatsu et al., 2008) and higher concentrations of extractives (resins, tannins, etc.) in heartwood than in sapwood have been shown by previous researchers (Campbell et al., 1990; Climent et al., 1998; Bergstrom, 2003; Fukatsu et al., 2008). In contrast, higher levels of extractives, lignin and tannins in bark in comparison to the other anatomical parts were found

by Bert and Danjon (2006) in 50-year-old plantations of *Pinus pinaster* in France. This difference could be due to phenolic constituents, with a C composition that could range from 40 to 88%, although most C concentrations are higher than 60%. All these components increase the C concentration in heartwood and bark areas.

Our results also show that C concentration depends on the species studied. Among pine species, *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris* also show a higher C concentration in heartwood than in the sapwood part at a height of 1.30 m (Tab. 3). This may also be due to the presence of resinous components. Other studies have shown similar results (Elias and Potvin, 2003; Lamloom and Savidge, 2003; Tamura et al., 2006). For example, in *Pinus canariensis*, Climent et al. (1998) found that resinification starts in latewood tracheids, observed at the heartwood boundary, especially in those sections where heartwood formation is at an early stage. However, a limitation of our study was its strong dependence on the trees available for study in obtaining the results found for heartwood C presence; heartwood formation had just started in *Pinus sylvestris* and *Pinus pinaster*, in contrast to *Pinus nigra*. The most common age at which transformation from heartwood to sapwood occurs is reported to be 14 to 18 years (Hillis, 1987). However, it could be 60 to 100 years in beech (*Fagus sylvatica*) or European ash (*Fraxinus excelsior*), as reported by Dadswell and Hillis (1962). In addition, the sapwood/heartwood ratio varies with many factors, including species, age, climate, growth rate, foliage area, site quality and tree vitality, and has been the subject of several reviews (Yang and Hazenberg, 1991). The pine plantations we studied were from 30 to 60 years old. By increasing the sample size with older trees, our findings could be improved.

Differences in heartwood, sapwood and bark C concentration were found along the stem with different patterns. Vertical variations were found in previous works (Bert and Danjon, 2006; Campbell et al., 1990). Our bark variations agree with those obtained in *Pinus pinaster* by Bert and Danjon (2006). Our results show that sapwood tends to increase and heartwood tends to decrease. The results for the heartwood could be due to the fact that older cross-sections had larger heartwood areas and greater C concentrations than younger sections, perhaps due to the higher amount of extractives and lignin accumulated in older parts. This pattern was found by Campbell et al. (1990) in *Pinus contorta*. However, in sapwood tissue, C concentration increased when stem height increased. Younger parts of sapwood tissue showed more C than older parts. Higher concentrations of nutrients have been found in younger trees than in mature trees (Augusto et al., 2008). This could be due to the greater cell activity near the crown. Finally, the triple interaction showed significant differences among species and anatomical parts along the stem.

The different composition of the anatomical parts and the specific concentrations of lignin, resins and extractives could affect structural differences at different heights. The vertical gradients in C concentration could result from variations of these factors according to stem height. Previous studies like Barahona (2005) showed significant differences in cellulose content

at different heights, without a unique trend. However, more similar patterns were found by Bert and Danjon (2006) than are found in this study.

Although prior studies suggest that wood bulk density is higher when stem height increases (Barahona, 2005), our findings showed a substantial variation in the species studied with lower wood bulk density in the top of the stem. Higher values were found in heartwood bulk density than in sapwood bulk density. This is similar to Nogueira et al. (2008). Previous research points out that heartwood is reputed to be heavier, stronger, more highly figured and more resistant to decay than sapwood. Because of wood bulk density values, C content by volume unit was also higher in heartwood than in sapwood in our study. Consequently, at the same relative height, for each cubic meter, the C content in sapwood was lower than in heartwood. This agrees with other reports indicating that species with higher bulk density values, although they have lower C content per unit mass, will nevertheless contain the greater quantify of C per unit volume (Lamloom and Savidge, 2003). However, wood demands and C fixation must be balanced in the different forest composition, because the heartwood of some species is of value for the wood industry (like *Pinus canariensis*) or the winery industry (*Quercus* spp.). However, in other industries, heartwood is not so desirable because resins and other components hinder the sawmill work. In our case, sapwood in pine stands could be promoted for different uses, even for biomass energy. Higher proportions of heartwood could be more difficult to obtain because in Mediterranean forest management, stand density is tending to be lower because of the cost of non-commercial thinning; heartwood formation could consequently start later in the rotation. Moreover, in the actual context of climate change, scenarios suggest that forests will become more open woodlands, perhaps leading to a decrease in heartwood amount. In this sense, forest management by means of silviculture, together with the final uses of wood products, determine the C fixation in tree biomass.

When harvest operations are carried out in the forest ecosystem, part of the tree remains on the stand and part is removed for timber production. Depending on the final uses of timber wood products (sawnwood, pole woods, pulp, etc.), different amounts of C will be removed. As can be seen in Figure 6, the *Pinus* plantations studied presented the optimal dimensions for sawnwood products up to height of 1.3 m. The amount of C accumulated up to this height would therefore be removed from the ecosystem upon conversion to sawnwood products, whose lifetime is estimated to be between 10 to 100 years, depending on the quality. From heights between 1.3 and 8.3 m, wood storage could be transformed into pole woods. This means that this part of the stem would be entirely extracted from the ecosystem and it would be fixed in wood products for more than 50 years. Finally, the *Pinus* plantations studied did not have timber products with enough size up to 8.3 m of height; consequently, this part of the stem would be left in the ecosystem.

Forest growth models or inventory data can be combined with tree biomass functions and carbon concentration data to estimate carbon stocks in tree biomass. Some authors consider that the use of 50.0 cg g<sup>-1</sup> d.m. could introduce very large over- or underestimates of C biomass

into the calculation (Bert and Danjon, 2006; Janssens et al., 1999), indicating the need to sample tree components in each stand for carbon, mineral or mass studies. In our study, the weighted C obtained is similar in the three *Pinus* species, and smaller than 50  $\text{cg g}^{-1}$ , the generic C concentration widely promulgated. These values are similar that those obtained by Janssens et al. (1999) in *Pinus sylvestris* (48.9%), but smaller than those obtained by Bert and Danjon (2006) in *Pinus pinaster* or by Zhang et al. (2009) in *Pinus koraiensis*. The IPCC suggests using species-specific C-concentration values when they are available. In this respect, our results are relevant because they provide detailed data for three species extensively used in reforestation projects.

Operational forestry needs accurate C estimation to establish sustainable forest management alternatives that increase forest carbon sink. This study expands the knowledge on C in biomass by considering different values at different heights and anatomical parts, instead of taking a single value as is the current practice.

Further investigations would improve these results in other species or in other stands to test the effect of different components or variables such as age, site or increment rate, under the influence of silviculture and climate global change.

## Acknowledgements

We express our gratitude to Francisco Lafuente for providing help with data support, methods and interpretation of the results. This study has been made possible through research under the FORSEE project - INTERREG III B program financed by the European Union and through the University of Valladolid grant program.

## References

Augusto L., Meredieu C., Bert D., Trichet P., Porté A., Bosc A., Lagane F., Loustau D., Pellerin S., Danjon F., Ranger J., Gelpe J., 2008. Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. *Ann. For. Sci.* 65: 808-822.

Barahona G.L., 2005. Variación de la composición química en albura, duramen y altura de madera pulpable de *Eucalyptus globulus* proveniente de monte alto y monte bajo. M. Sc. thesis, Departamento de la Ingeniería de la Madera, Austral University of Chile, Valdivia, Chile, 87 p.

Bergstrom B., 2003. Chemical and structural changes during heartwood formation in *Pinus sylvestris*. *Forestry* 76: 45-53.

Bert D., Danjon F., 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). *Forest Ecol. Manag.* 222: 279-295.

Campbell A.G., Kim W.J., Koch P., 1990. Chemical variation in lodgepole pine with sapwood/heartwood, stem height, and variety. *Wood Fiber Sci.* 22: 22-30.

Climent J.A., Gil L., Pardos J.A., 1998. Xylem anatomical traits related to resinous heartwood formation in *Pinus canariensis* Sm. *Trees.* 12: 139-145.

Dadswell H.E., Hillins W.E., 1962. Wood. In: Hillis W.E. (Ed.), *Wood extractives and their significance to pulp and paper industries*, Academic Press, New York, pp. 3-55.

Elias M., Potvin C., 2003. Assessing inter- and intra-specific variation in trunk carbon concentration for 32 neotropical tree species. *Can. J. Forest Res.* 33: 1039-1045.

Fukatsu E., Fukuda Y., Takahashi M., Nakada R., 2008. Clonal variation of carbon content in wood of *Larix kaempferi* (*Japanese larch*). *J. Wood Sci.* 54: 247-251.

Ibañez J.J., 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, Valladolid, Spain, pp. 67-79.

Hillis W.E., 1987. Heartwood and tree exudates. Springer,Verlag, Berlin, Germany. 268 p.

Huang S., Yang Y., Wang Y., 2003. A critical look at procedures for validating growth and yield models. In: Amaro A., Reed D., Soares P. (Eds.), Modelling Forest Systems. Cabi-Publishing, Wallingford, U.K, pp. 271-293.

Janssens I.A, Sampson D.A., Cermak J., Meiresonne L., Riguzzi F., Overloop S., Ceulema R., 1999. Above and belowground phytomass and carbon storage in a Belgian Scots pine stand. Ann. For. Sci. 56: 81–90.

Kollmann F., 1959. Tecnología de la madera y sus aplicaciones. IFIE, Madrid. 675 p.

Lamlom S.H., Savidge R.A., 2003. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 north American species. Biomass Bioenerg. 25: 381–388.

Matthews R.W., 1993. The carbon content of trees. For. Comm. Tech. Paper 4, 21 p.

McDonald S.S, Williamson G.B., Wiemann M.C., 1995. Wood specific gravity and anatomy in *Heliocarpus appendiculatus* (Tiliaceae). Am. J. Bot. 82: 855–861.

Meerts P., 2002. Mineral nutrient concentrations in sapwood and heartwood: a literature review. Ann. For. Sci. 59: 713–722.

Montero G., Ruiz-Peinado R., Muñoz M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO<sub>2</sub> por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid, Spain. 270 p.

Nogueira E.M., Fearnside P.M., Nelson B.W., 2008. Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. Forest Ecol. Manag. 256: 990–996.

Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F., 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. IPCC/IGES, Hayama, Japan. Available at: [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf\\_contents](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_contents).

Sas Institute Inc. 2010 SAS/STAT<sup>TM</sup> User's Guide, Release 9.1. Cary, N.C., USA

Tamura A., Kurinobu S., Fukatsu E., Iizuka K., 2006. An investigation on the allocation of selection weight on growth and wood basic density to maximize carbon storage in the stem of Sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) (in Japanese). J. Jpn. Forest Soc. 88: 15–20.

Yang K.C., Hazenberg G., 1991. Sapwood and heartwood width relationship to tree age in *Pinus banksiana*. Can. J. Forest Res. 21: 521–525.

Zhang Q., Wang C., Wang X., Quan X., 2009. Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. Forest Ecol. Manag. 258: 722–727.





---

## Determinación de la diversidad específica y del contenido de carbono en el matorral de pinares y robledales del norte de España

---

**HERRERO, C., BRAVO, F.**

*Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible. Escuela Técnica  
Superior de Ingenierías Agrarias. Palencia. Universidad de Valladolid*

*Presentado en el V Congreso Forestal Español*



## Determinación de la diversidad específica y del contenido de carbono en el matorral de pinares y robledales del norte de España

### Resumen

Se ha determinado el contenido de carbono en el matorral en la comarca natural de “Páramos y Valles”, en el Norte de Palencia. Para ello, se han establecido 12 transectos lineales de 25 m de largo por 1 m de ancho, 9 en pinares de repoblación y 3 en robledales naturales, donde se ha medido la altura y la cobertura de las distintas especies de sotobosque. El índice de Shannon ha informado sobre la biodiversidad existente en cada masa forestal. Muestras de cada una de las especies inventariadas han sido analizadas para cuantificar su contenido de carbono.

En la gestión forestal de los ecosistemas forestales, la información sobre la composición de la diversidad biológica, atendiendo a sus densidades y distribución así como a su capacidad de acumulación de dióxido de carbono, es un aspecto de vital importancia en el momento de cambio climático actual.

**Palabras clave:** sotobosque, fijación de CO<sub>2</sub>, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Quercus pyrenaica*.

### 1. Introducción

El estrato arbustivo y de matorral desempeña un papel fundamental en la dinámica de los ecosistemas forestales mediterráneos (DI CASTRI et al., 1981; NAVARRO y BLANCO, 2006). Diversas funciones como favorecer el mantenimiento de la biodiversidad, reducir el riesgo de erosión, regular la disponibilidad hídrica, proteger el hábitat de comunidades faunísticas o participar en etapas de la sucesión de la vegetación arbórea, hacen que el conocimiento de la dinámica, funcionamiento y composición del sotobosque y del matorral sea considerado clave para desarrollar prescripciones técnicas y selvícolas de gestión de nuestros bosques.

La diversidad específica y su relación con la gestión forestal ha sido estudiada por numerosos autores en el ámbito mediterráneo (NÚÑEZ et al., 2003; MONTÈS et al., 2008). Dentro del concepto de diversidad debemos considerar dos factores: la riqueza (o número de especies) y la uniformidad (o equitabilidad, término que analiza en qué medida las especies son abundantes por igual). Una alta uniformidad indica que las especies son iguales o virtualmente iguales en abundancia y por tanto, se equipara con una elevada diversidad (MAGURRAN, 1989). Otros aspectos de las comunidades de matorral también han sido ampliamente abordados como la ecofisiología, estrategias reproductivas y productividad de distintas especies (SHMIDA & WHITTAKER, 1981; TÁRREGA et al., 1995; MADRIGAL et al., 2008), la sucesión post-fuego (CALVO et al., 1998; NUÑEZ et al., 2003), el efecto de la competencia (JÄDERLUND et al., 1996; BRAVO et al., 2001; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ y

BRAVO, 2001) o el efecto facilitador del mismo en la supervivencia del regenerado (SHUMWAY, 2000).

Como en otras formaciones vegetales, el estudio de la biomasa o la fitomasa es una variable fundamental en la investigación de la dinámica de los ecosistemas, en el nivel de biodiversidad que sustenta, en el papel que realiza en el ciclo de carbono y en su sostenibilidad en un contexto de cambio climático (NABUURS & MOHREN, 1995; WARING & RUNNING, 1996). La estimación de la biomasa en los ecosistemas puede ser realizada por métodos directos (destructivos o extractivos) o métodos indirectos (mediante análisis dimensional) (ETIENNE, 1989). El primer método está basado en la recogida y secado de todas las plantas pertenecientes a la unidad de muestreo, mientras que los métodos indirectos consisten en medir diferentes variables morfológicas e introducirlas en modelos matemáticos para determinar directamente la biomasa total. La mayor exactitud de los primeros contrasta con un menor coste en los segundos (URESK et al., 1977). Diversas ecuaciones de fitomasa han sido ajustadas para distintas comunidades de matorral y sotobosque (URESK et al., 1977, ROBLES & PASSERA, 1995; PORTÉ et al., 1997; NAVARRO y BLANCO, 2006). Estas ecuaciones han servido para estimar la cantidad de biomasa y carbono acumulado en distintos grupos de especies arbustivas y de matorral y simular su evolución a lo largo del tiempo.

## 2. Objetivo

Los objetivos de este trabajo son (1) cuantificar parámetros que expresan la biodiversidad (la riqueza específica y caracterización estructural) y (2) determinar el contenido de carbono del sotobosque y matorral de los pinares de repoblación de pino laricio (*Pinus nigra* Arn.), pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) y pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), así como los robledales naturales de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en la comarca natural de “Páramos y Valles” (Palencia).

## 3. Metodología

La comarca natural “Páramos y Valles”, constituye el nexo de unión entre las cumbres de la Montaña Palentina y las extensas llanuras de la Tierra de Campos. Ubicada en la zona central de la provincia de Palencia, entre las coordenadas geográficas (42º 18', -4º 55') y (42º 48', -4º 14'), posee una altitud media entre los 800 y 1000 metros. El clima refleja una cierta influencia atlántica y las características propias del área mediterránea (ORIA DE RUEDA et al., 1996). La vegetación natural de esta comarca se puede caracterizar por grandes bosques de roble melojo, junto con alguna encina y quejigos en las zonas de mayor aridez. Debido a las políticas de repoblación iniciadas en los años 60's, diversas repoblaciones de pinares de pino silvestre, negral y laricio, fueron establecidas en la comarca para la regeneración de los suelos y la protección contra la erosión de laderas y cárcavas (ORIA DE RUEDA et al., 1996). En la actualidad, estos pinares han sido intervenidos con clareos y claras, labor que ha propiciado la naturalización de las masas y que ha permitido la obtención de un beneficio económico, así como la apertura de claros en la masa que permiten el crecimiento de gran cantidad de especies arbóreas, arbustivas, de matorral y herbáceas. En los claros y en los bordes de estos pinares se observan con más frecuencia brecinas (*Calluna vulgaris* L.), carracinas

(*Erica cinerea* L.), graspos (*Erica vagans* L.), o gayubas (*Arctostaphylos uva-ursi* L.) y en los claros y bordes de los robledales se localizan ejemplares típicos de la orla retamoidea formada por codesos (*Adenocarpus complicatus* L.), hiniestas negras (*Cytisus scoparius* L.), endrinos (*Prunus spinosa* L.), espinos majoletos (*Crataegus monogyna* Jacq.) o rosales silvestres (*Rosa canina* L.), (ORIA DE RUEDA et al., 1996).

Para el estudio de la comunidad arbustiva y de matorral, se instalaron doce transectos de 25 m de largo y 1 m de anchura en los dos ecosistemas considerados en la comarca, pinares de repoblación (n=9 transectos) y robledales naturales (n=3 transectos). Dentro de los pinares de repoblación, se consideró la composición específica dominante, estableciendo 3 transectos por cada tipo de masa considerado (3 en pinares de *Pinus nigra*, 3 en los de *Pinus pinaster* y 3 en pinares de *Pinus sylvestris*). Estos transectos estaban ubicados 12 masas representativas de la zona que cubrían distintos grados de desarrollo arbóreo y calidad. En estos transectos, mediante el método de cuadrantes contiguos, se estudiaron los patrones de distribución de las especies o su abundancia (DALE, 1999). Para ello, se subdividió el transecto en 25 subparcelas de 1 m<sup>2</sup> donde se tomaron datos de las especies presentes, la altura y el porcentaje de cobertura en proyección vertical respecto al área total del cuadrado (valor que representa la importancia de cada una de las especies presentes. El número de especies muestreadas constituyó la riqueza específica de la zona, clasificada en los distintos transectos, ecosistemas y tipos de masa considerados (pinar de repoblación (pinares de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*) y robledal (masas naturales de *Quercus pyrenaica*).

La caracterización estructural de la comunidad forestal arbustiva se ha realizado mediante el análisis de la diversidad y la uniformidad de los transectos muestreados. El análisis de la biodiversidad se llevó a cabo mediante el cálculo del índice de Shannon, (SHANNON & WEAVER, 1949) que considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población indefinidamente grande y asume que todas las especies están representadas en la muestra. El índice de Shannon se calcula a partir de la siguiente ecuación 1 [Eq. 1]:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \log_2 p_i$$

[Eq. 1], donde H'= diversidad, p<sub>i</sub>=proporción de la especie i en la muestra, s=número de especies.

La uniformidad, definida por PIELOU (1969), fue calculada como la relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima, cuya fórmula es [Eq. 2]:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

[Eq. 2], donde J= uniformidad, H'=diversidad observada, H'max=diversidad máxima posible para las mismas condiciones de riqueza y abundancia total. Cuando el valor de la uniformidad es bajo, próximo a 0, indica la dominancia de una o varias especies, mientras que si tiende a 1, indica que todas las especies son igual de abundantes. Como el Índice de Shannon, la uniformidad fue calculada para cada uno de los transectos y para cada tipo de masa (masas de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica*). Se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA) para detectar diferencias significativas en los parámetros analizados (Índice de Shannon, Uniformidad, Riqueza y Diversidad máxima) entre los distintos transectos, tipos de masa y los 2 ecosistemas.

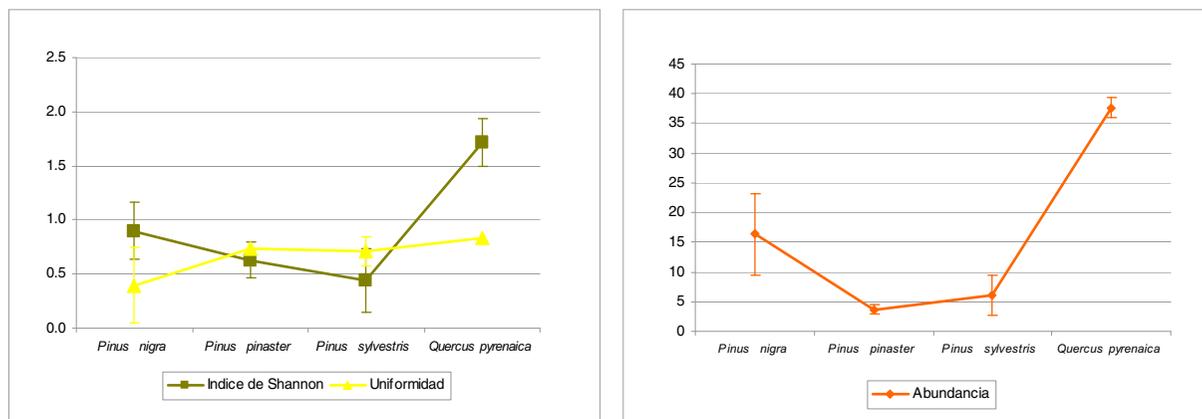
Distintos ejemplares de cada una de las especies fueron recolectadas durante el inventario para cuantificar el contenido de carbono. Los ejemplares representativos fueron trasladados al laboratorio donde se secaron hasta peso constante. De estas muestras, se determinó el porcentaje de carbono total mediante calcinación en laboratorio con el método Mufra 550°C (MAPA, 1994). Se ajustó una regresión lineal que relacionaba la biomasa seca de las especies de matorral y el índice volumétrico, índice adimensional que informa sobre el volumen equivalente ocupado por el sotobosque (PORTÉ et al., 1997), con el paquete estadístico SAS 9.1 (SAS INSTITUTE INC, 2008). Mediante esta ecuación y el porcentaje de carbono por especie, fue posible determinar el contenido de carbono total acumulado en los ecosistemas estudiados.

#### 4. Resultados

El estudio llevado a cabo en los transectos longitudinales nos permitió calcular el índice de abundancia, de riqueza y de uniformidad del estrato arbustivo y de matorral de los pinares y robledales presentes en esta comarca. De los 12 transectos realizados, sólo en dos de ellos, la presencia del matorral fue nula. Estos transectos estaban situados en parcelas de elevada densidad del arbolado. La riqueza de los 10 transectos restantes estuvo formada por un total de 18 especies distintas, con mayor representación de *Calluna vulgaris* y especies del género *Erica* y *Thymus*. El índice de Shannon fue calculado para cada uno de los transectos y osciló entre un valor mínimo de 0,5568 y un valor máximo de 2,4046, ambos obtenidos en masas de *Quercus pyrenaica*. El mayor valor obtenido en los pinares fue de 1,86.

El análisis de la varianza determinó diferencias significativas en la abundancia, riqueza e índice de Shannon ( $p < 0,1$ ), pero no en la uniformidad entre los dos ecosistemas muestreados (pinar de repoblación y robledal). En la figura 1 podemos ver los resultados medios del Índice de Shannon y de la uniformidad en función del tipo de masa considerado. Como se puede observar, el valor más pequeño de uniformidad se presenta en los pinares de *Pinus nigra*, donde pocas especies componen el estrato arbustivo. Estas especies son *Calluna vulgaris*, *Genistella tridentata* y especies del género *Erica*. Los pinares de silvestre y negral presentan un valor de uniformidad muy parecido, mientras que el mayor valor (0,8393) lo presentan los robledales, indicando que las especies son igualmente abundantes. Por otra parte, el índice de Shannon presenta un valor muy pequeño en los pinares de silvestre, siendo además muy parecido al de la uniformidad, debido a la elevada densidad del estrato arbóreo. Finalmente, cabe destacar el mayor valor de diversidad (figura 1) y abundancia (figura 2) encontrado en los robledales en comparación con los pinares. Al tratarse de matas de rebollar de estructura abierta, en las cuales, además, alguna vez se han producido pequeñas perturbaciones (incendios, pastoreo, roturado,...) que han producido colonizaciones de distintas especies con estrategias reproductivas adaptadas a este tipo de circunstancias, el número de especies encontrado fue siempre mayor y en mayor proporción que en los pinares.

De interés resulta el valor encontrado en las masas de *Pinus nigra*. En uno de los transectos de esta especie no se encontraron especies arbustivas o de matorral, de los otros dos, uno presentó un valor pequeño de diversidad (Índice de Shannon=5,2) y el último, obtuvo un elevado valor (I. Shannon=43,84). Este último transecto, estaba ubicado en una masa que presentaba una densidad mucho menor (mayor presión de las claras efectuadas) que cualquiera de las otras masas de pinares mues-



■ Figura 1 Índice de Shannon y diversidad máxima en los distintos tipos de masa considerados.

■ Figura 2 Abundancia de especies encontradas en los distintos tipos de masa.

treadas, lo que ha permitido que se establezca el brezal a lo largo y ancho de su superficie. De ahí el elevado valor que presenta. En el caso de los pinares de *Pinus pinaster* resultaron ser los que menor abundancia de especies presentaron posiblemente por la escasa existencia de especies leñosas en el sotobosque, estando fundamentalmente constituido por herbáceas. Finalmente, los pinares de silvestre presentaron un valor un poco mayor que los de negral. La mayoría de los transectos muestreados en estas masas no presentaron presencia de matorral, estando constituidos por hojarasca.

Por otra parte, los datos medios de 18 especies de matorral recolectados sirvieron para ajustar una ecuación [Eq. 3] que relacionó la biomasa seca de cada especie con su índice volumétrico [Eq. 4] (PORTÉ et al., 1997). La ecuación resultante fue:

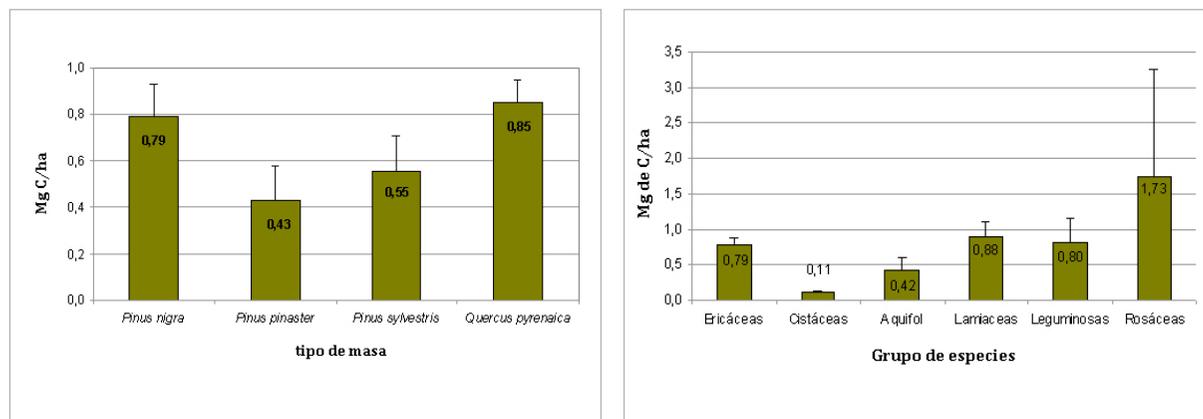
$$Biomasa = 80,4975 + 0,1018 * IV \quad [Eq. 3] \quad R^2=0,52$$

Donde  $IV = cobertura(\%) * h(cm)$  [Eq. 4]

La tabla 1 muestra los porcentajes de carbono obtenidos para las distintas especies. Este factor, multiplicado por la biomasa seca de cada una de las especies nos proporcionó el total de carbono acumulado por transecto, tipo de masa, especie y familias de especies.

**Tabla 1 |** Porcentaje de carbono en las distintas especies de matorral y sotobosque.

Familia	Especie	% C	Familia	Especie	% C
Cistaceae	<i>Cytisus scoparius</i>	51,56	Ericaceae	<i>Erica</i> spp.	56,72
	<i>Halimium alyssoides</i>	56,50		<i>Artostaphyllum uva-ursi</i>	55,70
Lamiaceae	<i>Lavandula stoechas</i>	55,05		<i>Calluna vulgaris</i>	55,47
	<i>Thymus</i> spp.	55,57	Leguminosae	<i>Genista</i> spp.	57,65
Aquifoliaceae	<i>Ilex aquifolium</i>	54,48		<i>Pterospartum tridentatum</i>	56,62
			Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i>	56,16



■ Figura 3  
Carbono total acumulado (MgC/ha) por tipo de masa.

■ Figura 4  
Carbono total acumulado (MgC/ha) por grupo de especies.

Como era de esperar, el robledal y los pinares de *Pinus nigra* presentaron mayor contenido de carbono acumulado en el sotobosque, seguido de las masas de *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster*. La mayor proporción de brezo en los pinares de laricio hizo que el valor de carbono acumulado se asemejase al del robledal (figura 3). Finalmente, la figura 4 nos informa de las familias de especies que más carbono están acumulando en el estrato de sotobosque.

A pesar de la pequeña representación de leguminosas y de rosáceas presentes en los transectos, su presencia resulta interesantísima al ser de las especies que más carbono acumulan en su porte. Por otra parte, las labiadas y las ericáceas, también constituyen un pilar fundamental en la acumulación de carbono en el sotobosque de esta comarca.

## 5. Discusión

El estrato arbustivo y de matorral es un componente esencial en los ecosistemas forestales mediterráneos. En la Península Ibérica, debido a la diferente topografía, condiciones climáticas, edáficas y sobre todo por la incidencia de la humanidad a lo largo de los siglos, los matorrales y arbustos cubren más de 18 millones de hectáreas, lo que equivale al 35,6% de la superficie de España y a más de dos tercios de la superficie forestal (SAN MIGUEL et al., 2008). No solamente por la gran superficie que ocupan, sino por el papel ecológico que desempeñan, su funcionamiento y dinámica deben de ser considerados a la hora de conjugar los criterios medioambientales, sociales, económicos y de uso múltiple de una comarca.

Muchos estudios han proporcionado información detallada sobre las características, ecología y pautas de gestión de las principales especies y comunidades de matorral y arbustos de distintos territorios. Aunque las técnicas de gestión de cada comunidad de especies dependen de sus características intrínsecas, su ecología y objetivos perseguidos, hay aspectos generales independientes al tipo de formación que deben ser consideradas (SAN MIGUEL et al., 2008). Por una parte, la importancia de mantener la heterogeneidad y riqueza de especies es un aspecto fundamental para

garantizar su perpetuación, para no reducir su biodiversidad y su potencial estabilizador. Según los resultados de este estudio, la composición del estrato arbustivo y de matorral presenta una gran dependencia de la estructura del dosel arbóreo superior al mismo. Tanto en los pinares como en los robledales, a mayor densidad del arbolado, el número de especies y su cobertura disminuyeron al reducirse la cantidad de luz que llega al suelo. En este sentido, los tratamientos selvícolas realizados en la comarca deben considerar la característica multifuncional de los bosques de cara a garantizar la presencia y abundancia de especies en el sotobosque de las masas forestales. Por otra parte, los resultados de este estudio muestran que la composición específica depende del ecosistema considerado. La abundancia de especies y la diversidad máxima siempre fueron superiores en los robledales que en los pinares de repoblación. A pesar de las características intrínsecas en cada tipo de ecosistema forestal (estructura arbórea, tipo de suelo, etc.) las diferencias pueden deberse también a la historia de cada tipo de masa en la comarca. Los rebollares de esta comarca han sido transformadas desde siempre por extracciones de leña, incendios, pastoreo, roturaciones del monte para uso agrícola,...etc., sin embargo, el progresivo abandono del medio rural ha propiciado un cierta recuperación de rebollares acompañados de especies de matorral, especies que en muchos casos presentan una clara estrategia de colonización (ORIA DE RUEDA, 1996). Por otra parte, las repoblaciones iniciadas en la década de los sesenta, han sido aclaradas hace 15-20 años. Una nueva apertura del dosel arbóreo, generaría la instalación de nuevas especies de matorral y sotobosque, especialmente en los pinares de silvestre, donde la presencia del estrato arbustivo es escasa.

Los valores obtenidos en este trabajo (fitomasa  $<250 \text{ g/m}^2$ ) son más bajos que los encontrados en regiones del sur de la Península Ibérica ( $>1000 \text{ g/m}^2$ ) (NAVARRO et al., 2006), debido que nuestra zona de estudio presenta una menor riqueza de especies, menor tamaño de los individuos, cubiertas arbóreas más densas y formaciones ecofisiológicas distintas. Por otra parte, con respecto a los niveles de carbono acumulado en este compartimento por hectárea, nuestros resultados son inferiores también a los encontrados por NAVARRO et al. (2006), cuyo rango que oscilaba entre  $2,2 \text{ MgC/ha}$  en la especie *Cistus ladanifer* hasta  $9,8 \text{ MgC/ha}$  en *Pistacia lentiscus*. Aunque en nuestra comarca hay especies como *Genista* spp. que acumulan  $2,4 \text{ MgC/ha}$ , la mayoría de las especies inventariadas presentan valores inferiores a  $1,0 \text{ MgC/ha}$ . Esto hace que la media por ecosistema considerado sea inferior a  $1,0 \text{ MgC/ha}$ . Nuestros resultados son más acordes sin embargo, con los encontrados por PORTÉ et al. (1997) en las landas francesas ( $1,8 \text{ MgC/ha}$ ), ecosistemas más intervenidos y con características más parecidas a las nuestras.

La relación entre contenido de carbono y biodiversidad de los ecosistemas terrestres ha sido poco estudiada hasta ahora. Sin embargo, existe una preocupación creciente para gestionar los ecosistemas terrestres de cara a aumentar su capacidad de fijación de carbono para mitigar el cambio climático. Este enfoque puede suponer una pérdida de ecosistemas con bajo nivel de acumulación de carbono pero alto valor con respecto a la biodiversidad. Las prescripciones selvícolas de gestión aplicadas en esta comarca pueden ir orientadas hacia el mantenimiento de la biodiversidad y hacia la optimización de la fijación de carbono, maximizando la riqueza de este estrato y mantenimiento o priorizando la existencia de determinadas especies como leguminosas, rosáceas, labiadas y brezos, cuya acumulación de carbono supera en muchos casos el valor de  $0,7 \text{ MgC/ha}$  fijada en esta comarca.

## 6. Conclusiones

La función del sotobosque en un ecosistema forestal es importantísima en numerosos procesos ecológicos, en el mantenimiento de la biodiversidad y en la fijación de carbono. Los robledales y los pinares de laricio de la comarca natural “Páramos y Valles” palentinos acumulan más de 0,4 MgC/ha, presentando los más altos niveles de riqueza y abundancia de especies en esta comarca. Sin embargo, actuaciones selvícolas que abran el dosel arbóreo son necesarios para la instalación de especies leñosas no arbóreas en los pinares de silvestre y pino negral.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la iniciativa INTERREG de la Unión Europea a través de su proyecto FORSEE: *Gestion durable des forêts: un réseau européen de zones pilotes pour la mise en oeuvre operationnelle* y a una beca de investigación de la Universidad de Valladolid.

## 8. Bibliografía

BRAVO F.; HANN D.W.; MAGUIRE D.A.; 2001. Impact of competitor species composition on predicting diameter growth and survival rates of Douglas-fir trees in southwestern Oregon. *Can. J. For. Res.* 31, 2237-2247.

CALVO L.; TÁRREGA R.; LUIS E.; 1998. Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting, and ploughing. *Plant Ecol.* 137, 1-12.

DALE, M.R.T.; 1999. Spatial pattern analysis in plant ecology. Cambridge Studies in ecology. Cambridge University Press. New York. 326 pp.

DI CASTRI, F.; GOODALL, D.W.; SPECHT, R.L.; 1981. Mediterranean-type shrublands. Ed. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam Oxford. 643 pp.

ETIENNE, M.; 1989. Non-destructive methods for evaluating shrub biomass: a review. *Acta Oecologica* 10, 115-128.

GARCÍA, J.A.; PUERTO, A.; MATÍAS, M.D.; SAÑDAÑA, J.A.; 1989. Diversidad y dominancia en las comunidades de matorral de la sierra de Béjar. *Studia Botánica* 8, 35-49.

GONZÁLEZ MARTÍNEZ, S.C.; BRAVO, F.; 2001. Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro basin (northern Spain). *Ann. For. Sci.* 58, 277-288.

JÄDERLUND A.; ZACKRISSON O.; NILSSÖN M.C.; 1996. Effects of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) litter on seed germination and early seedling growth of four boreal tree species. *J. Chem. Ecol.* 22, 973-986.

MADRIGAL, J.; GARCÍA-RODRIGUEZ, J.A.; JULIAN, R.; PUERTO, A.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; 2008. Exploring the influence of shrubs on herbaceous communities in a Mediterranean climatic context of two spatial scales. *Plant Ecol*, 195, 225-234.

MAGURRAN, A.E.; 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedral. 200 pp. Barcelona.

MAPA; 1994. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Edita MAPA. 662 pp. Madrid.

MONTÈS, N.; MAESTRE, F.T.; BALLINI, C.; BALDY, V.; GAUQUELIN, T.; PLANQUETTE, M.; GREFF, S.; DUPOUYET, S.; PERRET, J.B.; 2008. On the relative importance of the effects of selection and complementarity as drivers of diversity-productivity relationships in Mediterranean shrublands. *Oikos*, 117, 1345-1350.

NAVARRO, R.M.; BLANCO, P.; 2006. Estimation of above-ground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Invest Agrar: Sist Recur For*, 15(2), 197-207.

NABUURS, G.J.; MOHREN, Y.G.; 1995. Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types. *Can. J. For. Res.* 25 (7), 1157-1172.

NUÑEZ, R.; BRAVO, F.; CALVO, L.; 2003. Predicting of seed germination in *Pinus sylvestris* L. and four competitor shrub species after fire. *Ann. For. Sci.* 60, 75-81.

ORIA DE RUEDA, J.A.; DÍEZ, J.; RODRIGUEZ, M.; 1996. Guía de las plantas silvestres de Palencia. ED. Cálamo. 335 pp. Palencia.

PIELOU, E.C.; 1969. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical biology* 13, 131-144.

PORTÈ, A.; DULHOSTE, R.; LOPEZ, S.; BOSCH, A.; MEREDIEU, C.; TEISSIER DU CROS, R.; TRICHET, P.; BERNIER, F.; LOUSTAU, D.; 1997. Détermination de la biomasse aérienne du sous-bois de peuplements adultes de Pin maritime : contribution à la quantification des stocks de carbone forestier à l'aide d'indicateurs de couvert. Carbone, Forêt, Bois - 97 - VIIIème Colloque ARBORA

ROBLES, A.B.; PASSERA C.; 1995. Native forage shrub species in south-eastern Spain: forage species, forage phytomass, nutritive value and carrying capacity. *Journal of Arid Environment* 30, 191-196.

SAN MIGUEL, A.; ROIG, S.; CAÑELLAS, I.; 2008. Fruticicultura. Gestión de arbustados y matorrales. En: SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J.A. (eds.). Compendio de Selvicultura aplicada en España. 877-907. Fundación Conde del Valle Salazar. Madrid.

SAS INSTITUTE INC.; 2008. SAS/STAT<sup>TM</sup> User's Guide, Release 9.1, Cary, N.C, USA.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W.; 1949. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois. Res. Urbana.

SHMIDA, A.; WHITTAKER, R.H.; 1981. Pattern and biological microsite effects in two shrub communities, southern California. *Ecology*, 62, 234–251.

SHUMWAY, S.W.; 2000. Facilitative effects of a sand dune shrub on species growing beneath the shrub canopy. *Oecologia*, 124, 138–148.

TÁRREGA R.; LUIS E.; ALONSO I.; 1995. Comparison of the regeneration after burning, cutting and ploughing in a *Cistus ladanifer* shrubland. *Vegetatio*, 120 56–67.

URESK, D.; GILBERT, R.; MENKE, J.; 1977. Sampling big sagebrush for phytomass. *J. Range Manage*, 30 (4), 311-314.

WARING, R.H.; RUNNING, S.W.; 1996. Forest Ecosystems. Analysis at multiple scales. Ed. Academic Press. Harcourt Brace and Company. 370 pp. Nueva York.



## Anexo V.1: Modelling coarse woody debris in *Pinus* spp. plantations. A case study in Northern Spain

**CELIA HERRERO, VALENTÍN PANDO, FELIPE BRAVO**

*Sustainable Forest Management Research Institute UVa.INIA, ETS Ingenierías Agrarias, University of Valladolid,*

*Publicado en Annals of Forest Science*

## Anexo V.2: Amount and distribution of CWD in pine ecosystems of Northwest Spain, NW Russia and NW US

**HERRERO<sup>1</sup>, C., KRANKINA<sup>2</sup>, O., MONLEON<sup>3</sup>, V.J., BRAVO<sup>1</sup>, F.**

*1 / Sustainable Forest Management Institute University of Valladolid-INIA. ETS Ingenierías Agrarias. University of Valladolid. Avda. Madrid 44, 34071. Palencia, Spain. chdeaza@pvs.uva.es; fbravo@pvs.uva.es*

*2 / Department of Forest Science, Oregon State University. 321 Richardson Hall, Corvallis Oregon, 97331. USA. olga.krunkina@oregonstate.edu*

*3 / Forest Inventory and Analysis Program. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 3200 Jefferson Way, Corvallis, OR97331, USA. vjmonleon@fs.fed.us*

*Enviado a Silva Fennica*



Ann. For. Sci. 67 (2010) 708  
© INRA, EDP Sciences, 2010  
DOI: 10.1051/forest/2010033

Available online at:  
[www.afs-journal.org](http://www.afs-journal.org)

Original article

## Modelling coarse woody debris in *Pinus* spp. plantations. A case study in Northern Spain

Celia HERRERO\*, Valentín PANDO, Felipe BRAVO

Sustainable Forest Management Research Institute UVA.INIA, ETS Ingenierías Agrarias, University of Valladolid,  
Avda. de Madrid, 44, 34004, Palencia, Spain

(Received 18 April 2009; accepted 21 January 2010)

### Keywords:

CWD /  
snag /  
log /  
logistic /  
pine

### Abstract

• Coarse woody debris (CWD) plays a substantial role in several ecological processes in forest ecosystems, providing a habitat for many organisms and participating in biogeochemical fluxes. Understanding CWD dynamics is important to classify adequate density, size and amount into different decay classes and to make decisions that include biodiversity and the carbon budget in practical forestry.

• A two-step model has been developed to quantify CWD in *Pinus* spp. plantations in Northern Spain. The two-step approach was composed of a logistic model to predict the probability of CWD occurrence and linear models to quantify the two components considered, basal area of snags and volume of logs.

• Site conditions, and climatic and stand variables were included in the models as independent variables. Good performance of the two-step model ( $R^2_{\text{snag}} = 39.9\%$ ,  $R^2_{\text{log}} = 62.8\%$ ) was observed.

• Modelling CWD is a useful tool for simulating future scenarios in the current context of climate change. Models inform stakeholders properly about defining the best silvicultural options for the distribution of CWD under sustainable forest management.

### 1. INTRODUCTION

Dead wood plays an important role in the ecological processes of forest ecosystems. Although it is recognised that logs and snags are important components of forest dynamics linked to biodiversity (Harmon et al., 1986; McComn and Lindenmayer, 1999), little is known about dead wood dynamics in Mediterranean forests, where factors such as biodiversity conservation and carbon sequestration are of great importance.

Coarse woody debris (CWD) contributes to the total amount of organic matter in the forest soil, thereby affecting energy flow (McComn and Lindenmayer, 1999), soil development and nutrient cycles (Harmon and Chen, 1991; Harmon et al., 1986). Furthermore, dead wood is considered as a substratum for many processes, such as humification, nursery siting for seedling establishment (Köster et al., 2005) and structural habitat features for a wide variety of micro-organisms, vascular and non-vascular plants, and animals (Harmon et al., 1986).

In managed forests, under sustainable wood production, dead trees are minimised to avoid pest problems and hazards. Thus, trees killed by insects, diseases and fire are commonly harvested immediately if economics and accessibility allow. By enhancing the presence of dead wood in managed forests,

managers try to respond to the increasing societal demands on biodiversity and carbon pool services.

According to Spies et al. (1988) and Harmon and Chen (1991), CWD and its relative contribution to total ecosystem biomass varies greatly in the landscape, depending on forest types, disturbance regimes, topography and stand characteristics. CWD dynamics studies show that it depends on the competition index (Barclay and Layton, 1990), forest type, forest age (Spies et al., 1988), successional stage, species, standing volume, management practices (Linder et al., 1997; Siitonen et al., 2000), climate characteristics (Harmon et al., 1986; Linder et al., 1997), site conditions, such as exposure or slope (Linder et al., 1997), physical and chemical agents (Montes and Cañellas, 2006), the activity of decaying organisms (Linder et al., 1997), and natural and human disturbances (Krankina et al., 2001; Siitonen et al., 2000).

Different CWD dynamics models have predicted the general rate of fall and decay of snags and logs over several years: i.e., the dynamics of snags and logs over time (Brin et al., 2008; Mellen and Ager, 2002). However, the possibility of predicting the presence or absence of CWD by means of forest characteristics has not been sufficiently studied. Binary events, such as the presence of structural features in the stands (logs, snags, etc.), ingrowth and natural non-catastrophic mortality, show a high stochasticity and are key components in long-term forest forecast systems. A two-step model method, suggested

\*Corresponding author: [chdeaza@pvs.uva.es](mailto:chdeaza@pvs.uva.es)

**Table I.** Main database characteristics used to develop the CWD models in the studied *Pinus* spp. plantations in Northern Spain.

	Mean	Minimum	Maximum	Standard deviation
<i>Pinus</i> spp. stands (n = 66 plots)				
QMD (cm)	22.2	13.2	58.3	6.3
$H_o$ (m)	10.6	4.5	16.7	2.7
$N$ (trees/ha)	803	26	1585	344
BA (m <sup>2</sup> /ha)	23.2	5.6	39.3	8.3
Altitude (m asl)	973	800	1100	81
pH	5.4	4.1	6.4	0.6
Rainfall (mm)	688	518	944	118
$R_{June}$ (mm)	50	43	59	3
$R_{July}$ (mm)	27	23	32	2
$R_{August}$ (mm)	25	20	28	2
MinT (°C)	3.8	2.8	4.7	0.5
MeanT (°C)	9.9	9.0	11.0	0.5
MaxT (°C)	16.0	15.0	17.4	0.5
Radiation (10 kJ/(m <sup>2</sup> day $\mu$ m))	2045	2027	2111	15.1
BA <sub>snags</sub> (m <sup>2</sup> /ha)	0.2	0	1.2	0.3
V <sub>logs</sub> (m <sup>3</sup> /ha)	1.5	0	5.9	1.9

QMD: Quadratic mean diameter in cm,  $H_o$ : dominant height in m,  $N$ : trees per ha, BA: stand basal area in m<sup>2</sup>/ha, Altitude in m asl,  $R_{June}$ ,  $R_{July}$  and  $R_{August}$  are rainfall for the months of June, July and August, in mm, MinT, MeanT and MaxT are minimum, mean and maximum temperature in °C, BA<sub>snags</sub>: basal area of snags in m<sup>2</sup>/ha and V<sub>logs</sub>: volume of logs in m<sup>3</sup>/ha.

by Woollons (1998), has been used successfully in cases such as the probability of mortality or survival (Bravo and Montero, 2001; Woollons, 1998), or ingrowth (Bravo et al., 2008). This method is similar to one frequently applied in Decision Theory (Hamilton and Brickell, 1983). Data from permanent sample plots frequently show that a relatively large part of the plots have no occurrences of the event even over periods of several years. This means that if all plots are included in model development it would probably be difficult to select an adequate set of significant variables. In addition, statistical problems due to the binomial nature of the event would be present. In contrast, if only plots where the event occurred are used in the model, it may overestimate the event rate for a large-scale forestry scenario (Eid and Oyen, 2003). The two-step model method is tested as a way of resolving specific problems in binary event modelling.

The objective of this study is to develop a snag and log abundance model for Mediterranean pine plantations, composed of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) and Black pine (*Pinus nigra* Arn.) in Northern Spain, through a two-step approach. The results of this empirical study can provide better knowledge of the dynamics of snags and logs in Mediterranean forest ecosystems.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Study area

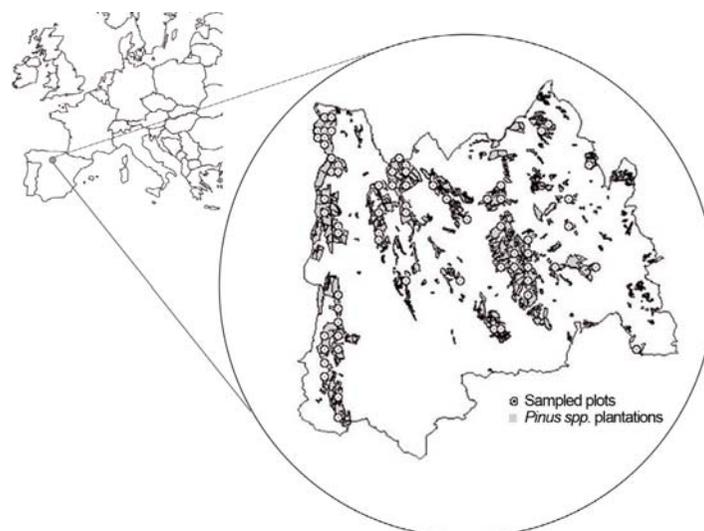
The study area (186 642 ha) is located in Northern Spain (Fig. 1). The altitude ranges from 800 to 1000 m asl. The climate is Mediterranean, with a long, cold winter and a warm, dry summer. January temperatures range between -2 °C and 6 °C, July temperatures between 9 °C and 21 °C, and mean annual rainfall is 630 mm. Forests

cover 61 570.5 ha (33% of the total area). The main natural forest types are dominated by Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.), holm oak (*Quercus ilex* L.) and small-leaved oak (*Quercus faginea* Lam.). However, as a result of an extensive pine plantation programme carried out mostly during the 1960s, *Pinus* spp. stands cover 41.5% of the total forest area. The three main species used in plantations are Scots pine (*P. sylvestris* L.) (43.6%), Black pine (*P. nigra* Arn.) (43.9%) and Maritime pine (*P. pinaster* Ait.) (12.5%). Scattered patches of heather (*Erica* spp.) and rock roses (*Cistus* spp.) can be found. Soils are mainly acidic, although it is possible to find limestone and neutral soils.

### 2.2. Database

Sixty-six plots were installed in *Pinus* spp. planted stands in the study area. 34 of these plots presented predominance of *P. sylvestris*, 24 of *P. nigra* and 8 of *P. pinaster*. The main data characteristics are shown in Table I. The plots were composed of four subplots ( $r = 15$  m) joined by two perpendicular transects ( $L = 50$  m for both). One of these subplots was a national forest inventory (NFI) plot. The Spanish National Forest Inventory has a spatial sampling intensity of approximately one plot per km, and each plot has four concentric radii. The plots were selected on the systematic grid with an intensity of one plot per 2 km joining dominant species composition and stand minimum diameter criteria. The other three subplots were located at the three vacant extremes of the two transects. Snags were tallied in the four subplots and the logs were inventoried on the transects (Forsee, 2005).

The snag inventory was carried out through the "plotless sampling method". In this sampling method the attributes of interest are measured on the  $k$ -trees closest to a sample location (Magnussen et al., 2008). The  $k$ -trees constitute the set of sample objects for a particular sample plot. All sample plots contain the same number of  $k$  trees; for this reason, it is also called the fixed-count distance method. In our



**Figure 1.** Location of the *Pinus* spp. plantations and sampled plots in the study area in Northern Spain.

case, the plotless method involved measuring the characteristics for a sample of 20 trees per subplot. Starting with the trees that were closest to the centre of the plot and moving progressively away, the condition of the trees was recorded, i.e. whether they were alive or dead. For standing dead trees (diameter at breast height (dbh)  $\geq 7.5$  cm), the following variables were recorded: species, snag height, dbh, decay class, presence of excavated cavities, and azimuth and distance to plot centre. Five decay classes were considered, from nearly sound wood (1) to the most advanced decomposition stages (5), following the criteria described by Goodburn and Lorimer (1998). The log inventory was carried out in the two perpendicular transects of 50 m in length that joined the four subplots. "Line intersect sampling" (LIS) was used for estimating the amount of logs. The fundamental concept of LIS is that sampling of downed woody debris occurs along transect lines. Warren and Olsen (1964) introduced the first application of the LIS technique for estimating logging residue in New Zealand. Each log is reduced to its centreline axis. A piece is included in the sample if its centreline is intersected by the transect and the number of intersections is recorded. In this inventory, logs were defined as fallen dead trees with diameter greater than 7.5 cm, downed on the ground or suspended by one of their extremes, but with an inclination greater than  $45^\circ$  from vertical. The following variables were measured: species, diameter at the interception point, length, decay class, inclination above the floor and signs of wildlife characteristics such as hollows or bird nests (Forsee, 2005). Five decay classes were considered following the criteria of Sollins (1982).

Snag basal area ( $\text{m}^2$ ) and log volume ( $\text{m}^3$ ) were calculated for each plot. The individual basal area for each tree was totalled for each plot and the values scaled up to give a basal area per hectare. Log volume was estimated through equation (1) (Warren and Olsen, 1964):

$$V_i = \frac{(\pi^2 \sum d_{ij}^2)}{8L} \quad (1)$$

where  $V_i$  is the estimated log volume in the  $i$ th plot ( $\text{m}^3/\text{ha}$ );  $d_{ij}$  the intersection diameter of the  $j$ th log in the  $i$ th plot (cm); and  $L$  transect length, in our case 100 m.

Data from the third NFI (conducted in 2003) were used to calculate different tree and stand variables, site conditions (soil texture, soil organic matter, pH, soil type, altitude, stoniness, slope, exposure and radiation) and forest management history (harvest and thinning over the previous 15 y). Climate characteristics (rainfall, and maximum, mean and minimum temperature) were obtained through a digital climatic atlas (Ninyerola et al., 2005). The site index (SI) was considered by a linear combination of variables describing site productivity as dominant height ( $H_o$ ), soil texture, soil organic matter, pH, soil type, altitude, stoniness, maximum slope and exposure (Bravo and Montero, 2001). The data set (Tab. 1) covers a wide basal area situation of *Pinus* spp. stands ranging from  $5.6 \text{ m}^2/\text{ha}$  to  $39.3 \text{ m}^2/\text{ha}$ . Snags were present in 20 plots, logs in 25 plots and CWD (snags and logs) was present in 33 plots.

### 2.3. Statistical methods

A two-step regression approach was used to model the presence of CWD. The first step of the two-step regression consisted of a logistic model Equation (2) for predicting the probability of CWD presence/absence in a plot, and the second step consisted of linear models Equation (3) to quantify the basal area of snags ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) and the volume of logs ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ). Principal Component Analysis and Discriminant Analysis were used as exploratory analyses to select the continuous variables to predict CWD presence. The variables tested were parameters that described stand development, site conditions and climate characteristics. They were  $QMD$  (quadratic mean diameter (m)),  $H_o$  (dominant height (m)),  $N$  (number of trees in the stand (trees/ha)),  $BA$  (basal area of stand ( $\text{m}^2/\text{ha}$ )),  $S$  (slope (%)),  $Alt$  (altitude (m als)),  $Exp$  (exposure),  $R$  (rainfall (mm)),  $R_{\text{June}}$ ,  $R_{\text{July}}$  and  $R_{\text{August}}$  (rainfall for the months of June, July and August, respectively

(mm),  $MaxT$  (maximum temperature (°C)),  $MeanT$  (mean temperature (°C)),  $MinT$  (minimum temperature (°C)), and  $Rad$  (radiation (10 kJ/(m<sup>2</sup> day μm)). In the logistic model, score variable selection was carried out to choose the best model. All the previous variables were considered but the resulting logistic regression equations included only variables where the true slope associated with the variable was significantly different from zero ( $p \leq 0.05$ ). In the better models, the categorical variables species, soil texture, soil organic matter, pH, soil type, stoniness, slope and thinning operations in the last 15 y were tested to improve the model. Information obtained by applying variable selection methods was combined with the ecological reasonability of selected parameters to get the final model.

In the logistic model equation (2),  $P$  is the probability of the presence of CWD, which is bound between 1 (presence) and 0 (absence),  $\alpha$  is the intercept term,  $\sum b_i X_i$ , is the linear combination of parameters  $b_i$  and independent variables  $X_i$  and  $e$  is the natural logarithm base

$$P = \left(1 + e^{-(\alpha + \sum b_i X_i)}\right)^{-1}. \quad (2)$$

The goodness of fit was evaluated using the Hosmer and Lemeshow test (1989). The Proc Logistic procedure of the SAS 9.1 statistical program was used in the process (SAS Institute Inc., 2009). Receiver operating characteristic (ROC) curves for each model were used to compare the accuracy of different logistic regression models.

To quantify the abundance of snags and logs (in terms of basal area and volume, respectively) in those plots where CWD presence was predicted by the logistic model (threshold value = 0.60), linear models equation (3) were used,

$$\hat{y}_i = a_0 + \sum a_i X_i \quad (3)$$

where  $\hat{y}_i$  is estimated Basal Area of snags or Volume of logs,  $X_i$  are predictor variables (i.e., stand variables, site conditions and climate characteristics), and  $a_0$  and  $a_i$  are parameters to be estimated. Tested  $X_i$  were the same variables used in the logistic regression.

The adequacy of the joint model was analysed by different parameters. The simultaneous test of the equation parameters between actual and predicted values (4) was used to know if the model was biased or not. On the other hand, the precision of the model was tested by calculating the mean of the residuals (bias, Eqs. (5) and (6)) and the mean absolute difference (mad, Eq. (7)). Finally, the efficiency of the model was tested by the determination coefficient of the two-step model (Eq. (8)) and by the ratio error for the two-step model (relation between the mean absolute difference (mad, Eq. (7)) and the mean of actual values).

The simultaneous  $F$ -test of the equation parameters between actual and predicted values (Eq. (4)) ( $c_{10} = 0$  and  $c_{11} = 1$ ) is a good intuitive and reasonable test. Presumably, the intuition underlying this test is that if the model is a good one, the regression should be a 45° line and demonstrate that the model is unbiased (Huang et al., 2003).

$$actual = c_{10} + c_{11} predicted \quad (4)$$

where  $actual$  is the value of snag (basal area) or log (volume) abundance observed and  $predicted$  is the value obtained by using the two-step model, while  $c_{10}$  and  $c_{11}$  are the parameters to be adjusted.

The precision parameter equations are:

$$bias = \frac{\sum (actual - predicted)}{n} \quad (5)$$

$$bias\% = 100 \times \frac{\sum (actual - predicted)/n}{\sum predicted/n} \quad (6)$$

$$mad = \frac{\sum |(actual - predicted)|}{n} \quad (7)$$

where  $n$  is the number of observations.

The determination coefficient presents the following expression:

$$R^2 = 100 \times \left(1 - \frac{S_e^2}{S_d^2}\right) \quad (8)$$

where  $S_e^2$  and  $S_d^2$  are, respectively, the sample variance of residuals committed and the sample's variance in the dependent variable (basal area of snags or volume of logs).

Finally, to analyse the predictive capacity of the two-step model a cross-validation was carried out. The values of the prediction residuals were used to calculate the bias and the determination coefficient of actual-predicted values of the two components, snags and logs.

### 3. RESULTS

The two-step model proposed allowed us to obtain a joint model with a determination coefficient of 39.9% and 62.8% for snag and log models in the *Pinus* spp. stand, respectively.

#### 3.1. Step I. Logistic component

The value of the Hosmer and Lemeshow test ( $P > 0.5817$ ) for the logistic model (Tab. II) showed that there was no lack of fit. Significant independent variables were altitude (m asl), minimum temperature (°C), soil texture (clay and silt) and the presence of thinning operations. Variables for soil texture and the presence of thinning operations were placed in the model using a variable dummy (clay text = 1 if the soil texture was clay, 0 otherwise; silt text = 1 if the soil texture was silt, 0 otherwise; and thinning = 1 if there was presence of thinning operations in *Pinus* spp. stands, 0 otherwise). Figure 2 showed the different probabilities of CWD presence on clay soils when thinning operations were carried out. For the given values of altitude (m asl) and minimum temperature (°C), the probability of CWD presence was higher in plots where thinning was carried out. The threshold value (0.60) allowed us to classify 68.2% of *Pinus* spp. plots correctly (sensitivity equal to 51.5% and specificity equal to 84.4%). The area under the ROC curve in the CWD logistic model was 0.7087.

#### 3.2. Step II. Linear component

The linear model component allowed us to estimate the stand snag basal area and log volume. The pine stand linear snag component (Tab. II) showed an adjusted coefficient of determination equal to 17.5%, and the linear log component (Tab. II) an adjusted coefficient of determination equal to 46.1%. In the first case, the snag BA increased when June rainfall decreased, while log volume increased when stand basal area increased and when the dominant height decreased.

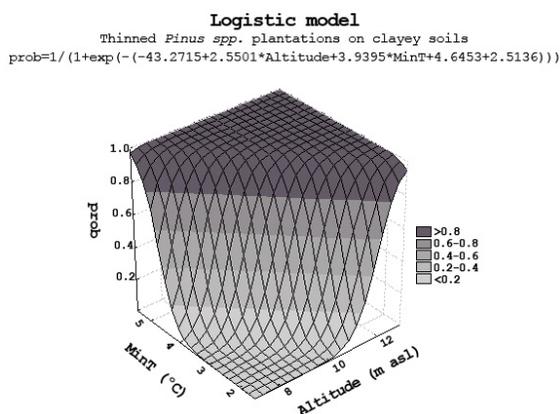
**Table II.** CWD logistic model variables and linear components of the snag and log equations for *Pinus* spp. plantations in Northern Spain.

	Estimate	Standard error	<i>P</i> > Chi-squared
Logistic Component ( <i>n</i> = 66)			
Independent term	-43.2715	16.7061	0.0084
Altitude	2.5501	1.0267	0.0114
Minimum temperature	0.3939	0.1696	0.0183
Clay Soil Texture	4.6453	1.9376	0.0154
Silt Soil Texture	2.4439	0.9836	0.0117
Thinning operations	2.5136	0.7768	0.0011
Snag Lineal Component ( <i>n</i> = 22)			
Independent term	2.1846	3.4168	<i>p</i> -value
Rainfall in June	-0.0038	0.0412	0.0199
Log Lineal Component ( <i>n</i> = 22)			
Independent term	0.8821	1.4191	<i>p</i> -value
Basal Area	0.2046	0.0507	0.5976
Dominant height	-0.4028	0.1517	0.0006
			0.0190

Altitude (m asl), minimum temperature (°C), soil texture classes (clay, silt and sandy), thinning operations in the last 15 y, rainfall in June (mm), basal area (m<sup>2</sup>/ha) and dominant height (m).

**Table III.** Simultaneous test parameters and confidence intervals of regression between observed and predicted values in snag basal area and log volume.

	Estimate	Confidence Interval	Standard error
Lineal Component <i>actual</i> = <i>c</i> <sub>10</sub> + <i>c</i> <sub>11</sub> <i>predicted</i> snag basal area ( <i>n</i> = 66)			
<i>c</i> <sub>10</sub>	-2.5028 <sup>-16</sup>	(-0.0491, 0.0491)	0.0246
<i>c</i> <sub>11</sub>	1.0000	(0.6893, 1.3107)	0.1555
Lineal Component <i>actual</i> = <i>c</i> <sub>10</sub> + <i>c</i> <sub>11</sub> <i>predicted</i> log volume ( <i>n</i> = 66)			
<i>c</i> <sub>10</sub>	0.0070	(-0.2152, 0.2292)	0.1113
<i>c</i> <sub>11</sub>	1.0054	(0.8156, 1.1953)	0.0951



**Figure 2.** Probability of the presence of CWD in the case of thinned stands and clay soils.

### 3.3. Joint model validation

The regression line between actual and predicted values (Tab. III) showed that the independent term was not significantly different from zero and the slope was not significantly

different from one in both cases. The simultaneous test of the parameters of the equation between actual and predicted values (*P* < 0.0001) indicated that the joint models showed no lack of fit in snag basal area and log volume. On the other hand, the absolute bias for snags and logs was very low (-0.0024 m<sup>2</sup>/ha and 0 m<sup>3</sup>/ha, respectively). In relative terms, the snag and log bias was low in all cases: 2.9% in snags and 0% in logs. Also, the mean absolute differences were 0.07 and 0.37 for snags and logs. Thus, the joint model did not show model bias or lack of accuracy. Finally, the proposed two-step model achieved joint model accuracy equal to 39.9% and 62.8% for snags and logs, respectively. On the other hand, the ratio error of the two-step model (mean absolute difference divided by the mean of actual values) was 91.3% for snag basal area and 71.4% for log volume. Graphical analyses were carried out to analyse this coefficient in different categories of actual values in snag basal area and log volume (Fig. 3). These graphs showed that the ratio error for the two-step model increased when the value of the actual data decreased. This situation was more important when the basal area of snags or the volume of logs were below 0.1 m<sup>2</sup>/ha or 1 m<sup>3</sup>/ha. The high proportion of zero value plots (no snags or no down woody debris in the plot) greatly determined the final model efficiency.

The results of the cross-validation approach determined the stability of the model. They showed good model accuracy in

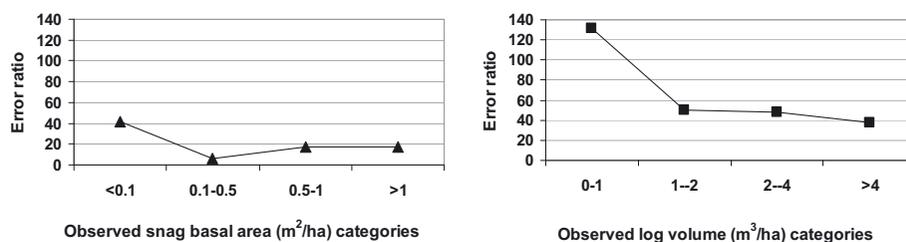


Figure 3. Error ratio of the two-step model by the different observed value categories in log and snag components.

the two components of CWD: snags ( $R^2 = 38.7\%$  and bias =  $-0.0056$ ) and logs ( $R^2 = 62.0\%$  and bias =  $-0.0036$ ).

#### 4. DISCUSSION

The pine plantations studied range from 30 to 60 y old and are managed for wood production. Periodically, dead and decayed trees have been harvested, maintaining only an average of from 1 to 10 snags per 5 hectares, in accordance with the forestry management guidelines in the *Castilla y León* region (Northern Spain). To model different binary events in forest research, a logistic equation has been used alone (Bravo-Oviedo et al., 2006) or combined with a linear model in a two-step approach (Álvarez et al., 2004; Bravo et al., 2008). The equations obtained in this study allowed us to model CWD presence and quantify snags and logs in Mediterranean *Pinus* spp. plantations. The *Pinus* spp. plantation CWD fitted model predicted CWD presence by using altitude, minimum temperature, soil texture and the presence of thinning operations over the last 15 y. Thinning carried out in our study area increased CWD presence in the stand. More direct radiation, non-extraction of logs lacking commercial value and possible damage during the thinning operations could increase the likelihood of snag trees, pieces of broken snag trees or snags falling over with time that remained on the ground (logs) (Ranius et al., 2003). The effects of management on CWD dynamics have previously been studied (Green and Peterken, 1997; Siitonen et al., 2000). Green and Peterken showed that conversion of former coppices to high forest allows deadwood volume to increase. In our case, the amount of CWD increased in harvested plots. These results are consistent with findings in other managed forests in Europe (Brin et al., 2008). In this sense, forest management guidelines play an important role in the amount of CWD in the region because, during harvesting, some of the harvested trees could be left in the stand and because thinning operations could be carried out predictably and regularly. On the other hand, plots at high altitude or plots on clay soils showed a higher probability of CWD presence. Higher altitudes would mean worse conditions for tree growth and stand productivity (Holmgren, 1994). Soil coarse texture may also influence tree mortality because it could affect soil moisture (McHugh and Kolb, 2003), root penetration, tree vigour and site index (Bravo et al., 2001). In this area, higher clay contents were found at deeper horizons of the soil profile (Forsee,

2005) because an argic horizon is present (WRB, 2006). This fact may contribute to tree mortality in dry conditions because it creates soil compaction and limitation of the spatial distribution of roots. Finally, minimum temperature was also selected to explain the CWD presence probability. Mediterranean forest growth is constrained by drought and high temperatures during summer. As the climate forecast for the next decades in the Mediterranean basin indicates a higher temperature situation (IPCC, 2007), drought could increase, creating stressful periods and therefore tree mortality (Bréda et al., 2006; Martínez-Vilalta et al., 2002).

Stand variables were not significant for predicting CWD presence in *Pinus* spp. plantations. These variables (Number of trees/ha ( $N$ ), Basal area (BA), Site index (SI), etc.) influence the amount of CWD because only stems  $>10$  cm in diameter are generated during the intermediate and later parts of the rotation period in managed forest (Ranius et al., 2003). In this sense, a limitation of this study was the strong dependence on available studied young *Pinus* spp. plantations, without different stand development stages. Pine plantation stand conditions were so homogenous that they did not allow us to relate CWD to stand and silviculture variables. Further studies, including a wide array of forest stand characteristics (density, age, etc.), may help to find a relationship between CWD and stand variables and define an appropriate forest structure to increase regional CWD.

The linear model allowed us to quantify snag and log abundance, showing the relationship between snag basal area and June rainfall ( $R^2 = 17.5\%$ ) and between log volume and basal area and dominant height ( $R^2 = 46.1\%$ ). Climatic variables were again selected in the snag model. This is very important in simulating different scenarios under climate change circumstances where it is suggested that there will be changes in precipitation regimes in Western Europe. Severe precipitation deficits may cause mortality of roots or twigs and could ultimately lead to tree death, increasing snag amount (Bréda et al., 2006). In contrast, log quantity is higher in stands with greater basal area and low productivity, because the competition in these sites is higher.

The two-step model emphasised the importance of forest management in CWD presence in this region and allowed us to combine knowledge (understanding and data) and prediction of system dynamics. Unmanaged forests in Spain are scarce because of centuries of forestry practices. Intensive management activities have led to timber removal and woody

Coarse woody debris in *Pinus* spp. plantations

Ann. For. Sci. 67 (2010) 708

material loss for centuries. However, Mediterranean forests currently present a low silviculture activity because of the harvest economic yield. In this sense, the two-step model can provide objective forecasts and information for exploring management options and silvicultural alternatives for sustainable forest management. The objective of this study was to incorporate a new model into the understanding of CWD dynamics. This kind of model is scarce for Mediterranean forest stands. One reason could be the limited amount of CWD in managed Mediterranean forest ecosystems (Brin et al., 2008; Montes and Cañellas, 2006). Another reason could be the difficulty of modelling these stochastic variables. CWD stores in forest regions are difficult to assess because they vary significantly over succession and do not necessarily parallel the dynamics of live biomass (Krankina et al., 2001). CWD is highly variable in space and time. The lack of CWD in a large number of plots determined the logistic model prediction, linear model precision and final model accuracy. For this reason, it is important to develop further research on binary event modelling, as well as increasing sample size and its precision to improve model accuracy and efficiency. Data on the amount of dead wood are available for different types of temperate forest, but modelling is a step forward for dead wood management. Models may help us to understand the spatial amount and temporal dynamics of dead wood or the effects of various silvicultural strategies, such as intermediate thinning, as in this case. Predicting and quantifying dead wood in the ecosystems is the first step in understanding CWD dynamics. The results of this empirical study allowed us to approximate the amount of CWD in pine plantations in a Mediterranean area in Spain and can serve as the first milestone in developing useful tools for practical forestry. Dead wood management (size, amount, density, decomposition status and its distribution throughout the forest) is currently one of the most important questions to be resolved for forest management in the context of sustainability and biodiversity conservation. More detailed CWD studies can help to establish baselines and guidelines in different forest types.

**Acknowledgements:** This work has been made possible through research under the projects -“Sustainable Forest management: a network of pilot zones for operational implementation (FORSEE)” financed by the European Union (FEDER) and “Restoration and Forest management (PSS-310000-2009-22) financed by the Spanish Science Ministry. The authors thank Cinnamon Nolan for her helpful English review and the two anonymous referees for their valuable comments on the manuscript.

## REFERENCES

- Álvarez González J.G., Castedo Dorado F., Ruiz González A.D., López Sánchez C.A., and von Gadow K., 2004. A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwestern Spain). *Ann. For. Sci.* 61: 441–450.
- Barclay H.J. and Layton C.R., 1990. Growth and mortality in managed Douglas fir: relation to competition index. *For. Ecol. Manage.* 36: 187–204.
- Bravo F. and Montero G., 2001. Site index estimation in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in the High Ebro Basin (Northern Spain) using soil attributes. *Forestry* 74: 395–406.
- Bravo F., Pando V., Ordóñez C., and Lizarralde I., 2008. Modelling ingrowth in Mediterranean pine forests: A case study from scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands in Spain. *Investig. Agrar. Sist. Recur. For.* 17: 250–260.
- Bravo-Oviedo A., Sterba H., del Río M., and Bravo F., 2006. Competition induced mortality for Mediterranean *P. pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. *For. Ecol. Manage.* 222: 88–98.
- Bréda N., Huc R., Granier A., and Dreyer E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63: 625–644.
- Brin A., Meredieu C., Piou D., Brustel H., and Jactel H., 2008. Changes in quantitative patterns of dead wood in maritime pine plantations over time. *For. Ecol. Manage.* 256: 913–921.
- Eid T. and Oyen B.H., 2003. Models for prediction of mortality in even-aged forest. *Scand. J. For. Res.* 18: 64–77.
- Forsee, 2005. Proyecto FORSEE (20) INTERREG III B Espacio atlántico: [http://www.iefc.net/index.php?affiche\\_page=projct\\_FORSEE](http://www.iefc.net/index.php?affiche_page=projct_FORSEE). Last access on 16th December (2009).
- Goodburn J.M. and Lorimer C.G., 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Can. J. For. Res.* 28: 427–438.
- Green P. and Peterken G.F., 1997. Variation in the amount of dead wood in woodlands of the Lower Wye Valley, UK, in relation to the intensity of management. *For. Ecol. Manage.* 98: 229–228.
- Hamilton D.A. and Brickell J.E., 1983. Modelling methods for a two-stage system with continuous responses. *Can. J. For. Res.* 13: 1117–1121.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K. Jr., and Cummins K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133–302.
- Harmon M.E. and Chen H., 1991. Coarse woody debris in two old-growth ecosystems. Comparing a deciduous forest in China and a conifer forests in Oregon. *BioScience* 41: 604–610.
- Holmgren P., 1994. Topographic and geochemical influence on the forest site quality, with respect on the forest site quality, with respect to *Pinus sylvestris* and *Picea abies* in Sweden. *Scand. J. For. Res.* 9: 75–82.
- Hosmer D.W. and Lemeshow S., 1989. *Applied Logistic Regression*, John Wiley and Sons, New York, 37 p.
- Huang S., Yang Y., and Wang Y., 2003. A critical look at procedures for validating growth and yield models. In: Amaro A., Reed D. and Soares P. (Eds.), *Modelling Forest Systems*, Wallingford: CABI Publishing, pp. 271–293.
- IPCC, 2007. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Köster K., Jõgiste K., Tükia H., Niklasson M., and Möls T., 2005. Variation and ecological characteristics of coarse woody debris in Lahemaa and Karula National Parks, Estonia. *Scand. J. For. Res.* 20 (Suppl 6): 102–111.
- Krankina O.N., Treyfeld R.F., Harmon M.E., Spycher G., and Povarov E.D., 2001. Coarse woody debris in the forest of the St. Petersburg region, Russia. *Ecol. Bull.* 49: 93–104.
- Linder O., Elfving B., and Zackrisson O., 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *For. Ecol. Manage.* 98: 17–33.
- Magnussen S., Kleinn C., and Picard N., 2008. Two new density estimators for distance sampling. *Eur. J. For. Res.* 127: 213–224.

Ann. For. Sci. 67 (2010) 708

C. Herrero et al.

- Martínez-Vilalta J., Piñol J., and Beven K., 2002. A hydraulic model to predict drought-induced mortality in woody plants: an application to climate change in the Mediterranean. *Ecol. Model.* 155: 127–147.
- McComn W. and Lindenmayer D., 1999. Dying, dead, and down trees. In: Malcom L. and Hunter J.R. (Eds.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Cambridge University Press, pp. 335–372.
- McHugh C.W. and Kolb T.E., 2003. Ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona. *Int. J. Wildl Fire* 12: 7–22.
- Mellen K. and Ager A., 2002. A coarse wood dynamics model for the Western Cascades. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181.
- Montes F. and Cañellas I., 2006. Modelling coarse woody debris dynamics in even-aged Scots pine forests. *For. Ecol. Manage.* 221: 220–232.
- Ninyerola M., Pons X., and Rour J.M., 2005. Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología o geobotánica. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- Ranius T., Kindvall O., Krus N., and Jonsson B.G., 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *For. Ecol. Manage.* 182: 13–29.
- Sas Institute Inc. 2009. SAS/STAT User's Guide, Release 9.1, Cary, N.C, USA.
- Sitonen J., Martikainen P., Punttila P., and Rauh J., 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 128: 211–225.
- Sollins P., 1982. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Can. J. For. Res.* 12: 18–28.
- Spies T.A., Franklin J.F., and Thomas T.B., 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69: 1689–1702.
- Warren W.G. and Olsen P.F., 1964. A line-intersect technique for assessing logging waste. *For. Sci.* 10: 267–276.
- Woollons R.C., 1998. Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process. *For. Ecol. Manage.* 105: 189–195.
- WRB, 2006. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports, No. 103, FAO, Rome, 145 p.

## Amount and distribution of CWD in pine ecosystems of Northwest Spain, NW Russia and NW US

### Abstract

The amount and characteristics of coarse woody debris (CWD) was examined in four distinct pine ecosystems in northwestern Spain (NW Spain), NW Russia and NW USA. The average amount of CWD ranged from 3.76 m<sup>3</sup>/ha (1.55 Mg/ha) in pine plantations in NW Spain, to 24.86 m<sup>3</sup>/ha (6.69 Mg/ha) in Scots pine in NW Russia and to 55.35 m<sup>3</sup>/ha (20.38 Mg/ha) and 77.04 m<sup>3</sup>/ha (28.84 Mg/ha) in ponderosa and lodgepole pine forests in NW USA, respectively. The four ecosystems shared a number of characteristics: the mean volume of snags was less than that of logs, most of the CWD mass was in intermediate degree of decay, and the greatest amount of CWD mass was in mature stands, followed by middle age and then young stands. The CWD ratio (ratio of dead to live wood volume) ranged from 2.84% to 126.60%, depending on pine ecosystem and stands age, and was influenced by the type of natural and human disturbance. The differences in CWD amounts and distribution among the study regions reflected the differences in disturbance and management histories. Only in NW USA was the sample size large enough to examine the effect of disturbance type on CWD amount and distribution, indicating that fire and insect damage influenced considerably the amount of CWD in both lodgepole and ponderosa pine forests. Comparison of how different factors that affects the amount and distribution of CWD in different ecosystems could be useful in the development of ecologically sustainable forest management guidelines.

**Key words:** disturbance; lodgepole pine; dead wood; ponderosa pine; Scots pine

### 1. Introduction

Coarse woody debris (CWD) is one of most important components of forest ecosystems, both functionally and structurally (Harmon et al. 1986, McComb and Lindenmayer 1999). CWD affects nutrient cycling, carbon storage and hydrological processes, and serves as an essential substrate for a large number of species, including numerous endangered and rare species (von Oheimb et al. 2007).

Several studies have examined the role of CWD in maintaining biodiversity (Esseen et al. 1997, Algelstam 1998), estimated decomposition rates of many important tree species (Yatskov et al. 2003), evaluated the role of CWD in carbon and nutrient cycles (Krankina et al. 1999, Hyvonen et al. 2000) and analyzed the amount, structure and dynamics of CWD in unmanaged and managed forests (Green and Peterken 1997, Linder et al. 1997, Siitonen et al. 2000). In unmanaged forests, the amount of CWD is determined by tree mortality and decay rates of dead wood. Both of them are affected by climate, site productivity, tree species composition, disturbance regime, characteristics of the previous forest stand and successional stage of the forest (Harmon et al. 1986, Spies et al. 1988). In managed forests, the amount of CWD is typically very low, to avoid pest problems and fire hazard and to maximize the commercial value of the harvest. Trees affected by insects, diseases, and fire are usually removed immediately, before they die or deteriorate, if economics and accessibility permit (DeBell et al. 1997, Green and Peterken 1997). Plantation forests are typically managed on short rotations and generally subject to intensive harvest methods, leading to the development of structurally homogenous stands without significant amount of CWD (Harmon et al. 1986, deMaynadier and Hunter 1995). However, management activities, such as thinning, pruning and harvesting can be sources of woody debris (Carlyle 1995).

The increasing importance of biodiversity and carbon storage favours maintaining and promoting CWD in managed forests. Leaving all dead trees and some living trees during logging operations and even killing trees to create CWD are some of the operational means for meeting the prerequisites for biodiversity in managed forests (Esseen et al. 1997).

The amount and the distribution of CWD is one criterion for assessing and determining baseline silvicultural practices. This type of data is available for different types of forests, but there is very little information on broad-scale (continental and global) patterns of CWD distribution and abundance. In addition, there is limited information on the impact of management on these patterns. Comparing different forest ecosystems allows us to examine the effects of site productivity and stand structure on the CWD amount and decomposition rates, and to understand how different managements affect the CWD resource.

Significant differences may be expected from results reported for different parts of the world because the mass of CWD stored in forests varies due to many factors, including the silvicultural history and forest management practices dominant in each region. However, it is possible to draw some general conclusions that hold across a wide range of forest conditions. Understanding CWD dynamics in different forest landscapes, under stands with different characteristics such as live wood volume, species composition, age and silvicultural treatment, is essential when formulating guidelines for forest management, because it can influence the selection of strategies to increase carbon stores on forest lands (Krankina et al. 2002).

Therefore, the aim of this paper is to assess the amount, quality and distribution of CWD in four pine ecosystems located in three different regions: NW Spain, NW Russia and NW USA. The three regions represent different stages of human impact on forested landscape with three different situations. In NW Spain we find recent and middle productivity forest plantations that are actively managed. NW Russia is characterized by established rotation forestry system with relatively long rotations and few natural stands remaining. Finally, NW USA is characterized by the relative recent initial expansion of timber harvest into previously unmanaged forest where natural disturbance regimes continue to play a major role, together with forests that have never been managed. The three regions represent land-use histories that are typical throughout the world and can be expected to influence CWD stores.

Our specific objectives are: (1) to assess the amount of CWD in the different pine ecosystems. (2) to study the distribution of CWD among decay classes and stand ages and (3) to determine the impact of natural and human disturbances in CWD in NW USA pine ecosystems.

## 2. Material and Methods

### 2.1 Study areas

The first study region was located in NW Spain (42° N and 4°W). This area represents a homogeneous transitional sector between forests and cropland, with small mountains and valleys. Altitude ranges from 800 to 1000 m a.s.l. The climate is Mediterranean, with a long, cold winter and a warm, dry summer. January temperature ranges between -2 °C and 6 °C, July temperature between 9 °C and 21 °C, and mean annual rainfall is 630 mm. Soils are mainly acidic, with some areas of limestone and neutral soils (Oria de Rueda et al. 1996). Forests ecosystems cover 61,570 ha (33.0% of total area). As a result of an extensive pine plantation program carried out mostly after the 1960's, pine stands cover 41.5% of the total forest area. The three main species are Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) (43.6%), black pine (*Pinus nigra* Arn.) (43.9%) and maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) (12.5%). Plantations are typically a mixture of the three species, are homogeneous stands between 30 to 60 years old, and are managed for wood production.

The second study area was situated in the St. Petersburg region, NW Russia, between 58° and 61°N and between 29° and 34°E. The study region is a part of the East-European plain with elevations between 0 and 250 m a.s.l. The climate is cool maritime with cool wet summers and long cold winters (July mean temperature ranges between 16-17 °C, January minimum temperature between -7 to -11°C and mean annual precipitation between 600-800 mm). The terrain is flat and rests on ancient sea sediments covered by a layer of moraine deposits. Soils are mostly podzol type on deep loamy to sandy sediments. The

region occupies 8.1 million ha and currently 55% of this area is covered with forests. The natural vegetation of the region is in the southern taiga type. The main dominant conifer species are Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.), growing both in pure and mixed stands. The St. Petersburg region has a long history forest management dating from the 18th century. Most of the forests are second-growth harvested on a 60-120 year rotation. The land-use history is similar that found in Scandinavia but distinct from many other boreal regions, such as Siberia and Alaska.

The third region was located in NW USA, in eastern and central Oregon State, between 42° and 46°N and between 117° and 123°E. The region includes the Eastern Cascades Range, pumice plateau of south-central Oregon, and Blue Mountains. Elevation of the forested area ranges between 900 and 2000 m a.s.l. The climate is characterized by low summer rainfall, cold winters and a short growing season. Average January minimum temperature ranges between -7 and -11 °C and average July maximum temperature between 27 and 31 °C. Average annual precipitation ranges between 350 and 700 mm, falling mostly as snow. Soils range from relatively young, poorly developed, mineral deficient, and highly porous volcanic soil types to more developed soils of basaltic origin (Franklin and Dyrness 1973). The study includes ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws) and lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud) dominated forests, covering 2.1 and 0.8 million ha, approximately (Donnegan et al. 2008).

## 2.2 Sampling design

### NW SPAIN

In NW Spain, sixty seven plots in *Pinus* spp. plantations were selected on the systematic grid with an intensity of one plot per 2 km<sup>2</sup>. Pine plantation stands were grouped in two stand development stages: young (<=40 years old) and middle age (40-80 years old). A total of 36 plots, 11 young and 25 middle age stands had been thinned (Table 1). Plots were composed of four, 15 m radius circular subplots joined by two, 50 m long perpendicular transects. One of the subplots was a National Forest Inventory plot (NFI) (spatial sampling intensity of approximately one plot per 1 km<sup>2</sup>).

Snags were tallied in the four subplots, stumps in two of the four subplots, and logs on the transects. Snags were defined as standing dead trees with diameter at breast height greater than 7.5 cm. For each snag, species, height, diameter at breast height (dbh), decay class, presence of excavated cavities, and azimuth and distance to plot centre were recorded. The number of the stumps in each plot was recorded, and the mean diameter and height were measured. Finally, line intersect sampling (LIS) (Warren and Olsen 1964) was used for estimating the volume of logs. Logs were defined as dead trees with diameter greater than 7.5 cm, downed on the ground or suspended by one of its extremes, but with an inclination greater than 45° from vertical. The species, diameter at the transect intersection point, length, inclination, decay class and wildlife use were recorded for each

log (Forsee project 2005). In all pieces of woody debris, five decay classes were considered, from nearly sound wood to the most advanced stages of decomposition, following the criteria described by Goodburn and Lorimer (1998).

### NW RUSSIA

In NW Russia, fifty Scots pine plots were studied (Table 1). They were in 7 different forests, ranging from 15 to 150 years old. Thirty eight percent of plots were classified as young stands ( $\leq 40$  years old), 36% as middle age (40-80) and the remaining 26% as mature stands ( $> 80$  years old). Eight plots (7 middle age and 1 mature) had been thinned. The plots were also classified according to whether disturbance (windthrow) was apparent or not. Only 3 plots showed signs of disturbance, all mature stands.

**Table 1 |** Main characteristics of the pine ecosystems included in the study.

		Stand volume (m <sup>3</sup> /ha)	Total number plots	Thinned plots	Plots with evidence of natural disturbance
<i>Pinus spp.</i> (NW SPAIN )					
Young stands	0-40 years	103.14	25	11	0
Middle age stands	>40 years	102.49	42	25	0
<i>Pinus sylvestris</i> (NW RUSSIA)					
Young stands	0-40 years	63.06	13	0	2
Middle age stands	40-80 years	187.84	32	7	0
Mature stands	>80 years	415.30	5	1	3
<i>Pinus ponderosa</i> (NW USA)					
Young stands	0-40 years	53.20	51	10	22
Middle age stands	40-80 years	124.96	187	33	72
Mature stands	>80 years	199.18	191	21	80
<i>Pinus contorta</i> (NW USA)					
Young stands	0-40 years	44.02	65	10	30
Middle age stands	40-80 years	129.22	62	7	31
Mature stands	>80 years	182.31	44	5	21

Note: Plots with evidence of natural disturbance are plots affected by natural disturbances like fire, insect and disease damage or windthrow.

CWD (snags, logs and stumps) was measured in fixed-area plots ranging in size from 0.2 to 1.0 ha. Within each plot, the large- and small-end diameters, length, species and decay class of each log >10 cm in diameter and >1m in length was recorded. Stumps and snags were measured irrespective of their height. Measurements varied by CWD type and condition were designed to characterize the volume of each piece; detailed description of field methods is published elsewhere (Harmon and Sexton 1996). The decay classification system included the same 5 decay classes as in NW Spain.

#### *NW USA*

Plots were located systematically across the entire region, approximately one plot every 4850 ha, by the US National Forest inventory (Bechtold and Scott 2005). Only plots on which at least 25% of the area was classified as either ponderosa (429 plots) or lodgepole (171 plots) pine forest type were selected for analysis. The plot design consisted of a cluster of 4 points within a 1 ha circle. At each point, snags and live trees of different sizes (12.7- 61.0 and  $\geq$ 61.0 cm DBH) were measured in a set of two nested plots of different sizes (0.0162 and 0.1012 ha, respectively). For each snag, species, height, diameter and decay class were recorded. Logs greater than approximately 7.5 cm diameter and 1 m length were measured using line intersect sampling, on two, 17.95 m transects per point, resulting in a total transect length of 143.60 m per plot. The large- and small-end diameters, diameter at the point of intersection with the transect, species, decay class and length were recorded. The decay class of each CWD piece was rated according to a five-class decay scale similar to that in NW Spain and NW Russia. When distinct conditions, such as forest type or management history, existed within a plot, they were mapped and both snags and logs assigned to the condition where they fell. A host of variables describing each condition, including ownership, stand age, disturbance and management history, were also collected. Following the same criteria as in the other regions, plots were classified as young ( $\leq$ 40 years old), middle age (40-80) or mature stands ( $>$ 80 years old). Further details on the field methods and sampling procedures can be found at US Department of Agriculture, Forest Service (2007).

In the ponderosa pine forest type, age ranged from 1 to 350 years old. Most plots were middle age or mature stands (43.6% and 44.5%, respectively). The plots were divided in two types: plots without apparent disturbance (n=228) and plots with disturbance (presence of disturbances in the last 10 years). A variety of disturbance types were observed in the plots: 99 plots had a history of fire (crown or ground fire, prescribed or natural), 75 plots presented insect or disease damage and 64 plots presented different types of harvest. Note that the disturbance types were not mutually exclusive, since any plot may have two or more types of disturbance.

In the lodgepole pine forest type, age ranged from 3 to 200 years old. As in ponderosa pine forest, plots were classified as young ( $\leq$ 40 years old), middle age (40-80) and mature stands ( $>$ 80 years old) and were divided into plot without disturbances (n=86) and plots with disturbances. Thirty four plots presented fires (crown or ground fire,

prescribed or natural), 48 plots insect or disease damage and 22 plots different types of harvest. In the different pine ecosystems, the frequency of disturbed plots was different depending on the age class category of the stand (Table 1).

### 2.3 Calculation of volume and mass

In NW Spain, snag volume (m<sup>3</sup>) was calculated using equations from the Spanish National Forest Inventory (DGCN 1996). The volume of each stump was calculated using Huber's formula (Harmon and Sexton 1996). Snag and stump volume (m<sup>3</sup>) were calculated and expanded to hectare. Log volume (m<sup>3</sup>/ha) was estimated using the following equation [Eq. 1] (Warren and Olsen 1964, Van Wagner 1968):

$$V_i = \left( \pi^2 \sum d_{ij}^2 \right) / 8L \quad [\text{Eq. 1}]$$

where  $V_i$  is the estimated log volume in the  $i$ -th plot (m<sup>3</sup>/ha);  $d_{ij}$  the intersection diameter of the  $j$ -th log in the  $i$ -th plot (cm); and  $L$  transect length, in our case 100 m.

In NW Russia, volume estimates were calculated for each piece of CWD from their field measurements using local volume tables for intact snags and appropriate volume formulas (Newton, paraboloid, frustrun of a cone or neiloid) for other CWD conditions and types. These individual volumes were summed for each plot and plots values scaled up to give a value per hectare.

In NW USA, snag volume was computed using a standard set of volume equations from the US Forest Inventory, based on diameter and height. Mean estimates of the total volume and volume per hectare were computed following Bechtold and Scott (2005). Volume and mass estimates of logs were computed using the same procedures as in NW Spain (Woodall and Monleon 2008).

In the three regions, the volume of CWD was coupled by each decay class categories and to estimate CWD mass, the estimated volume was multiplied by the wood bulk density. In NW Russia and NW USA, published bulk density values by species and decay class were used (Yatskov et al. 2003, Harmon et al. 2008). In Spain, bulk density was estimated by collecting 33 logs of different decay classes in the field. Large diameter, end diameter, midpoint diameter and length were measured to calculate the volume by Newton's equation [Eq. 2] (Harmon and Sexton 1996):

$$V_i = \frac{L \cdot (A_b + 4A_m + A_t)}{6} \quad [\text{Eq. 2}]$$

Where  $V$  is the volume of the log,  $L$  is the length, and  $A_b$ ,  $A_m$  and  $A_t$  were the cross-sectional areas at the base, middle and top of the log, respectively. Dry weights of logs were determined after drying at 75 °C to constant weight. The estimated mean bulk density (Mg

m<sup>-3</sup>; standard error in parenthesis) was 0.441 (0.075), 0.351 (0.079), 0.281 (0.101), 0.199 (0.042) and 0.044 (0.013) for decay classes 1 through 5, respectively.

The sampling designs applied in the three regions, although standard and consistent, differed slightly on the components of CWD tallied and definition of pieces. Snags, logs and stumps were measured in NW Spain and NW Russia, but only snags and logs were measured in NW USA. Different piece definitions, based on a minimum size threshold, were used in the different regions: a minimum diameter of 7.5 cm was used in NW Spain and NW USA and 10 cm in NW Russia. In order to assess the impact of this difference, the volume of CWD with diameters between 7.5 and 10 cm was calculated in NW Spain and NW USA.

On the other hand, across all sites, for each sample plot, volume and mass of total CWD such a sum of volume and mass of the different components (snags, logs and stumps), were calculated and averages computed by pine ecosystem and stand age class. Only in NW USA was the sample size large enough to compute the average amount of CWD by natural (fire, insect damage) and anthropogenic (harvesting) disturbance regime. Finally, live tree volume was calculated to compute the CWD ratio (ratio of dead to live volume) in each plot. CWD ratio was calculated also by age class in the three regions and by disturbance types in NW USA's pine ecosystems.

### 2.3 Statistical methods

For each pine ecosystem, descriptive and graphical analyses of the estimated mean total CWD volume and mass by components (snags, logs and stumps), decay class, age class and type of disturbance were drawn. To determine statistically significant differences in volume and mass of CWD, logs, snags and stumps, a linear mixed model (LMM) was used with the following factors: pine ecosystem with four levels: 1 (pine plantations in NW Spain), 2 (Scots pine in NW Russia), 3 (ponderosa pine in NW USA), and 4 (lodgepole pine in NW USA); age class with three levels: 1 (young stands), 2 (middle age stands) and 3 (mature stands) and their interaction. In the case of volume and mass of stumps component the pine ecosystem showed two levels (NW Spain and NW Russia). LMM allowed us to correct the heteroscedasticity of variance caused by pine ecosystem factor. The differences among age classes in each pine ecosystem were evaluated by individual contrasts. Proc mixed of SAS 9.1 statistical program was used in the process (SAS Institute Inc 2010).

## 3. Results

Significant differences ( $P < 0.0001$ ) were found among pine ecosystems, age classes and the interaction between these factors in CWD volume and mass and their main components

(logs and snags). Stumps pool showed significant differences among age classes in pine ecosystems of NW Spain and NW Russia ( $P < 0.0002$ ).

The amount of CWD varied greatly between pine ecosystems. The average amount of CWD in plots without recorded disturbance ranged from 3.76 m<sup>3</sup>/ha (1.55 Mg/ha) in pine plantations in NW Spain to 77.04 m<sup>3</sup>/ha (28.84 Mg/ha) in lodgepole pine in NW USA (Table 2). An estimated 24.86 m<sup>3</sup>/ha (6.69 Mg/ha) were found in Scots pine in NW Russia and 55.35 m<sup>3</sup>/ha (20.38 Mg/ha) in ponderosa pine in NW USA.

In addition, the distribution of CWD by decay class also changed by pine ecosystem ( $P < 0.0001$ ) (Fig.1). In pine plantations in NW Spain, decay class 1 material was the most abundant, due to the recent history of thinning, but the mass in decay classes greater than 3 was scarcest. On the other hand, in Scots pine of NW Russia, CWD mass was greatest in decay classes 1, 2 and 3, compared with the most decayed classes (4, 5). Finally, ponderosa and lodgepole pine ecosystems showed a relatively homogeneous distribution of CWD mass across decay classes.

For all regions, the volume of logs was higher than the volume of snags, especially in NW USA, where the volume of logs was 1.8 times that of snags in both forest types (Table 2). As well as this, the mass in the most decayed classes was greater in logs than in snags. The interaction between pine ecosystem and age class was also statistically significant, therefore, the effect of age class on the amount of CWD and their components differed among pine ecosystems.

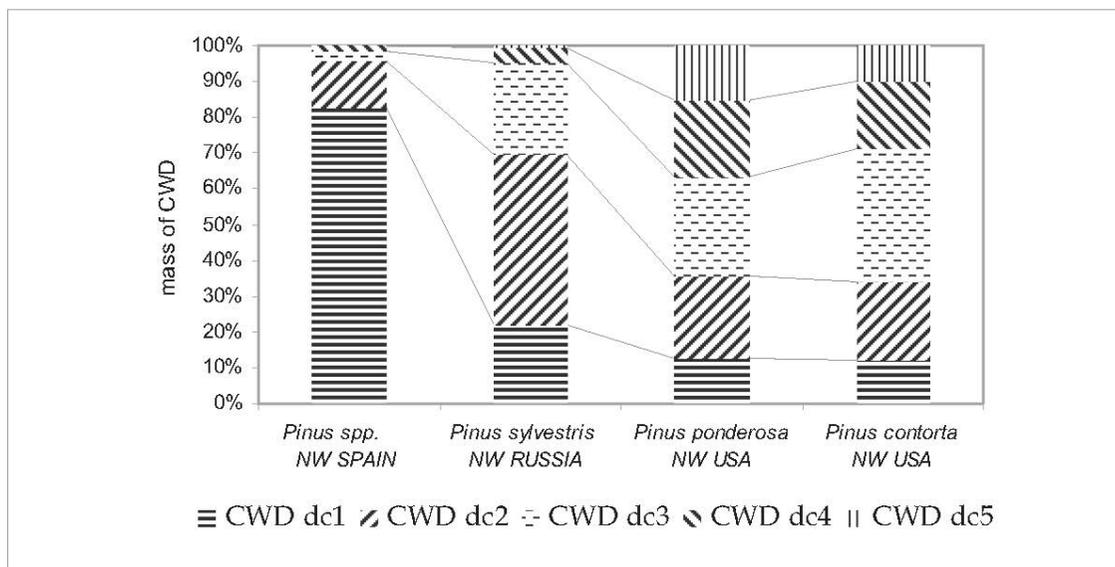
**Table 2** | Volume and mass of CWD (logs, snags and stumps) by age class and pine ecosystem.

	Log		Snag		Stump		Total CWD		Live volume	Ratio
	Volume (m <sup>3</sup> /ha)	Mass (Mg/ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	%						
<i>Pinus spp.</i> (NW SPAIN)										
All	1.28	0.49	1.04	0.43	1.44	0.63	3.76	1.55	102.73	3.66
Young	0.68a	0.29a	0.83a	0.34a	1.12a	0.49a	2.64a	1.12a	103.14a	2.56a
Middle age	1.64a	0.61a	1.17a	0.48a	1.62a	0.71a	4.43a	1.62a	102.49b	4.32a
<i>Pinus sylvestris</i> (NW RUSSIA)										
All	15.16	3.70	8.41	2.77	1.29	0.22	24.86	6.69	248.31	10.01
Young	1.31a	0.25a	1.78a	0.51a	0.84a	0.15a	3.94a	0.91a	63.06a	6.25a
Middle age	11.30b	2.90b	7.05b	2.31b	0.87a	0.15a	19.22b	5.36b	187.84b	10.23a
Mature	32.04c	7.71c	15.88c	5.29c	2.20a	0.37a	50.13c	13.38c	460.18c	10.89a
<i>Pinus ponderosa</i> (NW USA)										
All	45.29	17.46	10.06	2.91	-	-	55.35	20.38	141.24	39.19
Young	39.33a	15.07a	2.33a	0.52a	-	-	41.66a	15.59a	62.59a	66.56a
Middle age	42.57a	16.49a	5.68a	1.38a	-	-	48.24a	17.87a	116.45b	41.43b
Mature	49.98a	19.22a	17.07b	5.27b	-	-	67.04b	24.49b	191.03c	35.09b
<i>Pinus contorta</i> (NW USA)										
All	67.23	25.67	9.81	3.18	-	-	77.04	28.84	117.31	65.67
Young	54.23a	20.70a	5.28a	1.50a	-	-	59.51a	22.20a	47.00a	126.62a
Middle age	71.90a	27.41a	10.66a	3.65a	-	-	82.56a	31.06a	138.80b	59.48a
Mature	82.58a	31.56a	16.13a	5.32a	-	-	98.72a	36.88a	205.02c	48.15a

Note: Ratio is the relation between dead to live volume. Different letters means significant differences among age class categories.

Most individual contrasts showed a statistically significant higher CWD in older stands. In general, the highest amount of total CWD was found in mature stands, followed by middle age and then young stands (Table 2). However, In NW USA, although the total amount of live volume was greatest in the oldest age classes, the ratio of CWD (ratio of dead to live wood volume) was greatest in young stand (Table 2).

It was possible because of the large amount of CWD found in young stands in ponderosa and lodgepole pine forest (39.33 and 54.23 m<sup>3</sup>/ha) relative to live volume (62.59 and 47.00 m<sup>3</sup>/ha). In addition, higher amount of CWD was found in middle age than in mature stands in several decay classes in the two forest ecosystems (Table 3).



**Figure 1**

Percentage CWD mass by decay class in the different pine ecosystems.

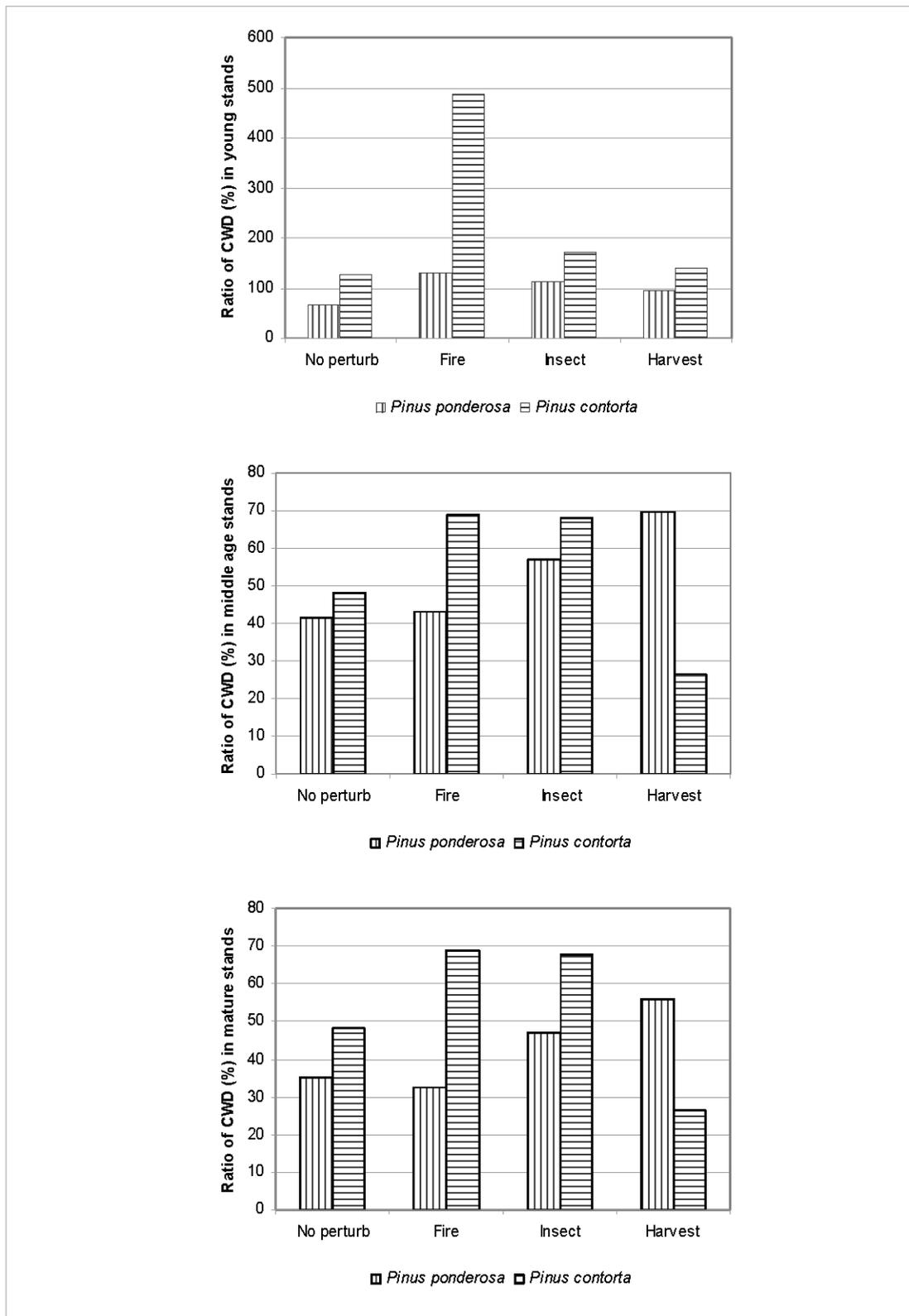
Note: CWD *dci* is the mass of CWD in decay class *i*.

**Table 3 |** Mass of logs and snags in the different decay classes by age class and pine ecosystem.

		Log mass (Mg/ha)					Snag mass (Mg/ha)				
		dc1	dc2	dc3	dc4	dc5	dc1	dc2	dc3	dc4	dc5
<i>Pinus spp.</i> (NW Spain)	Young	0.24	0.05	0.00	0.00	0.00	0.24	0.10	0.00	0.00	0.00
	Middle age	0.39	0.12	0.06	0.04	0.00	0.37	0.10	0.01	0.00	0.00
<i>Pinus sylvestris</i> (NW Russia)	Young	0.00	0.01	0.19	0.04	0.01	0.17	0.29	0.00	0.05	0.00
	Middle age	0.04	0.98	1.85	0.03	0.00	0.93	1.22	0.16	0.00	0.00
	Mature	0.72	4.08	2.32	0.54	0.07	2.45	2.70	0.14	0.00	0.00
<i>Pinus ponderosa</i> (NW USA)	Young	0.24	1.46	5.17	4.35	3.85	0.25	0.20	0.05	0.02	0.01
	Middle age	0.48	3.67	4.96	4.45	2.94	0.59	0.40	0.09	0.26	0.03
	Mature	2.07	4.77	5.70	3.95	2.72	2.60	1.64	0.78	0.06	0.18
<i>Pinus contorta</i> (NW USA)	Young	0.87	5.35	10.05	3.08	1.34	1.37	0.08	0.05	0.00	0.00
	Middle age	1.92	6.14	8.79	6.80	3.76	2.97	0.55	0.12	0.02	0.00
	Mature	0.91	5.30	13.96	7.23	4.15	3.04	1.90	0.29	0.09	0.00

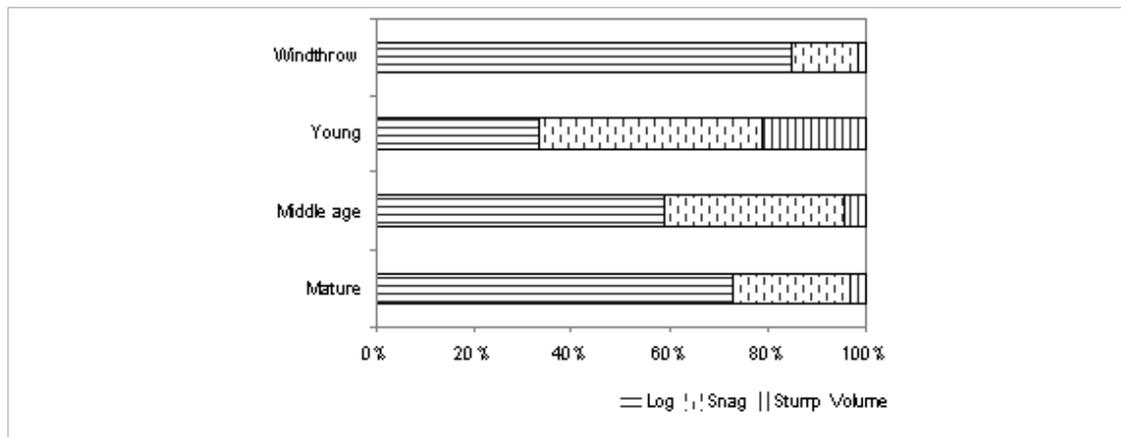
Note: dc1 to dc5 are the decay class level ranges from 1=nearly sound wood with bark intact to 5=the most advanced stages of decomposition.

In ponderosa pine forest, high CWD amount was found in recently disturbed areas, mainly because of insect and disease damage (Fig. 2) and harvest. Young stands showed the highest volume of logs (97.05 m<sup>3</sup>/ha).



**Figure 2**

Estimated ratios of CWD to live tree volume in young, middle age and mature stands by disturbance type in *Pinus ponderosa* and *Pinus contorta* ecosystems in NW USA.



**Figure 3**

Estimated log volume in stands without disturbance and in stands after windthrow disturbance in NW Russia.

This large value could be related to the drought coupled with bark beetle attack in the early 1990's (Laudenslayer 2005) that also affected mature stands. In addition, historically, fire was the most common mortality agent in ponderosa pine forests. Fig. 2 also showed the importance of this disturbance in young stands. In lodgepole pine stands, the CWD ratio of stands that had an indication of fire disturbance was very large in all age classes, but more so in young stands.

The role of disturbance was difficult to compare across regions because only in NW USA the sample size was sufficiently large. However, results of 3 plots affected by windthrow in NW Russia showed an average volume of log, snags and stumps of 162.72 m<sup>3</sup>/ha, 26.25 and 2.62 m<sup>3</sup>/ha, respectively. In those plots, the volume of logs after windthrow disturbance was more than 80% of the total amount of CWD (Fig. 3).

Finally, the volume of woody debris with diameter between 7.5 and 10 cm in both NW Spain and NW USA was estimated in order to know the importance of the smallest pieces of CWD to the total volume. The proportion of volume in that class was 6% in Spain and 1.9 and 3.4 % in the ponderosa and lodgepole pine ecosystems of NW USA.

## 4. Discussion

Four different pine ecosystems have been compared in three different regions. Four different site conditions, forest histories and legacies have been analyzed under species of *Pinus* spp. Coarse woody debris (snags, logs and stumps) components have been quantified in order to understand the spatial and temporal dynamic of dead wood under different forest management and disturbances.

Our findings showed that the amount of dead wood varied greatly by pine ecosystems. The results of this study are consistent with others studies of CWD stores in similar ecosystems and forest categories. In Southern Finland, Siitonen et al. (2000) found 14 m<sup>3</sup>/ha in mature stands (dominant spruces <120 years old) and 22 m<sup>3</sup>/ha in overmature stands (>120 years old). The successional stage of each stand, the stand history and exogenic disturbances were the factors that explained the variation of CWD. Spetich et al. (1999) found in midwestern U.S. second-growth forests 30 m<sup>3</sup>/ha. Higher values were found by Spies et al. (1988) in PNW. They reported a mean volume of CWD in Douglas-fir forests of 423 m<sup>3</sup>/ha for young stands (age 65), 250 m<sup>3</sup>/ha for mature forests (age 121), and 534 m<sup>3</sup>/ha for old-growth forests (age 404). However, this part of Oregon (NW) is a completely different ecoregion, with different ecosystems and management. In *Pinus contorta*, the average mass of CWD (28.84 Mg/ha) is agreed with the ranged found in *Pinus contorta* undisturbed stands in Wyoming by Tinker and Knight (2000). Finally, in Mediterranean managed forests, different works have reported values of dead wood smaller than 25 m<sup>3</sup>/ha like Vallauri et al. (2003) in France or Atici et al. (2008) in Turkey.

Mass of CWD is an important variable to be estimated in forest ecosystems. Pieces with the same volume but with different masses will have different carbon and nutrient content due to differences in wood density, decay classes and elemental concentrations. Many key functions in ecosystems (soil development, habitat for microbes, invertebrates and vertebrates) are dependent on the mass of woody detritus present and its distribution into the different decay classes (Goodburn and Lorimer 1998, Harmon et al. 2000). Although large amounts of CWD in decay class 4 and 5 have been found in stands dominated by Scots pine in northern Sweden by Linder et al. (1997), our results agree with others studies where intermediate decay classes tend to dominate (Harmon et al. 1986, Spetich et al. 1999).

Results of this study are agreement with other studies (Krankina et al. 2002) where logs are more abundant than snags. In considering the benefits for nature conservation (Butler and Schlaepfer 2004) suggested that, in managed forests, snags should account for at least the 50% of CWD volume, because snags provide a critical habitat for many species of cavity-nesting birds (Davis 1983, Harmon et al. 1986). Dead trees with cavities are of particular importance to many species of snag dependant wildlife. Among studied species, ponderosa pine is a particularly important snag species for cavity-nesting birds due to its relatively large volume of sapwood, which often decays quickly and provides suitable sites for nest excavation (Bull et al. 1997). The relatively lower proportion of snags found in all regions may reflect the transitory nature of this component: the proportion of snags can increase temporarily after a period of increased tree mortality, but over time the snags fall over and become downed logs. However, forest management directives must consider the number, the size and the longevity of the snags in order to promote biodiversity. In addition, our findings agree with results from other studies (Yatskov et al. 2003), where it is suggested that logs decomposed faster than snags. It could be due to snag

decomposition may be slower than that of logs because of insufficient moisture in snag tissues resulting from the microclimatic differences (Onega and Eickmeier 1991).

A review of north American forest structure literature suggests that the volume, mass, and density of CWD is greatest in very young stands (after perturbation), decreases in developing stands and increases slightly with maturing stages of development (Harmon et al. 1986, Spies et al. 1988). Our results support those findings only in Scots pine ecosystems in NW Russia, where log volume in mature and young stands was more than twice and eight times the mass in middle age stands, respectively. However, in the other three pine ecosystems, where different mechanisms (partial disturbance, prior management history) drive the distribution of CWD through stand development, this pattern was not so apparent.

Disturbance patterns during the last 10 years and the legacy determined the distribution of the amount of CWD across age classes in NW USA. Several studies that compare undisturbed and disturbed areas, like Tinker and Knight (2000), showed also that burned stands contained more than twice the amount of CWD than clear cut stands, largely due to the removal of live trees in harvested stands and the presence of snags in burned stands. Results of this study showed that the proportion of logs vs. snags in stands with fire disturbances varied across the age classes. While in young stands, the volume of logs (84.58 m<sup>3</sup>/ha) and snags (56.91 m<sup>3</sup>/ha) was similar, in middle age stands logs dominated the CWD volume (120.61 m<sup>3</sup>/ha) vs. snag volume (20.44 m<sup>3</sup>/ha). On the other hand, results from NW Russia pine ecosystem showed that windthrow disturbance can create high volume of CWD. NW Russian boreal forests are frequently disturbed and windthrow is also fairly widespread (Krankina and Harmon 1995). Predicted climate change is expected to increase disturbance frequency and severity (IPCC 2007), therefore, understanding the dynamics of CWD is critical for assessing management options.

Finally, harvesting can produce drastic changes in CWD quantity and quality. Removal of trees decreases the input of CWD, but harvesting can affect wood pools indirectly, through the fragmentation of decaying ground wood caused by machinery (Ranius et al. 2003). In NW Spain, thinning could have a significant effect in CWD amount in young stands, where higher values of volume of logs and volume of stumps were found in thinned stands. In addition, logging waste such as crown tops or pruning residues used to be left on the ground.

Comparison of CWD estimates from different studies requires caution, because methods of field measurements, plots selection, area of the study region and calculation procedures vary among studies (Fridman et al. 2000, Grove 2001). A limitation of this study is that it does not present similar sampling methods, designs and minimum piece sizes in the three regions. In our case, the sampling methods and designs used in the three regions are standard methods used to sample CWD in different parts of the world. While a

standard method for sampling CWD would be ideal, previous researchers argue that no single method can be adopted for all forest types due to the structural differences between them (e.g. Woldendorp et al. 2004) and due to the objectives and resources of the studies themselves. Sampling normally occurs at a single point in time and it may therefore be more important to adopt a method which is applicable to a range of management histories or disturbance regimes within a forest type rather than developing a generic sampling regime for all forest types (Miéhs et al. 2010). On the other hand, there is also disagreement in the definition of the different CWD components. For example, Woodall et al. (2009) surveyed the methods used in the National Forest Inventory of 30 countries that sample CWD. They found that “the definitions of down woody (DW) variables varied among countries that inventory DW. Common minimum diameters at breast height for standing dead trees were 5, 7, 10, and 12 cm”. They report that 33% of the countries used a minimum diameter of between 7 and 7.6 cm and 27% used 10 cm. They noted that the 7.5 cm threshold is close to 3 inches, which is used to differentiate between fine and heavy fuels in fire behavior models. In this study, NW Spain and the NW USA used a threshold of approximately 7.5 cm minimum diameter, while NW Russia used 10 cm. Therefore, we would expect that the estimated CWD volume in NW Russia was somewhat less than what would be expected if a 7.5 cm threshold had been used. However, we consider that the proportion of the small pieces represents a very small difference that does not significantly alter the results and conclusions of this study because it corresponds to pieces with small volume.

The paper showed that different histories lead to different amounts of CWD, of legacy wood and different distribution relative to live volume. Then, forest management and the response after natural disturbance or after harvest activities have a great influence in the quantity and quality of CWD in a forest ecosystem. After disturbances, logging residues and snags are often removed to avoid the outbreak of bark beetle populations and other insects that could damage living trees. After commercial thinning, harvest trees also used to be removed because the available technology and demand for wood has resulted in greater utilization of smaller and poorer quality trees. The elimination of CWD can reduce forest risks, but can also contribute to a decline on biological diversity and nutrient cycling. This study has analysed the amount and the distribution of CWD in three different regions. The characterization of CWD, amount and distribution, can provide some context for making management decisions. Managers often want to know how much CWD should they leave or create in a stand. Results of this study showed that the answer to this question depends on many factors including the particular forest management and disturbance histories of the stand.

Although a single CWD ratio is often used to inform about the capacity of the stand to create CWD, our results suggest that this approach has to be used under similar conditions (age class and type of disturbance regime). However, the differences in CWD stores among pine ecosystems with different histories of management and use indicate potential consequences of future scenarios of carbon fixation in CWD. Steady state estimation must

be carried out to estimate the future of carbon fixation of CWD in each region (Harmon et al. 2001), in order to define appropriate CWD amount in the regions. The results of this study have implications for developing guidelines to prescribe adequate levels of density, size and amount of CWD into different decomposition classes and to obtain the optimal response after disturbances.

## Acknowledgements

We specifically express gratitude to Becky Fash, Mark Harmon, M. Yatkov, Susan Morré and Valentín Pando for providing help with data support, analysis and English language. This work has been made possible through research under the FORSEE project - INTERREG III B financed by the European Union and through the University of Valladolid grant program.

## References

- Angelstam, P.K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9: 593-602.
- Atici, E., Colak, A. H. & Rotherham, I. D. 2008. Coarse dead wood volume of managed oriental Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands in Turkey. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 17(3): 216-227.
- Bechtold, W.A. & Scott, C.T. 2005. The forest inventory and analysis plot design. In: Bechtold, W.A. & Patterson, P.L. (eds.). *The enhanced Forest Inventory and Analysis Program*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SRS-GTR-80, Asheville, North Carolina. p. 27-42.
- Bull, E.L., Parks, C.G. & Torgersen, T.R. 1997. Trees and logs important to wildlife in the interior Columbia River Basin. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-391. 55 p.
- Butler, R. & Schlaepfer, R. 2004. Dead wood in managed forests: how much is enough? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155 (2): 31-37.
- Carlyle, J.C. 1995. Nutrient management in a *Pinus radiata* plantation after thinning: the effect of thinning and residues on nutrient distribution, mineral nitrogen fluxes, and extractable phosphorus. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1278-1291.
- Davis, J.W. 1983. Snags are for wildlife. In: Davis, J.W., Goodwin, G.A. & Ockenfels, R.A. (eds.). *Proceedings of the Symposium on Snag Habitat Management*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-99, Flagstaff, Arizona. p. 4-9.

DeBell, D.S., Curtis, R.C., Harrington, C.A. & Tappeiner, J.C. 1997. Shaping stand development through silvicultural practices. In: Kohm, L.A. & Franklin, J.F. (eds.). *Creating Forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Island Press, Washington D.C. p. 141-151.

deMaynadier, P.G. & Hunter, M.L.Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Research* 3: 230-261.

DGCN. 1996. Segundo Inventario Forestal Nacional completo: 1986-1996. Parques Nacionales, Spain. 50 p.

Donnegan, J., Campbell, S. & Azuma, D. 2008. Oregon's forest resources, 2001-2005. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-765. 186 p.

Esseen, P.A., Ehnstrom, B., Sjoberg, K. & Ericson, L. 1997. Boreal forests. In: Hanson, L. (ed.). *Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity*. *Ecological Bulletins* 46. p. 16-47.

Forsee Project 2005. Proyecto FORSEE (20) INTERREG III B Espacio atlántico: Available at [http://www.iefc.net/index.php?affiche\\_page=projet\\_FORSEE](http://www.iefc.net/index.php?affiche_page=projet_FORSEE). [Cited 17 August 2010].

Franklin, J.F. & Dyrness, C.T. 1973. Natural vegetation of Oregon and Washington. USDA Forest Service General Technical Report PNW-8. 417 p.

Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 23-36.

Goodburn, J.M. & Lorimer, C.G. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 427-438

Green, P. & Peterken, G.F. 1997. Variation in the amount of dead wood in woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management. *Forest Ecology and Management* 98: 229-228.

Grove, S.J. 2001. Extent and composition of dead wood in Australian lowland tropical rainforest with different management histories. *Forest Ecology and Management* 154: 35-53.

Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K.Jr. & Cummins,

K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.

Harmon, M. & Sexton, J. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. Publication No. 20. U.S. L.T.E.R. Network Office, University of Washington, Seattle, WA. 73 p.

Harmon, M.E., Krankina, O.N. & Sexton, J. 2000. Decomposition vectors: A new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 74-84.

Harmon, M.E., Krankina, O.N., Yatskov, M. & Matthews, E. 2001. Predicting broad-scale carbon stores of wood detritus from plot-level data. In: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F. & Steward, B.A. (eds.). *Assessment methods for soil carbon*. Lewis publishers, Boca Raton, Florida. p. 533-552.

Harmon, M.E., Woodall, C.W., Fasth, B. & Sexton, J. 2008. Woody detritus density and density reduction factors for tree species in the United States: A synthesis. USDA For.Serv.Gen. Tech. Rep. NRS-GTR-29. 84 p.

Hyvonen, R., Olsson, A.B., Lundkvist, H. & Staaf, H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management* 126: 97-112.

IPCC. 2007. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. 996 p.

Krankina, O.N. & Harmon, M.E. 1995. Dynamics of the dead wood carbon pool in Northwestern Russian boreal forest. *Water Air and Soil Pollution* 82 (1/2): 227-238.

Krankina, O.N., Harmon, M.E. & Griazkin, A.V. 1999. Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest: modelling potential implications at the stand level. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 20-32.

Krankina, O.N., Harmon, M.E., Kukuev, Y.A., Treyfeld, R.F., Kashpor, N.N., Kresnov, V.G., Skudin, V.M., Protasov, N.A., Yatskov, M., Spycher, G. & Povarov, E.D. 2002. Coarse woody debris in forest regions of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 768-778.

Laudenslayer, W.F.Jr. 2005. Effects of site on the demographics of standing dead trees in eastside pine forests. In: Ritchie, M.W., Youngblood, A. & Maguire, D.A. (eds.). *Proceedings of the symposium on ponderosa pine: issues, trends, and management*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-198, California. p. 171-181.

Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.

McComn, W. & Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. In: Malcon, L. & Hunter, J.R. (eds.). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, England. p. 335-372.

Miehs, A., York, A., Tolhurst, K., Di Stefano, J. & Bell, T. 2010. Sampling downed coarse woody debris in fire-prone Eucalypt woodlands. *Forest Ecology and Management* 259: 440-445.

Onega, T.L. & Eickmeier, W.G. 1991. Woody detritus inputs and decomposition kinetics in a southern temperate deciduous forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 118: 52-57.

Oria de Rueda, J.A., Díez, J. & Rodríguez, M. 1996. *Guía de las plantas silvestres de Palencia*. Cálamo, Spain. 335 p.

Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13-29.

Sas Institute Inc 2010. *SAS/STAT™ User's Guide, Release 9.1*, Cary, N.C. USA.

Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.

Spetich, M.A., Shifley, S.R. & Parker, G.R. 1999. Coarse woody debris in midwestern old-growth forests. *Forest Science* 45: 302-313.

Spies, T.A., Franklin, J.F. & Thomas, T.B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69: 1689-1702.

Tinker, D.B. & Knight, D.H. 2000. Coarse Woody Debris following fire and logging in Wyoming lodgepole pine forests. *Ecosystems* 3: 472-483.

US Department of Agriculture Forest Service. 2007. *Forest Inventory and Analysis Program: field instructions for the annual inventory of Washington, Oregon and California*. Available at: <http://www.fs.fed.us/pnw/fia/publications/fieldmanuals.shtml>. [Cited 17 August 2010].

Vallauri, D., Andre, J. & Blondel, J. 2003. Dead wood - a typical shortcoming of managed forests. *Revue Forestiere Francaise* 55 (2): 99-112.

Van Wagner, C.E. 1968. The line-intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14: 20-26.

von Oheimb, G., Westphal, C. & Härdtle, W. 2007. Diversity and spatio-temporal dynamics of dead wood in a temperate near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*). *European Journal of Forest Research* 126: 359-370.

Warren, W.G. & Olsen, P.F. 1964. A line-intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10: 267-276.

Woldendorp, G., Keenan, R.J., Barry, S. & Spencer, R.D. 2004. Analysis of sampling methods for coarse woody debris. *Forest Ecology and Management* 198: 133-148.

Woodall, C.W. & Monleon, V.J. 2008. Sampling protocol, estimation, and analysis procedures for the down woody materials indicator of the FIA Program, 2nd edition. Gen. Tech. Rep. NRS-GTR-22, St. Paul, MN. 126 p.

Woodall, C.W., Rondeux, J., Verkerk, P.J. & Stahl, G. 2009. Estimating dead wood during national forest inventories: a review of inventory methodologies and suggestions for harmonization. *Environmental Management* 44: 624-631.

Yatskov, M., Harmon, M.E. & Krankina, O.N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1211-1226.





---

Anexo VI.I: Descripción de los perfiles edáficos de las parcelas de “Páramos y Valles”.

---

Anexo VI. II: C content of forest floor and mineral soil in Mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in acid soils in Northern Spain.

**HERRERO, C., TURRIÓN, MB., PANDO, V. AND BRAVO, F.**

*Sustainable Forest Management Research Institute. University of Valladolid-INIA. ETS Ingenierías Agrarias. University of Valladolid. Avda. Madrid 44, 34071 Palencia, Spain.*

*Enviado a Biology Fertility and Soils*



**Especie dominante:** *Pinus nigra*

**Parcela:** Nmedio(N1)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 25/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Alto de membrillar

Localidad: Membrillar (Palencia)

Coordenadas (UTM) 369688 4713892

Altitud: 1037 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 0%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 57 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 25%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación: Repoblación de *Pinus nigra* sobre caballones. Sotobosque: Nulo.

Estado de desarrollo: MEDIO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
1833	16,33	16,67	40,03	11,10	29

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Pequeña cantidad de hojarasca (2,8 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=2 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño y de manera significativa por el destaje de las copas en el momento de los aprovechamientos forestales. Presenta fundamentalmente hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Haploxerult**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-10 cm	Amarillo pardusco 10YR6/6 (s), marrón rojizo 5YR4/4 (h). Franco arenoso. 30% de elementos gruesos. 20% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. Ligeramente adherente. Suelto.
AB--10-44 cm	Pardo amarillento 10YR5/8 (s), marrón oscuro 10YR3/4 (h). Franco arenoso. 10% de elementos gruesos. 10% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Suelto.
Bt-- 44-57 cm	Pardo amarillento 10YR6/8 (s), pardo amarillento 10YR5/8 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 50% de elementos gruesos. <5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Muy friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	74,7	16,0	9,3	1,09
AB	70,7	20,0	9,3	1,13
Bt	56,7	18,0	25,3	1,64

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	5,3	14,84	0,56	3,69	0,74	0,05	5,04	34,0	64,0	2,4	26,6	8,59
AB	5,1	8,59	0,20	0,90	0,17	0,03	1,30	15,1	10,1	0,5	20,2	1,18
Bt	5,7	10,47	0,24	3,02	0,56	0,09	3,91	30,6	6,3	0,4	15,8	0,53

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus nigra*

**Parcela:** Nbajo(N2)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 27/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Páramos del Oeste, Cañada Real

Localidad: Pino del Río (Palencia)

Coordenadas (UTM) 346814 4723449

Altitud: 1094 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 5%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 70cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 5%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: údico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus nigra* sobre caballones.

Sotobosque: Brezos, carqueisas, gallubas, callunas, etc. Estado de desarrollo: BAJO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
689	19,31	19,68	20,96	7,48	36

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Abundante cantidad de hojarasca (11,9 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=4 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. La densidad de pies no es muy acusada por lo que no habrá próximamente aprovechamientos forestales. Presenta fundamentalmente hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Hapludult**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-8 cm	Pardo amarillento 10YR5/4 (s), pardo amarillento 10YR5/4 (h). Franco arenoso. 15% de elementos gruesos. 25% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
AB-- 8-30 cm	Pardo amarillento 10YR5/4 (s), pardo amarillento oscuro 10YR4/4 (h). Franco arenoso. 15% de elementos gruesos. 30% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
Bt--30-70 cm	Pardo amarillento 10YR6/8 (s), pardo amarillento 10YR5/8 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 25% de elementos gruesos. 5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Muy friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	79,6	13,1	7,3	1,16
AB	80,7	10,0	9,3	1,04
Bt	54,7	8,0	37,3	1,09

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	4,8	13,28	0,12	1,00	0,14	0,02	1,28	9,7	31,0	0,8	38,8	3,68
AB	4,7	12,03	0,07	0,32	0,05	0,01	0,45	3,7	20,7	0,6	34,5	2,07
Bt	5,0	14,22	0,09	1,13	0,10	0,03	1,35	9,5	5,6	0,2	28,2	0,57

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus nigra*

**Parcela:** Nalto(N3)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 26/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: El Carrascal

Localidad: Prádanos de Ojeda (Palencia)

Coordenadas (UTM) 388565 4728054

Altitud: 992 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 10%

Material original: Alternancia de niveles detríticos y carbonatados (Facies garum)

Profundidad efectiva: 70 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 25%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus nigra*.

Sotobosque: Nulo. Estado de desarrollo: ALTO



<b>N (pies ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>dm (cm)</b>	<b>dg (cm)</b>	<b>G (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Hdom (m)</b>	<b>Edad (años)</b>
1367	19,11	19,49	40,77	14,38	39

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Abundante cantidad de hojarasca (13,3 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=2 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. La densidad de pies no es muy acusada por lo que no habrá próximamente aprovechamientos forestales. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Calcic Haploxeralf**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A--	0-5 cm	Rojo amarillento 5YR4/6 (s), rojo 2.5YR4/6 (h). Franco arenoso. 5% de elementos gruesos. 20% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. No adherente. Suelto.
AB--	5-28 cm	Rojo amarillento 5YR4/6 (s), rojo 2.5YR4/8 (h). Franco arenoso. 80% de elementos gruesos. 45% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Friable.
Bt--	28-50 cm	Rojo amarillento 5YR4/6 (s), rojo 2.5YR4/6 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 80% de elementos gruesos. 45% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Friable.
Ck-	50-70 cm	Pardo rojizo 5YR5/4 (s), pardo rojizo 5YR5/3 (h). Arcilloso arenoso. 80% de elementos gruesos. 30% de raíces. Límite gradual. No plástico. Moderadamente adherente. Suelto.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	72,7	10,0	17,3	1,21
AB	74,7	6,0	19,3	1,14
Bt	68,7	8,0	23,3	1,09
Ck	-	-	-	-

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>							
A	6,7	13,59	0,42	11,07	0,58	0,03	12,10	89,0	16,4	0,9	18,2	2,68	-
AB	7,2	14,84	0,30	16,83	0,27	0,06	17,46	sat	16,4	0,6	27,3	1,73	0,6
Bt	8,0	17,97	0,38	21,91	0,19	0,06	22,54	sat	15,6	0,1	156,4	1,49	5,5
Ck	8,2	12,97	0,27	19,12	0,15	0,06	19,60	sat	9,9	0,7	14,1	0,98	35,3

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable. Sat: saturado de bases.

**Especie dominante:** *Pinus pinaster*

**Parcela:** Palto(P1)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 25/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte Mayor y Rebollo

Localidad: Calahorra de Boedo (Palencia)

Coordenadas (UTM) 384998 4712559

Altitud: 910 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 0%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 75 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 5%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus pinaster*. Sotobosque: de herbáceas.

Estado de desarrollo: ALTO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
478	31,94	32,09	38,64	15,22	49

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Mediana cantidad de hojarasca (7,7 Mg/ha) procedente de la cubierta arbórea (espesor=4 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. La densidad de pies no es muy acusada por lo que no habrá próximamente aprovechamientos forestales. Presenta fundamentalmente hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Ultic Haploxeralf**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A--	0-5 cm	Pardo amarillento 10YR5/6 (s), pardo amarillento oscuro 10YR4/6 (h). Franco arenoso. 10% de elementos gruesos. 90% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. Ligeramente adherente. Suelto.
AB1-	5-16 cm	Pardo claro amarillento 10YR6/4 (s), pardo amarillento oscuro 10YR4/6 (h). Franco arenoso. 10% de elementos gruesos. 20% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Muy friable.
AB2	16-55 cm	Amarillo pardusco 10YR6/6 (s), pardo amarillento 10YR5/6 (h). Arcilloso arenoso. 50% de elementos gruesos. 5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Friable.
Bt--	55-75 cm	Pardo amarillento 10YR6/8 (s), pardo amarillento 10YR5/8 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 75% de elementos gruesos. 2% de raíces. Límite gradual. No plástico. Moderadamente adherente. Friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	73,1	11,3	15,6	1,12
AB1	60,7	20,0	19,3	1,14
AB2	68,7	16,0	15,3	1,09
Bt	58,7	5,6	35,6	1,65

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	5,5	16,41	0,65	8,33	1,28	0,04	10,30	62,8	65,5	2,4	27,3	7,49
AB1	5,6	13,91	0,33	4,00	0,64	0,06	5,03	36,2	20,6	1,1	18,8	2,20
AB2	4,5	10,78	0,20	3,26	0,27	0,06	3,79	35,2	8,7	0,5	17,3	0,66
Bt	5,8	16,41	0,25	7,56	0,97	0,15	8,93	54,4	5,6	0,4	14,0	0,38

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus pinaster*

**Parcela:** Pbajo(P2)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 25/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte Cuesta Terrazo

Localidad: Hijosa de Boedo (Palencia)

Coordenadas (UTM) 390702 4704958

Altitud: 938 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 5%

Material original: Arenas eólicas

Profundidad efectiva: más de 70 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 15%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de

*Pinus pinaster* sobre arenal. Sotobosque: escaso. Estado de desarrollo: BAJO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
667	18,02	23,65	29,28	12,71	47

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Abundante cantidad de hojarasca (17,7 Mg/ha) procedente de la cubierta arbórea (espesor=2 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. La densidad de pies no es muy acusada por lo que no habrá próximamente aprovechamientos forestales. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Dystric Xerorthent**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-6 cm	Pardo amarillento oscuro 10YR4/4 (s), pardo oscuro 7.5YR5/6 (h). Textura arenosa. 85% de elementos gruesos. 60% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. No adherente. Suelto.
C--6-70 cm	Amarillo rojizo 7.5YR7/6 (s), amarillo rojizo 7.5YR6/8 (h). Textura arenosa. 85% de elementos gruesos. 20% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. No plástico. No adherente. Suelto.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	86,7	5,6	7,6	1,96
C	90,7	3,6	5,6	1,64

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	5,7	11,72	0,45	3,50	1,18	0,03	5,16	44,0	32,3	1,1	29,4	4,21
C	5,6	6,41	0,15	1,28	0,48	0,02	1,93	30,1	3,2	0,1	32,0	0,31

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus pinaster*

**Parcela:** Pmedio(P3)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 26/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte Las Corraleras

Localidad: Ventosa de Pisuerga (Palencia)

Coordenadas (UTM) 392609 4708014

Altitud: 893 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 0%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 65 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 20%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus pinaster*. Sotobosque: nulo. Estado de desarrollo: MEDIO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
689	25,52	26,05	36,72	13,11	31

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Abundante cantidad de hojarasca (10,5 Mg/ha) procedente de la cubierta arbórea (espesor=3 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada y humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Dystroxerept**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A--	0-8 cm	Pardo 10YR4/3 (s), pardo oscuro 7.5YR4/6 (h). Franco arenoso. 40% de elementos gruesos. 20% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. No adherente. Suelto.
Bw--	8-27 cm	Pardo oscuro 7.5YR5/6 (s), pardo oscuro 7.5YR5/6 (h). Franco arenoso. 40% de elementos gruesos. 40% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
C--	27-65 cm	Amarillo rojizo 7.5YR6/6 (s), pardo oscuro 7.5YR5/6 (h). Franco arenoso. 80% de elementos gruesos. 5% de raíces. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual. No plástico. Ligeramente adherente. Suelto.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	76,7	15,6	7,6	1,12
Bw	70,9	17,6	11,6	1,14
C	82,7	7,6	9,6	1,09

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
			A	5,8	23,44	0,99						
Bw	5,1	15,00	0,30	1,63	0,58	0,10	2,61	17,4	21,0	0,5	42,1	1,74
C	5,6	11,56	0,17	1,59	0,31	0,04	2,11	18,3	5,3	0,0	-	0,42

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus sylvestris*

**Parcela:** Salto(S1)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 27/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte El soto

Localidad: Fresco del Río (Palencia)

Coordenadas (UTM) 347970 4728484

Altitud: 1097 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 5%

Material original: Cantos arenas, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 50 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 5%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: údico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus pinaster* con caballones.

Sotobosque: nulo. Estado de desarrollo: ALTO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
733	24,00	24,29	33,99	15,94	39

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Cantidad abundante de hojarasca (46,6 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=12 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada y humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Dystrudept**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-10 cm	Pardo 10YR5/3 (s), pardo amarillo oscuro 10YR4/4 (h). Franco arenoso. 5% de elementos gruesos. 20% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. No adherente. Suelto.
AB--10-45 cm	Pardo 10YR5/3 (s), pardo amarillento 10YR5/4 (h). Franco arenoso. 5% de elementos gruesos. 30% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
Bw--45-60 cm	Amarillo 10YR7/6 (s), pardo amarillo 10YR6/8 (h). Franco arenoso. 5% de elementos gruesos. 5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Muy friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	67,7	15,9	16,4	1,12
AB	68,7	18,9	12,4	1,14
Bw	62,7	17,9	19,4	1,49

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (gkg <sup>-1</sup> )	N (gkg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	4,4	20,94	0,31	1,23	0,22	0,03	1,79	8,5	28,2	1,0	28,2	4,30
AB	4,9	14,30	0,14	0,72	0,16	0,01	1,03	7,2	20,8	0,5	41,5	2,53
Bw	4,9	12,19	0,12	0,41	0,11	0,01	0,65	5,3	4,2	0,0	-	0,53

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus sylvestris*

**Parcela:** Smedio(S2)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 27/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte Viejo y Palacios

Localidad: Pino del Río (Palencia)

Coordenadas (UTM) 372411 4715563

Altitud: 1077 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 10%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 50 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 15%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: údico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus sylvestris* con caballones.

Sotobosque: nulo. Estado de desarrollo: MEDIO



<b>N (pies ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>dm (cm)</b>	<b>dg (cm)</b>	<b>G (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Hdom (m)</b>	<b>Edad (años)</b>
1100	20,45	20,81	37,41	13,19	40

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Cantidad muy abundante de hojarasca (52,4 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=12 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. Presenta fundamentalmente hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Dystrudept**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A--	0-16 cm	Pardo amarillento 10YR5/4 (s), pardo amarillento oscuro 10YR4/4 (h). Franco arenoso. 20% de elementos gruesos. 80% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. No adherente. Suelto.
AB--	16-32 cm	Pardo amarillento 10YR5/4 (s), pardo amarillento 10YR5/8 (h). Franco arenoso. 20% de elementos gruesos. 35% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
Bw--	32-55 cm	Amarillo pardusco 10YR6/6 (s), pardo amarillo oscuro 10YR4/4 (h). Franco arenoso. 20% de elementos gruesos. 60% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Muy friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	77,6	14,0	8,4	1,12
AB	74,7	10,9	14,4	1,09
Bw	72,7	12,9	14,4	1,75

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (gkg <sup>-1</sup> )	N (gkg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	4,3	18,44	0,19	1,39	0,15	0,03	1,76	9,5	42,0	0,9	46,6	4,02
AB	4,9	17,81	0,10	0,78	0,10	0,02	1,00	5,6	16,6	0,6	27,6	2,13
Bw	5,2	14,06	0,11	0,69	0,08	0,02	0,90	6,4	6,6	0,1	66,3	0,92

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Pinus sylvestris*

**Parcela:** Sbajo(S3)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 27/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte Bostal y albarizas

Localidad: Villaeles de Valdavia (Palencia)

Coordenadas (UTM) 352392 4724462

Altitud: 943 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 0%

Material original: Conglomerados,  
microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 60 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 15%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Repoblación de *Pinus sylvestris* con caballones.

Sotobosque: nulo.

Estado de desarrollo: BAJO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
678	23,61	24,14	31,02	6,54	48

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Cantidad abundante de hojarasca (26,8 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=6 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada y humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Dystroxerept**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A--	0-10 cm	Pardo 10YR5/3 (s), pardo oscuro 7.5YR4/6 (h). Franco arenoso. 10% de elementos gruesos. 20% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. No plástico. Ligeramente adherente. Suelto.
AB--	10-52 cm	Amarillo pardusco 10YR6/6 (s), pardo oscuro 7.5YR5/8 (h). Franco arenoso. 55% de elementos gruesos. 20% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Friable.
Bw-	52-62 cm	Pardo claro 10YR7/4 (s), Amarillo pardusco 10YR6/6 (h). Franco arenoso. 80% de elementos gruesos. 5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Muy friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	65,7	21,9	12,4	1,07
AB	66,7	20,9	12,4	1,14
Bw	74,7	14,9	10,4	1,09

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (gkg <sup>-1</sup> )	N (gkg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	5,3	20,94	0,69	5,45	0,86	0,02	7,02	33,5	48,1	1,2	40,1	5,70
AB	5,2	10,94	0,35	1,49	0,40	0,01	2,25	20,6	8,7	0,2	43,6	1,16
Bw	5,0	9,69	0,21	1,05	0,20	0,03	1,49	15,3	6,0	0,0	-	0,49

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Quercus pyrenaica*

**Parcela:** Qalto(Q1)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 25/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte Cotorro, rebollón y soto.

Localidad: Congosto de Valdavia (Palencia)

Coordenadas (UTM) 367545 4730747

Altitud: 1072 m

Geomorfología: Ladera

Pendiente: 20%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 90 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 5%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: údico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Robledal de *Quercus pyrenaica* en ladera, pendiente 20%.

Sotobosque: brezos, callunas, genistas, genistellas. Estado de desarrollo: ALTO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
322	21,27	23,21	13,63	12,14	103

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Escasa cantidad de hojarasca (1,0 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=1 cm). La escasa densidad del arbolado y el momento de la medición hacen que la cantidad muestreada sea pequeña. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño, aunque al ser árbol marcescente, la caída de la hoja se prolonga durante todo el invierno. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada, con ausencia de hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Hapludult**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-8 cm	Pardo 7.5YR5/4 (s), pardo oscuro 7.5YR4/6 (h). Franco arenoso. 10% de elementos gruesos. 70% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
AB-- 8-22 cm	Amarillo rojizo 7.5YR6/6 (s), pardo oscuro 7.5YR5/6 (h). Franco arenoso. 25% de elementos gruesos. 20% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Muy friable.
Bt1--22-65 cm	Amarillo rojizo 7.5YR6/6 (s), rojo amarillento 5YR5/6 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 25% de elementos gruesos. 20% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Muy friable.
Bt2--65-90 cm	Amarillo rojizo 5YR6/6 (s), rojo 2.5YR5/6 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 80% de elementos gruesos. 5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	68,7	17,6	13,6	1,34
AB	60,6	23,4	16,0	1,31
Bt1	57,6	18,4	24,0	1,24
Bt2	48,6	11,4	40,0	1,09

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	5,9	24,06	1,06	1,21	1,10	0,04	3,41	14,2	50,0	2,1	23,8	4,57
AB	5,3	12,81	0,63	1,50	0,73	0,05	2,91	22,7	10,2	0,5	20,3	0,32
Bt1	5,0	15,00	0,29	0,21	0,36	0,03	0,89	5,9	3,7	0,0	-	0,41
Bt2	4,7	18,44	0,40	0,32	0,61	0,03	1,36	7,4	2,8	0,1	27,9	0,30

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Quercus pyrenaica*

**Parcela:** Qmedio(Q2)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero

Fecha: 27/06/2008

Condiciones meteorológicas: Seco y soleado

Localización: Monte La Cerra

Localidad: Villota del Páramo (Palencia)

Coordenadas (UTM) 346706 4714199

Altitud: 1015 m

Geomorfología: Páramo

Pendiente: 5%

Material original: Conglomerados, microconglomerados, arcillas y limos

Profundidad efectiva: más de 78 cm. Profundo.

Pedregosidad superficial: 0%

Clima del suelo (Soil Taxonomy)

Régimen de humedad: xérico

Régimen de temperatura: méxico

Uso del suelo y vegetación arbórea: Robledal natural entre tierras de cultivo. Algunos pies de diámetro mayor de 30 cm y también chirpiales.

Sotobosque: Herbáceas y algún espino. Estado de desarrollo: MEDIO



N (pies ha <sup>-1</sup> )	dm (cm)	dg (cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Hdom (m)	Edad (años)
778	17,45	19,82	24,00	9,75	62

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Somera cantidad de hojarasca (3,0 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=1 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño, aunque al ser árbol marcescente, la caída de la hoja se prolonga durante todo el invierno. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada, con ausencia de hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Haploxerult**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-10 cm	Gris 7.5YR6/1 (s), pardo grisáceo oscuro 10YR3/2 (h). Franco arenoso. 0% de elementos gruesos. 10% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
AB--10-30 cm	Gris claro 10YR7/2 (s), pardo oscuro 10YR3/4 (h). Franco arenoso. 0% de elementos gruesos. 60% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. Ligeramente adherente. Muy friable.
Bt-- 30-78 cm	Pardo claro amarillento 10YR6/4 (s), amarillo pardusco 10YR6/6 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 0% de elementos gruesos. 10% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Muy friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	57,6	22,4	20,0	1,00
AB	57,6	22,4	20,0	1,41
Bt	53,6	22,4	24,0	1,20

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	4,9	20,31	0,63	2,22	1,03	0,09	3,97	19,6	33,4	1,9	17,6	5,33
AB	4,1	14,69	0,26	0,93	0,59	0,07	1,85	12,6	16,2	0,7	23,2	2,20
Bt	4,7	14,38	0,17	0,84	0,77	0,08	1,86	12,9	5,4	0,1	54,1	0,62

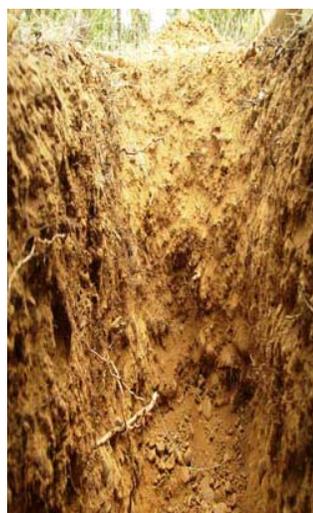
SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

**Especie dominante:** *Quercus pyrenaica*

**Parcela:** Qbajo(Q3)

### 1. Descripción del sitio

Descrito por: Celia Herrero  
 Fecha: 27/06/2008  
 Condiciones meteorológicas: Seco y soleado  
 Localización: Monte Las Corraleras  
 Localidad: Villota del Páramo (Palencia)  
 Coordenadas (UTM) 393189 4708947  
 Altitud: 895 m  
 Geomorfología: Páramo  
 Pendiente: 0%  
 Material original: Cantos, arenas, arcillas y limos.  
 Profundidad efectiva: más de 50 cm. Profundo.  
 Pedregosidad superficial: 5%  
 Clima del suelo (Soil Taxonomy)  
   Régimen de humedad: xérico  
   Régimen de temperatura: méxico  
 Uso del suelo y vegetación arbórea: Robledal natural muy aclarado constituido por matas (brotes de cepa) dispersas entre un sotobosque muy variado de lavandas, tomillos, brezos, callunas, genistas, etc. Estado de desarrollo: BAJO



<b>N (pies ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>dm (cm)</b>	<b>dg (cm)</b>	<b>G (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Hdom (m)</b>	<b>Edad (años)</b>
678	5,69	6,11	1,98	4,00	19

Nota: dm: diámetro medio; dg: diámetro medio cuadrático; G: Área basimétrica; Hdom: Altura dominante.

Descripción de la hojarasca. Mediana cantidad de hojarasca (8,5 Mg ha<sup>-1</sup>) procedente de la cubierta arbórea (espesor=1 cm) repartida homogéneamente a lo largo de la superficie. La hojarasca se incorpora al suelo de forma natural principalmente en otoño, aunque al ser árbol marcescente, la caída de la hoja se prolonga durante todo el invierno. Como la masa está abierta, el viento esparce la hojarasca por toda la superficie. Presenta fundamentalmente hojarasca inalterada, con ausencia de hojarasca humificada.

Tipo de suelo (Soil Taxonomy): **Typic Haploxerult**



## Descripción de los horizontes

### 2. Descripción de campo

A-- 0-6 cm	Pardo amarillento 10YR5/4 (s), pardo 7.5YR5/4 (h). Franco arenoso. 10% de elementos gruesos. 20% de raíces. Abundantes raíces finas. Estructura granular. Moderada. Friable. Alta porosidad. Intensa actividad. Límite gradual. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable.
AB-- 6-37 cm	Pardo oscuro 7.5YR5/6 (s), rojo amarillento 5YR4/6 (h). Franco arenoso. 55% de elementos gruesos. 20% de raíces. Frecuentes raíces medias. Estructura en bloques subangulares. Límite gradual a neto. Ligeramente plástico. No adherente. Muy friable
Bt-- 37-50 cm	Pardo amarillento 10YR5/8 (s), rojo amarillento 5YR5/8 (h). Matriz mucho más arcillosa. Evidencia de iluviación de arcillas en las grietas de elementos gruesos. Arcilloso arenoso. 80% de elementos gruesos. 5% de raíces. Límite gradual. Ligeramente plástico. Moderadamente adherente. Friable.

### 3. Datos analíticos

#### Propiedades físicas del perfil edáfico

	Textura (%)			da (g cm <sup>-3</sup> )
	Arena	Limo	Arcilla	
A	69,6	19,4	11,0	1,33
AB	65,6	20,4	14,0	1,65
Bt	67,6	12,4	20,0	1,09

da: densidad aparente del suelo.

#### Propiedades físico-químicas del perfil edáfico

	pH	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Bases intercambiables (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	PSB (%)	C <sub>org</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	MO <sub>fox</sub> (%)
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>						
A	6,5	18,44	0,93	4,37	0,96	0,01	6,77	34,7	19,2	1,2	16,0	2,74
AB	5,8	15,00	0,44	2,51	0,49	0,03	3,47	23,1	5,5	0,3	18,4	0,57
Bt	5,5	15,01	0,35	4,18	0,18	0,02	4,73	31,5	2,3	0,0	-	0,31

SB: suma de bases, PSB: porcentaje de saturación de bases, C<sub>org</sub>: C orgánico total, MO<sub>fox</sub>: materia orgánica fácilmente oxidable.

## Resumen de las parcelas

### *Pinus nigra*

#### *Propiedades físicas*

*Pinus nigra* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
da (g cm <sup>-3</sup> )	A	1,16	0,06	1,09	1,21
	AB	1,04	0,09	0,95	1,13
	B	0,95	0,15	0,79	1,09
Arena (%)	A	75,69	3,56	72,72	79,64
	AB	75,39	5,03	70,72	80,72
	B	60,05	7,57	54,72	68,72
Limo (%)	A	13,03	3,00	10,00	16,00
	AB	12,00	7,21	6,00	20,00
	B	11,33	5,77	8,00	18,00
Arcilla (%)	A	11,28	5,29	7,28	17,28
	AB	12,61	5,77	9,28	19,28
	B	28,61	7,57	23,28	37,28

#### *Propiedades físico-químicas*

*Pinus nigra* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
pH	A	5,61	0,98	4,79	6,69
	AB	5,67	1,36	4,69	7,23
	B	6,25	1,56	5,01	8,00
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	13,90	0,83	13,28	14,84
	AB	11,82	3,13	8,59	14,84
	B	14,22	3,75	10,47	17,97
SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	6,14	5,49	1,28	12,10
	AB	6,40	9,59	0,45	17,46
	B	2,63	1,81	1,35	3,91
PSB (%)	A	44,21	40,67	9,65	89,02
	AB	45,51	62,75	3,73	117,66
	B	23,43	19,68	9,51	37,34
Materia orgánica fox (%)	A	4,98	3,16	2,68	8,59
	AB	1,66	0,45	1,18	2,07
	B	0,86	0,54	0,53	1,49
C (g kg <sup>-1</sup> )	A	37,13	24,36	16,40	63,95
	AB	15,74	5,32	10,12	20,70
	B	9,21	5,58	5,64	15,64
N (g kg <sup>-1</sup> )	A	1,37	0,90	0,80	2,40
	AB	0,57	0,06	0,50	0,60
	B	0,20	0,20	0,00	0,40
CN	A	27,89	10,35	18,22	38,81
	AB	27,35	7,13	20,23	34,50
	B	14,68	14,13	0,00	28,20

*Pinus pinaster**Propiedades físicas**Pinus pinaster* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
da (g cm <sup>-3</sup> )	A	1,08	0,07	0,99	1,12
	AB	1,17	0,28	0,88	1,64
	B	1,40	0,36	1,14	1,65
Arena (%)	A	78,85	7,05	73,12	86,72
	AB	74,76	11,90	60,72	90,72
	B	58,72	.	.	.
Limo (%)	A	10,85	5,01	5,64	15,64
	AB	12,98	7,00	3,64	20,00
	B	5,64	.	.	.
Arcilla (%)	A	10,29	4,60	7,64	15,60
	AB	12,30	5,23	5,64	19,28
	B	35,64	.	.	.

*Propiedades físico-químicas**Pinus pinaster* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
pH	A	5,67	0,14	5,53	5,81
	AB	5,27	0,47	4,50	5,61
	B	5,84	.	.	.
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	17,19	5,90	11,72	23,44
	AB	11,53	3,33	6,41	15,00
	B	16,41	.	.	.
SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	9,13	3,53	5,16	11,93
	AB	3,10	1,30	1,93	5,03
	B	8,93	.	.	.
PSB (%)	A	52,57	9,49	44,03	62,79
	AB	27,43	9,05	17,43	36,14
	B	54,44	.	.	.
Materia orgánica fox (%)	A	6,95	2,51	4,21	9,14
	AB	1,07	0,85	0,31	2,20
	B	0,38	.	.	.
C (g kg <sup>-1</sup> )	A	54,71	19,39	32,33	66,28
	AB	11,77	8,51	3,20	21,05
	B	5,58	.	.	.
N (g kg <sup>-1</sup> )	A	2,00	0,78	1,10	2,50
	AB	0,44	0,43	0,00	1,10
	B	0,40	.	.	.
CN	A	27,73	1,49	26,51	29,39
	AB	22,03	15,97	0,00	42,09
	B	13,95	.	.	.

*Pinus sylvestris**Propiedades físicas**Pinus sylvestris* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
da (g cm <sup>-3</sup> )	A	1,03	0,12	0,90	1,12
	AB	1,17	0,16	1,06	1,49
Arena (%)	A	70,35	6,37	65,72	77,62
	AB	70,05	4,84	62,72	74,72
Limo (%)	A	17,28	4,13	14,00	21,92
	AB	16,09	3,82	10,92	20,92
Arcilla (%)	A	12,36	4,00	8,36	16,36
	AB	13,86	3,08	10,36	19,36

*Propiedades físico-químicas**Pinus sylvestris* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
pH	A	4,66	0,53	4,34	5,27
	AB	5,01	0,14	4,85	5,21
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	20,11	1,44	18,44	20,94
	AB	13,17	2,89	9,69	17,81
SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	3,52	3,03	1,76	7,02
	AB	1,22	0,57	0,65	2,25
PSB (%)	A	17,20	14,15	8,55	33,53
	AB	10,07	6,37	5,32	20,59
Materia orgánica fox (%)	A	4,67	0,90	4,02	5,70
	AB	1,29	0,85	0,49	2,53
C (g kg <sup>-1</sup> )	A	39,44	10,21	28,20	48,14
	AB	10,49	6,62	4,24	20,76
N (g kg <sup>-1</sup> )	A	1,03	0,15	0,90	1,20
	AB	0,23	0,26	0,00	0,60
CN	A	38,32	9,35	28,20	46,64
	AB	29,84	26,23	0,00	66,28

*Quercus pyrenaica**Propiedades físicas**Quercus pyrenaica* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
da (g cm <sup>-3</sup> )	A	1,22	0,19	1,00	1,34
	AB	1,29	0,14	1,14	1,41
	B	1,29	0,24	1,09	1,64
Arena (%)	A	65,33	6,68	57,64	69,64
	AB	61,31	4,04	57,64	65,64
	B	56,89	8,06	48,64	67,64
Limo (%)	A	19,79	2,39	17,64	22,36
	AB	22,03	1,53	20,36	23,36
	B	16,11	5,19	11,36	22,36
Arcilla (%)	A	14,88	4,63	11,00	20,00
	AB	16,67	3,06	14,00	20,00
	B	27,00	8,87	20,00	40,00

*Propiedades físico-químicas**Quercus pyrenaica* (n=3)

	Horizonte	media	desv. típica	mínimo	máximo
pH	A	5,76	0,83	4,89	6,54
	AB	5,08	0,91	4,07	5,84
	B	4,99	0,34	4,74	5,46
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	20,94	2,86	18,44	24,06
	AB	14,17	1,19	12,81	15,00
	B	15,71	1,85	14,38	18,44
SB (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	A	4,71	1,80	3,41	6,77
	AB	2,74	0,82	1,85	3,47
	B	2,21	1,73	0,89	4,73
PSB (%)	A	23,47	11,76	14,16	36,69
	AB	19,47	5,97	12,58	23,14
	B	14,43	11,79	5,90	31,52
Materia orgánica fox (%)	A	4,21	1,33	2,74	5,33
	AB	1,03	1,02	0,32	2,20
	B	0,41	0,15	0,30	0,62
C (g kg <sup>-1</sup> )	A	34,21	15,42	19,19	50,00
	AB	10,64	5,36	5,52	16,22
	B	3,56	1,36	2,33	5,41
N (g kg <sup>-1</sup> )	A	1,73	0,47	1,20	2,10
	AB	0,50	0,20	0,30	0,70
	B	0,05	0,06	0,00	0,10
CN	A	19,13	4,13	15,99	23,81
	AB	20,64	2,39	18,41	23,17
	B	20,49	25,96	0,00	54,07

## C content of forest floor and mineral soil in Mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in acid soils in Northern Spain

### Abstract

This study determined the baseline C stock in forest floor and mineral soils in pine and oak stands in acid soils in the Northern Spain. In addition, it examined the influence of species forest composition and stand development stage on those pools at stand level.

Similar soil C content was found in the two forest ecosystems up to 60 cm depth (53.0 Mg C ha<sup>-1</sup> in *Pinus* spp. plantations and 62.3 Mg C ha<sup>-1</sup> in oak stands) in the study area. However, differences in C<sub>T</sub>, C<sub>SMB</sub> and C<sub>SRB</sub> were found in the upper 10 cm of the soils depending on the stand development stage in each species forest composition (*Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Quercus pyrenaica*). The best combination of the parameter q<sub>CO2</sub> and the ratio C<sub>SMB</sub>/C<sub>T</sub> were obtained in the highest stand development stages in the most of the forest types.

The carbon content in the forest floor was significantly higher in pine stands (13.7 Mg C ha<sup>-1</sup>) than in oak (5.4 Mg C ha<sup>-1</sup>). The greater turnover time in pine ecosystems vs. oak stands coupled with large annual inputs of litterfall result in higher accumulation of forest floor layers and lower speed of decomposition in pine plantations. In contrast, forest floor H layer was nonexistent in oak stands.

The knowledge of litterfall, forest floor and mineral soil dynamics in different stands can be used strategically to reach environmental goals in new afforestation programs and sustainable forest management approaches.

**Keywords / C fixation; pine; *Quercus pyrenaica*; litter; q<sub>CO2</sub>.**

### 1. Introduction

Forest soils are important components of the global C cycle because they store more than 70% of all soil organic C (Jobbágy and Jackson 2000). All signatory countries in the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) have to implement a national system for reporting carbon stock changes in the Agriculture, Forests and Other Land Uses (AFOLU) sector. As part of such a system, countries must quantify the size, spatial distribution and changes to their soil organic carbon (SOC) stocks. Understanding the mechanisms and factors of SOC

dynamics in forest soils is important for identifying and enhancing natural sinks for C sequestration to mitigate climate warming (Lal 2005).

Carbon storage in forest soils is influenced by soil properties (Zou et al. 2005), climate (Turrión et al. 2009) and topography (Vande Walle et al. 2001). In addition, forest species composition (Alriksson and Eriksson 1998; Oostra et al. 2006), stand development stage (Turner and Lamber 2008), land use (Oliver et al. 2004; Jandl et al. 2007), litter production and decomposition (Kavvadias et al. 2001), disturbances and silviculture or forest management (Oostra et al. 2006) play an important role in SOC balance (Lal 2005).

Inventories of SOC are hampered by large differences in C content in soils and forest floor between various tree species compositions (Hommel and de Waal 2004). Assessing SOC at large scale allows us to define carbon levels considering all the spatial variability. However, stand estimation is also necessary to obtain relevant information about the parameters affecting carbon storage and to adopt appropriate soil management practices.

Studying microbial and C mineralization fractions allows us to assess the microbial soil situation and to monitor soil changes in a relatively short term (Powlson et al. 1987). Soil microbial biomass carbon ( $C_{SMB}$ ) and the specific respiratory activity of soil microbial biomass ( $C_{SRB}$ ) are sensitive to changes in the quantity and quality of soil organic matter and ecosystem stability (Insam 1990). The metabolic quotient ( $q_{CO_2}=C_{SRB}/C_{SMB}$ ) indicates the energy requirements of soil microorganisms (Anderson 2003), the level of soil microbial stress and the efficiency of soil microbial populations for substrate utilization. Along with the ratio between the soil microbial biomass C and the total C ( $C_{SMB}/C_T$ ), the metabolic quotient reflects organic matter input and availability in the soils, efficiency of conversion to microbial C, C losses from soil, C stabilization by the mineral fractions and maintenance requirements of the soil microbial community (von Lutzow et al. 2002).

The soil C pool is determined by the balance between C input by litterfall and rhizodeposition on the one hand, and the release of C during decomposition, on the other. Turnover time, the average time organic matter and nutrients stay in the forest floor (Kavvadias et al. 2001), depends on the chemical quality (Millar 1974) of the C compounds (labile or stable C), site conditions (climate) and soil properties (clay content, soil moisture, pH, nutrient status) (Jandl et al. 2007). Turnover time can be calculated through determining the decomposition rate constant  $k$  (in year<sup>-1</sup>) (Olson 1963).

Biogeochemical carbon cycle is influenced by different factors. The species forest composition is one of several possible factors driving input and output rates of C. Previous studies have compared soil and forest floor C content in different types of forest ecosystems. Some of the comparisons have been made between coniferous and deciduous trees (Wilson and Grigal 1995; Alriksson and Eriksson 1998; Vesterdal et al. 2008). Tree species influence is often first detectable in forest floors, whereas mineral soil differences emerge later (Kavvadias et al.

2001; Vestedarl et al. 2008). These differences were associated to the litterfall input, rates of output from soils, decomposition rates and to site nutrient status. Vande Walle et al. (2005) determined that the degradation of fresh litter is an important factor in obtaining C in the different holorganic horizons. In these sense, studies have reported the influence on microbial processes related to C and N cycling (Smolander and Kitunen 2002). On the other hand, forest ecosystems, depending on their successional stages, differ in their influence on carbon balance because of soil respiratory activity (Pinzari et al. 1999).

Knowing the actual capacity of C sequestration of these forest ecosystems is necessary for calculating the maximum amount of C that is potentially able to return from the trees to the soil. The objective of this paper was to quantify the C content of forest floor and mineral soil in pine and oak ecosystems in acid soils in Northern Spain. Our specific objectives were: 1) To assess the horizontal spatial variability on soil and forest floor C in the entire “Páramos y Valles” area; 2) determine the influence of the species forest composition and stand development stage on SOC, on the Carbon fractions and on L, F and H forest floor layers; 3) estimate the balance of the soil carbon stock, considering litterfall and organic matter degradation; and 4) ascertain the role that forest floor and soils play in C balance in these ecosystems, to apply the optimal forest management to the equilibrium between C sequestration and site productivity.

## 2. Material and methods

### 2.1 Site description

The study area is situated in northern Spain, on an area commonly denominated “acidic plateau”. Altitude ranges from 800 to 1000 m asl, while climate can be classified as Humid Temperate Mediterranean. Mean annual temperature is 10.3°C and mean annual rainfall is 630 mm, mean summer precipitation being equal to 107 mm.

Forests cover 61,570.5 ha (33.0% of total area). The main natural forest types are extensive stands of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.), holm oak (*Quercus ilex* L.) and Portuguese oak (*Quercus faginea* Lam.). As a result of an extensive pine plantation program carried out mostly during the 1960's in non-arable lands, *Pinus* stands cover 41.5% of the total forest area. These are young and middle-aged plantations (around 30-60 years old) of *Pinus sylvestris* L. (23%), *Pinus nigra* Arn. (21%) and *Pinus pinaster* Ait. (5%). The plantations are mainly a mixture of the three species, although there are also pure stands. Isolate gaps can be found inside these plantations where mosaics of Heather (*Erica* spp.) and Rock roses (*Cistus* spp.) are present. Geomorphologically, it is a wide platform with a slope <1% dismembered in a series of tentacles by the erosive action of the current fluvial net. The soils can be classified mainly as Ultisols, Alfisols and Inceptisols (Soil Survey Staff 2006).

## 2.2. Sampling

Mineral soil samples were collected from the upper 60 cm in 48 plots in the whole area (extensive monitoring). The plots were selected on the systematic grid from the National Forest Inventory (NFI) with an intensity of one plot per 2 km, taking the species distribution into account. There were 31 plots established on *Pinus* spp. plantations and 17 on oak stands. The main characteristics of the plots are shown in the lower part of Table 1.

Soil samples were taken in each plot at depths of 0-30 cm and 30-60 cm. Each plot was divided in four parts, and from 6 to 8 individual randomized samples were obtained for each part. The litter accumulated on the ground above the mineral soil was removed at each point. This was carried out by pressing a 900 cm<sup>2</sup> wooden sampling frame into the forest floor and collecting all organic material without distinguishing among different layers. Both soil and litter samples were mixed, homogenized and composited to form one sample of each type per plot. Samples were transported to the laboratory and stored at 4 °C.

**Table 1 |** Main characteristics of the plots. In the upper part, they are the main characteristics of the 12 plots used to obtain a better understanding of the factors most directly related to the C fixation in forest floor and mineral soil. In the lower part, they are the main characteristics of the 48 plots distributed in the whole study area to establish a baseline C stock of the pools in the study area.

Plot	Forest stands	Stand dev.	Lith.	Soil type	trees ha <sup>-1</sup>	BA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	QMD (cm)	Ho (m)	Age (years)
N3	Pn	H	23	A	1367	40.8	19.49	14.4	36
N1	Pn	M	27	U	1833	40.0	16.67	11.1	24
N2	Pn	L	27	U	689	21.0	19.68	7.5	33
P1	Pp	H	27	A	478	38.6	32.09	15.2	44
P3	Pp	M	27	I	689	36.7	26.05	13.1	28
P2	Pp	L	33	E	667	29.3	23.65	12.7	41
S1	Ps	H	30	I	733	34.0	24.29	15.9	32
S2	Ps	M	27	I	1100	37.4	20.81	13.2	35
S3	Ps	L	27	I	678	31.0	24.14	6.5	41
Q1	Qp	H	27	U	322	13.6	23.21	12.1	88
Q2	Qp	M	27	U	778	24.0	19.82	9.8	51
Q3	Qp	L	30	U	677	2.0	6.11	4.0	14
Forest ecosystem					<i>Pinus</i> spp.	781±349	21.3±8.2	21.1±4.8	10.1±2.4
					Oak stands	457±501	6.6±8.4	11.6± 8.1	5.12±3.87

Where Pn: *Pinus nigra*; Pp: *Pinus pinaster*; Ps: *Pinus sylvestris*; Qp: *Quercus pyrenaica*; Stand dev. is Stand development stage (H:high; M: middle; L:low); Lith is lithology type by geologic map (Junta de Castilla y León, 1995) [23: detritic and carbonate sediments (*Garumnian facies*), 27: conglomerates and microconglomerates, 30: River texture edges, sands, clays and silts and 33: eolic sands]; Soil type (A: Alfisol, U:Ultisol, E:Entisol, I: Inceptisol ); BA is the stand Basal Area; QMD is quadratic mean diameter; Ho is dominant height (following Asmann definition); Age is the stand age.

To obtain a better understanding of the factors most directly related to C content on forest floor and mineral soil, twelve of these 48 points were selected. These points were chosen taking into account the forest species composition and stand development stage. Species composition was described by dominant species: *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Quercus pyrenaica* (target species basal area ratio over or equal to 90%). The stand development stage was determined by the dominant tree height and other stand characteristics like stem vigor and quality, tree density and the intensity of the silvicultural treatments applied. In each species composition category, there were three stages of stand development (high, medium and low). The main plot characteristics are shown in the upper part of Table 1.

In each plot, a soil profile was characterized following FAO (1990) soil description guidelines. Soil samples (each ~2 kg) were taken from the different horizons down the side of each pit. Samples from the upper mineral depth (0-10 cm) were also collected. All the samples were taken from the A horizon. They were collected, as previously explained, to calculate the Carbon fractions: total C ( $C_T$ ), C mineralization ( $C_{SRB}$ ), microbial biomass C ( $C_{SMB}$ ), ratios of these parameters and total C ( $C_T$ ) and  $q_{CO_2}$ , parameters such as the ratio between  $C_{SRB}$  and  $C_T$ .

Forest floors were defined as the organic material above the mineral soil (Vesterdal et al. 2008) and sampled on an area basis, again using the 30 cm x 30 cm wooden frame. The different layers (L, F and H) of the forest floor were extracted and their dry weight and C and N content were determined. In addition, litter traps and decomposition bags were installed in the twelve plots. Litter traps were installed to assess annual litterfall dynamics. Only foliar litterfall was collected. Within each plot, three square 0.9 m<sup>2</sup> litter traps placed randomly under the canopy, to take into account spatial variability at the plot level. The traps were established in May 2008 and were collected every two months throughout the entire year (5 times). The total trap capacity was extracted each time, weighted and dried until constant weight in the laboratory. C and N content was analyzed.

To estimate the decomposition litterfall rate, 18 litter bags were installed in the each plot. A total of 144 litter bags were prepared using polyvinyl screen mesh (0.5 mm in the bottom and 2 mm in the top) of approximately 25 cm × 25 cm. Air-dried leaf litter (7 grams) from each species was put into the bags, and 3 litter bags were extracted from each plot every 2 months after the start of the decomposition study (5 times). Each time, the contents of each bag were oven-dried at 70 °C up to constant weight; the dry mass of litter remaining was then measured and the C and N content determined.

### 2.3. Chemical analyses

All the soils samples were air-dried and sieved (2 mm) to remove stones and root fragments before analysis. The main physical properties (bulk density, texture, and % of coarse soil materials ([ $\emptyset > 2$  mm])) and chemical properties (pH, total N, total C, organic C, C/N, cation exchangeable capacity, base saturation (BS), base saturation percentage (PBS), and different

macro- and micronutrients) were determined (MAPA 1994). Exchangeable cations were extracted with 0.1 M BaCl<sub>2</sub>. Concentrations of Phosphorus were determined by the Olsen method (Olsen et al. 1954); cations (Ca, Mg) and micronutrients (Fe, Cu, Zn, Mn) were determined by atomic absorption spectrophotometry and K and Na by emission spectrophotometry (MAPA 1994).

Bulk density was measured in the field with volumetric steel rings and soil dry weight. The pH (soil:solution ratio of 1:2.5) was measured using a pH-meter. The effective cation exchange capacity (CEC) was determined by the Bascomb method (Bascomb 1964). Total organic matter was analyzed by the Walkley and Black method. Soil C was determined from organic matter with a factor of 1.74 (Nicholson 1984). Accumulated SOC in the total depth and total profile were calculated taking into account SOC content and bulk density per depth or horizon, their thickness and the percentage of gravels. The C mineralization ( $C_{SRB}$ ) was determined by incubating soil samples at 60% field-capacity at 26°C for a period of 3 days in closed jars in the dark, according to the modified method of Isermeyer's method (1952) modified by Alef (1995). Evolved CO<sub>2</sub> was trapped in 0.5 M NaOH. Absorbed CO<sub>2</sub> was determined by means of back-titration of the remaining NaOH with HCl, after precipitating absorbed CO<sub>2</sub> with 1M BaCl<sub>2</sub>. Microbial biomass C ( $C_{SMB}$ ) was determined by the fumigation-extraction procedure of Vance et al. (1987). Before extracting the microbial biomass, air dried soil (< 2 mm) was again incubated at 60% field-capacity and room temperature for one week. Chloroform fumigation of the soils released microbial cytoplasm into the soil environment. After subsequently extracting the cell material with 0.5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> from fumigated and non-fumigated samples, total organic carbon was quantified as a reference for the microbial biomass. The microbial biomass was calculated by biomass C = EC / kEC, where EC is the organic C extracted from fumigated soil minus that extracted from non-fumigated soil, and kEC is the extractable fraction of microbial biomass C after fumigation. We used a kEC value of 0.38 as recommended by Joergensen et al. (1995).

In all the samples (forest floor, litterfall traps and bags and mineral soils), total C was determined by dry combustion using the automated C/N analyzer (CHN-2000 LECO). The N from soil and surface litter samples was analyzed by the Kjeldahl method (Benton et al. 1991), while forest floor and litterfall traps and bags were analyzed using the LECO analyzer.

## 2.4 Statistical analyses

A General Linear Model was applied for determining the significant differences in soil and forest floor carbon and other parameters at each depth between forest ecosystems (*Pinus* spp. and oak stands) in the whole area. When the effect studied turned out to be significant, differences among levels were evaluated using the Tukey test. In addition, total C accumulated, like the sum of the C fixed at the two depths, was correlated to different stand, site and climatic variables to fit a linear equation [Eq. 1] to avoid measuring the C content in each stand thorough a pit. Data from the NFI were used to calculate different stand and site variables (quadratic mean diameter, dominant height, tree density, stand basal area in the whole plot and by species, slope, altitude,

exposure and radiation). Climate characteristics (rainfall and temperatures) were obtained through a digital climatic atlas (Ninyerola et al. 2005). The stepwise variable selection method was applied using input and output criterion  $\alpha=0.05$  to obtain the variables in the linear model.

$$\hat{y} = a_0 + \sum a_i X_i \quad [\text{Eq. 1}]$$

where  $\hat{y}$  is estimated C content in the upper 60 cm of the plot,  $X_i$  are predictor variables (i.e., stand, site condition variables and climate characteristics) and  $a_0$  and  $a_i$  are parameters to be estimated.

A linear mixed model was fitted to assess the differences in the C fractions and forest floor layers between species forest composition, stand development stage and the interaction between the two factors.

A descriptive study was carried out to ascertain the annual fluxes of inputs and decomposition of litter in forest ecosystems. Again, differences in the parameters litterfall amount, C concentration and C/N relationship were evaluated among forest ecosystems and sampling time through GLM and Tukey's procedure for multiple comparisons. Decomposition rate constants ( $k$ , in year<sup>-1</sup>) were calculated from the different sampling time data by using Equation 2 [Eq. 2]

$$X = X_0 e^{-kt} \quad [\text{Eq. 2}]$$

where  $X_0$  is the initial weight of needles in the litter bags,  $X$  is the weight of needles after time  $t$  in years and  $k$  is the decomposition rate constant (Olson 1963).

Statistical analyses were performed using Proc GLM and Proc MIXED from SAS 9.1 (SAS Institute Inc 2010).

### 3. Results and discussion

#### 3.1 General soil parameters

Soils were similar in texture, and classified as sandy-clay-loam, according to the ISSS classification. However, higher clay content was found at 30-60 cm depth, due to the presence of argillic horizon (Soil Survey Staff 2006). Significantly higher values were found in oak stands at the two depths in BS, N, K and Mg contents, except for the relation C/N, indicating a higher quality of the organic matter in oak than in *Pinus* spp. stands (Table 2).

### 3.2 Carbon accumulation

#### Soil Carbon

The soil C content did not present clear differences at each depth between forest ecosystems. Total C accumulation was 53.0 Mg of C ha<sup>-1</sup> in *Pinus* spp. plantations and 60.3 Mg of C ha<sup>-1</sup> in oak stands (Table 2). This means that a similar soil C stock exists at this region, while different forest ecosystems grow aboveground.

The influence of the vegetation type on soil properties has been shown by previous researches such as Oostra et al. (2006) or Jandl et al. (2007). We expected that the oak stands would show more soil C content because they constituted the climax vegetation. Because of the stand degradation, this ecosystem accumulates storage in a manner similar to middle-aged plantations that are growing and are being managed for wood production. Prescriptions to

**Table 2** | Physical and Chemicals properties of the soils by depths and forest ecosystems.

Depth (cm)	Fe	n	Clay content (%)	pH	CEC (cmol.kg <sup>-1</sup> )	Exchangeable Cations (cmol.kg <sup>-1</sup> )				(BS) (cmol.kg <sup>-1</sup> )	C (g kg <sup>-1</sup> )	C (Mg ha <sup>-1</sup> )	N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N
						K	Ca	Mg	Na					
0-30	P	3	9.1 a	5.4 a	12.00 a	0.35	2.62	0.52	0.04 a	3.52 a	21.0 a	30.0 a	0.9 a	23.6 a
		1				a	a	a						
0-30	Qp	1	12.8 a	5.8 a	13.92 a	0.61	4.02	0.73	0.04 a	6.68 b	21.1 a	38.1 a	1.2 b	17.7 b
		7				b	a	b						
30-60	P	2	11.1 a	5.4 a	10.63 a	0.25	1.89	0.33	0.04 a	2.50 a	14.0 a	22.9 a	0.6 a	25.0 a
		9				a	a	a						
30-60	Qp	1	18.8 b	5.9 a	14.14 b	0.43	5.99	0.75	0.04 a	6.15 b	13.1 a	22.2 a	0.7 a	18.3 a
		3				b	b	b						

Where Fe: Forest ecosystems; P: *Pinus* spp.; Qp: Oak stands; BS: Base saturation; CEC: cation exchangeable capacity. Note: Different letters showed significant differences between forest ecosystems at the different depths at 95% Tukey's test.

improve the vigor of oak stands would be necessary to increase the C fixation in this type of forest. The repercussions of pine plantations on soil C in this area could now also be analyzed. Plantations were established in non-productive lands. In the study area, Turrión et al. (2006) assessed C budgets under different land use systems. The C concentration was 16.9 g kg<sup>-1</sup> under shrubs and 19.0 g kg<sup>-1</sup> under crops. The forest ecosystem meant a benefit of more than 25% in the case of *Pinus* spp. plantations and more than 40% in the case of oak stands (Turrión et al. 2006). The comparison of C in the different land uses reflects the importance of forest ecosystems in the region. Afforestation programs have to consider this fact. The lack of litter inputs from the previous ecosystem is progressively compensated by litter inputs from the

newly-established forest plantation (Paul et al. 2002). After several years, a new soil C equilibrium is eventually reached, when carbon outflows from decomposition are balanced by carbon inflows from litter production (Jandl et al. 2007).

Amounts of SOC accumulation found in this study agree with previous works. Rodriguez-Murillo (2001) estimated that the mean soil C in Spanish ecosystems was over 76 Mg C ha<sup>-1</sup>. Turrión et al. (2009) found that soils under *Quercus pyrenaica* forests in Western Spain (Sierra de Gata Mountains) had a high capacity to accumulate SOC (between 33 and 185 Mg C ha<sup>-1</sup>), while higher values were found in chestnut coppice forest (195 Mg C ha<sup>-1</sup>) by Gallardo and Schlesinger (1995). Vesterdal et al. (2008) found similar values in oak (69 Mg C ha<sup>-1</sup>) and spruce (61.3 Mg C ha<sup>-1</sup>) forest ecosystems in Europe, and Oliver et al. (2004) found 62.4 Mg C ha<sup>-1</sup> up to 1 m of depth under pine plantations in New Zealand.

Bernoux et al. (2002) emphasized the importance of large-scale studies to refine global estimations obtained by the aggregation of local estimates. These values allowed us to consider soil spatial variability and to know the importance of the soil C in the ecosystem. Previous studies carried out on the tree biomass in this region (Herrero and Bravo 2010) showed that *Pinus* spp. tree biomass fixed an average static value of 42.6 Mg C ha<sup>-1</sup>, while oak stands fixed 5.2 Mg C ha<sup>-1</sup>. Total C fixed in the different pools (tree biomass, dead wood, scrub, forest floor and soil) of the two types of forest ecosystems (pine and oak stands) was 110.7 Mg C ha<sup>-1</sup> and 73.9 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectively (unpublished data). This meant that soil C was the main pool of C in natural oak stands in the region. It therefore represented 84% of the total C because of the scarcity of vegetation in this forest ecosystem. In *Pinus* spp. plantations, soil C content represented almost 48% of the total C fixed in the ecosystems. These values showed the importance of these young/middle-aged forests in mature soils due to the absence of carbonates. In comparison to the value reported by Dixon et al. (1994) for temperate forest soil carbon (60%), these types of plantations reflected that their accumulation could be higher in the next succession stage. According to Oostra et al. (2006), tree species composition can substantially change soil chemistry up to approximately 50 years.

An equation was fitted to estimate C stock in the “Paramos y Valles” area. The C content up to 60 cm could be calculated [Eq. 3] by using climatic and stand variables. The expression allowed us to predict the carbon content with variables easy to obtain or measure in forest inventories.

$$C_{0-60\text{cm}} = -36,1660 + 0,1339 \cdot P + 2,7483 \cdot AB\_Qp \quad R^2=0,4155 \quad [\text{Eq. 3}]$$

where  $C_{0-60\text{cm}}$  is the carbon content in Mg C ha<sup>-1</sup> in the upper 60 cm of the soil; P is the annual precipitation in mm; and BA\_Qp is the basal area of *Quercus pyrenaica* species in the plot in m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

Climate has a pronounced effect on SOC concentration. This concentration increases with increasing precipitation and decreases with increasing temperature (Burke et al. 1989). In

addition, climatic variables are considered to limit tree growth and affect litter decomposition rates (Rodríguez-Murillo 2001). On the other hand, the basal area of oak stands in the plot also indicated the influence of species composition in total C stock. In the region, the presence of oak trees increases C content. Many empirical relationships have been proposed between soil C and environmental factors. Carbon accumulation in different areas depends on different variables (Porta et al. 1994). The relationship is neither simple nor unique. The relatively low amount of SOC variability explained may be due to the fact that different state factors are responsible for the SOC accumulation and not all of them were taken into account in this study. However, the equation allowed us to evaluate process models. If climatic characteristics change, they may also have a fundamental effect on SOC stock and therefore on soil properties and processes.

Microsite conditions revealed additional information about soil C content and characteristics. Measurement of the different fractions of soil organic matter, such as  $C_{SMB}$  and  $C_{SRB}$ , provided a more sensitive appraisal and indication of the management practices on SOC contents (Franzluebbers and Arshad 1996). Significant differences were found (Table 3) between species composition, stand development stage and the interaction between the two factors in the C fractions, the ratio  $C_{SMB}/C_T$  and the metabolic quotient ( $q_{CO_2}$ ). These variables in the studied soils were different in the different species composition depending on the stand development stage considered. In most species composition, the best combinations of the parameters  $q_{CO_2}$  and  $C_{SMB}/C_T$  were found in the higher stand development stages. Except for the *Pinus nigra* stands, the smallest values of  $q_{CO_2}$  were found in higher stand development stages. As for the  $C_{SMB}/C_T$  parameter, site quality affected all the species composition except in *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* stands.

Forest management carried out in stands with higher development consisted of thinning that reduced tree density and increased the radial growth of the remaining trees. At the moment of the intervention, thinning changes the microclimate and soils become warmer and possibly wetter due to reduced evapotranspiration (Piene and van Cleve 1978). It increases aeration and microbial biomass and stimulates forest floor C decomposition. An increased proportion of microbial carbon and nitrogen in the total soil organic pool indicates higher nutrient availability to the plants (Kaur et al. 2000).

**Table 3** | C content,  $C_{SMB}/C_T$  ratio,  $C_{SRB}$  and metabolic quotient ( $q_{CO_2}$ ) by species forest composition and stand development stage.

Species forest composition	sd	C (g 100g <sup>-1</sup> )		$C_{SMB}/C_T$ (gC kg C <sub>T</sub> <sup>-1</sup> )		$C_{SRB}3d/C_T$ (gC kg C <sub>T</sub> <sup>-1</sup> *3day)		$q_{CO_2}$ (gC <sub>SRB</sub> 3days gC <sub>SMB</sub> <sup>-1</sup> )	
<i>Pinus nigra</i>	H	1.32	a	8.42	a	9.15	a	1.11	a
	M	2.27	b	6.86	a	5.06	c	1.05	a
	L	2.55	b	7.33	a	7.21	b	1.05	a
<i>Pinus pinaster</i>	H	2.15	a	11.21	a	4.72	a	0.43	a
	M	2.56	a	13.52	b	7.48	b	0.55	b
	L	3.20	b	8.62	c	6.29	c	0.73	c
<i>Pinus sylvestris</i>	H	4.08	a	5.57	a	1.90	a	0.37	a
	M	3.42	b	5.21	b	4.70	b	1.17	b
	L	3.39	b	12.93	b	9.19	c	0.71	c
<i>Quercus pyrenaica</i>	H	4.37	a	13.66	a	4.29	a	0.32	a
	M	2.92	b	11.27	b	10.44	b	0.93	b
	L	2.72	b	8.74	b	9.44	b	1.22	b
sfc		***		***		***		***	
sd		ns		***		***		***	
sfc*sd		***		***		***		***	

Where sd is the stand development stage (H: high, M: medium, L: low); C (g 100g<sup>-1</sup>) is the C content in the upper 10 cm;  $C_{SMB}/C_T$  is the ratio between soil microbial biomass and total C ( $C_T$ );  $C_{SRB}3dC$  is the ratio between soil biomass respiration and C over 3 days;  $q_{CO_2}$  is the metabolic quotient ( $C_{SRB}3d/C_{SMB}$ ) over 3 days. Different letters means significant differences among stand development stages within each species forest composition. Significance levels: \*\*\*: ( $p < 0.001$ ). ns: not significant.

Microbial biomass and respiration parameters were therefore sensitive indices of the effect of silvicultural practices on the soil microbiological environment. In contrast, the higher value of  $q_{CO_2}$  and the smaller value of  $C_{SMB}/C_T$  defined the worst conditions of soil efficiency use of microbial populations. In most of the species composition, the worst conditions were found in the smaller stand development stages (medium or low). That means that soil site quality affects stand growth efficiency because site quality has a great influence on bulk density, water holding capacity, microbial populations and cation-exchange capacity (Kavvadias et al. 2001).

In comparison with other ecosystems, our  $C_{SMB}$  values were higher than others obtained in similar soil types (Zou et al. 2005). It would have been expected that young soils such as Inceptisols and Entisols had lower  $C_{SMB}$  levels than older soils such as Ultisols and Oxisols. However, our data were more influenced by silvicultural practices than by soil type.

#### *Forest floor Carbon*

The role of the forest floor within the forest ecosystems could also be evaluated at large scale. The average amount of forest floor was 16.5 Mg ha<sup>-1</sup> (26.9 Mg ha<sup>-1</sup> in pine ecosystems and 11.8

Mg ha<sup>-1</sup> in oak stands). The carbon content in this pool was significantly higher in pine (13.7 Mg C ha<sup>-1</sup>) than in oak stands (5.4 Mg C ha<sup>-1</sup>). Results were also compared favorably with other studies, which reported litter C estimates ranging from 4 to 14.4 Mg C ha<sup>-1</sup> depending on age and forest species (Hoover et al. 2000). The high amount of C fixed in this pool, above all in *Pinus* spp. plantations (13.7 Mg C ha<sup>-1</sup>), showed the substantial position of this pool in the total C fixed. Litter carbon represented 12.4% of the total carbon fixed in the pine ecosystem analyzed, while it represented the 7.3% of the total carbon fixed (5.4 MgC ha<sup>-1</sup>) in the oak stands. Although higher proportions were found in mixed forest of oak and beech in Belgium areas by Vande Walle et al. (2001), smaller values were found by previous researchers such as Gallardo and González (2004) or Ordóñez et al. (2008).

However, in terms of stability, C sequestered in the mineral soil would be preferred to C sequestration in forest floors because the former is more vulnerable to decomposition (Jandl et al. 2007). Therefore, the knowledge of accumulation-degradation forest floor processes is needed to identify sites that accommodate C sequestration in the mineral soil rather than in forest floors (Vesterdal et al. 2008).

As well as the soil C fractions, the amount and the carbon content in forest floor varied among species composition, stand development stage and the interaction between the two factors. Analyzing the different forest floor layers (L, F and H), we could show that litter mass was substantially greater in the L, H layers than in F layer in most of the plots (Table 4). The C content in H layer showed significantly smaller values in oak stands. In most of the plots of the four species compositions, the carbon concentration ranged in the following order: L>F>H. Within each forest composition, the stand development stage showed different C amounts and contents of L and F layers without a clear tendency, except for H layer. While a higher C was found in L layer in the highest stand development stage for *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*, the opposite behavior was found for *Pinus pinaster* and *Quercus pyrenaica*. However, in the different stand development stages of *Pinus* spp. species compositions, similar values were found in H layer. The values of the relation C/N in pine ecosystems (L>98; F>50 and H>38) contrasted to those obtained in oak stands (>46 in L and F layers and 0 in H layer).

The smaller C/N ratio reflects that the degradation in oak litter is faster than the pine litter because micro-organisms prefer digestion of litter with a low C/N ratio (< 20) to satisfy their nitrogen needs (Vande Walle et al. 2001). Previous authors agreed as to the critical C/N ratio at which net mineralization began when C/N=20-30 (Waring and Schlesinger 1985). In the present study, under coniferous sites, the C/N values would indicate that the net mineralization appeared to be restricted to the lower part of the forest floor. This agrees with other articles such as Kavvadias et al. (2001) and Vesterdal et al. (2008).

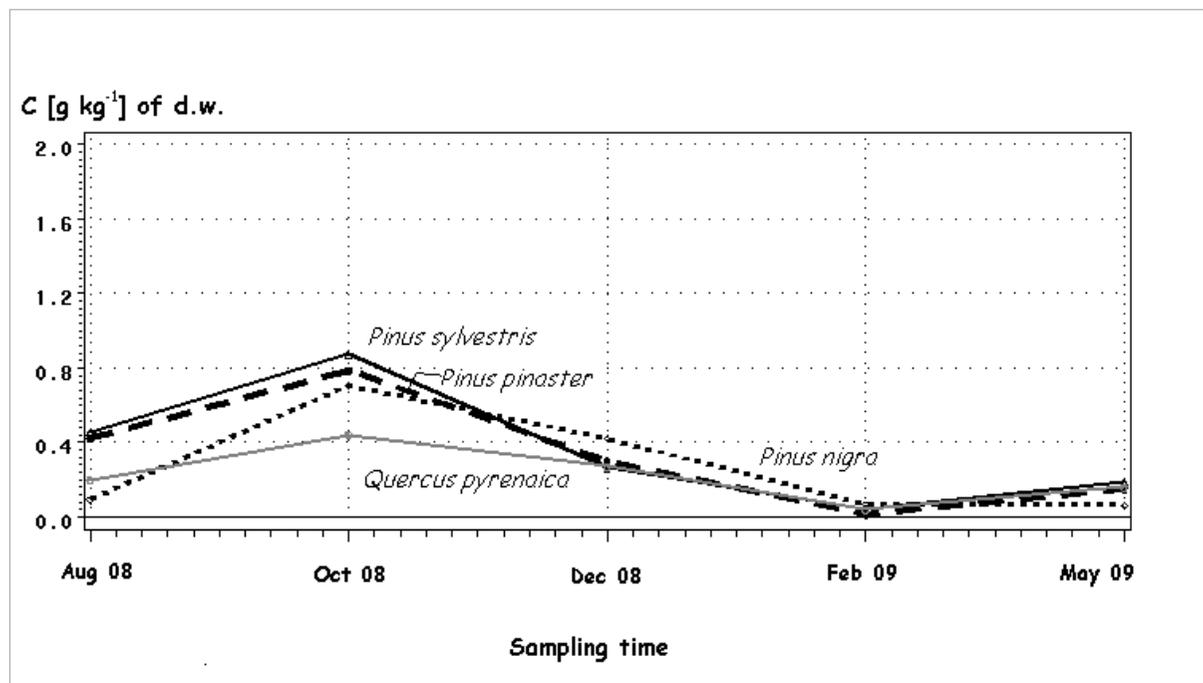
#### *Litter inputs and decomposition*

Regarding the C returned to the soil from litterfall, foliage peaked in autumn and early winter (Figure 1).

**Table 4** | Amount, C concentration, Carbon content and C/N ratio of the different litter layers by species composition and stand development.

sfc	sd	L		F		H		CL		CF		CH		C/N <sub>L</sub>		C/N <sub>F</sub>		C/N <sub>H</sub>							
		(Mg ha <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(Mg ha <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )															
<i>Pn</i>	H	8.7	a	5.4	a	7.0	a	4.3	a	4.3	a	2.4	a	2.4	a	325	a	2.4	a	139.1	a	84.6	a	53.6	a
	M	3.9	bc	4.1	a	9.8	a	1.9	b	4.97	a	4.25	a	1.7	c	327	a	3.4	a	113.9	b	54.9	b	45.5	a
	L	4.9	b	4.9	a	11.0	a	2.6	a	5.46	b	5.44	b	2.5	a	4.25	b	6.5	a	98.4	b	80.0	a	53.1	a
<i>Pp</i>	H	4.2	a	4.5	a	13.8	a	2.1	a	4.94	a	4.38	a	1.9	a	2.23	a	3.6	a	131.3	a	63.8	a	46.5	a
	M	7.9	c	4.4	a	9.6	a	3.9	b	4.97	bc	4.63	ab	2.0	a	2.70	ab	2.5	a	100.7	bc	65.7	a	47.0	a
	L	5.9	b	3.9	a	7.2	a	2.7	a	4.55	ac	4.73	b	1.8	a	3.16	b	2.4	a	129.1	ac	71.4	a	46.5	a
<i>Ps</i>	H	8.3	a	5.4	a	16.7	a	4.2	a	5.03	a	4.66	a	2.5	a	3.11	a	5.5	ac	98.3	a	60.5	a	47.7	a
	M	4.4	b	2.8	b	15.8	a	2.2	b	4.96	b	4.70	a	1.3	b	3.97	c	6.3	c	102.9	a	50	b	38.0	b
	L	8.2	a	4.2	a	13.4	a	4.1	a	4.97	b	4.75	a	2.0	a	2.73	b	3.6	a	128.6	b	74.2	c	51.2	a
<i>Qp</i>	H	2.6	a	4.5	abc	0.0		1.2	a	4.73	a	3.93	a	1.9	a	0		0.0		63.2	a	46	a	0.0	
	M	4.1	b	2.3	ac	0.0		1.7	bc	4.36	b	3.39	a	0.7	c	0		0.0		48.8	b	46.4	a	0.0	
	L	4.3	b	4.4	b	0.0		1.9	b	4.39	b	3.19	a	1.5	a	0		0.0		51.3	b	46.3	a	0.0	
sfc	***	ns	ns	ns	*	***	***	***	***	***	***	**	***	**	***	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***
sfd	ns	***	***	ns	ns	ns	**	**	***	ns	ns	***	***	ns	***	**	ns	ns	***	***	***	***	***	***	***
sfc*sd	***	***	**	ns	ns	ns	***	***	***	**	**	**	***	ns	***	***	ns	ns	***	***	***	***	***	***	***

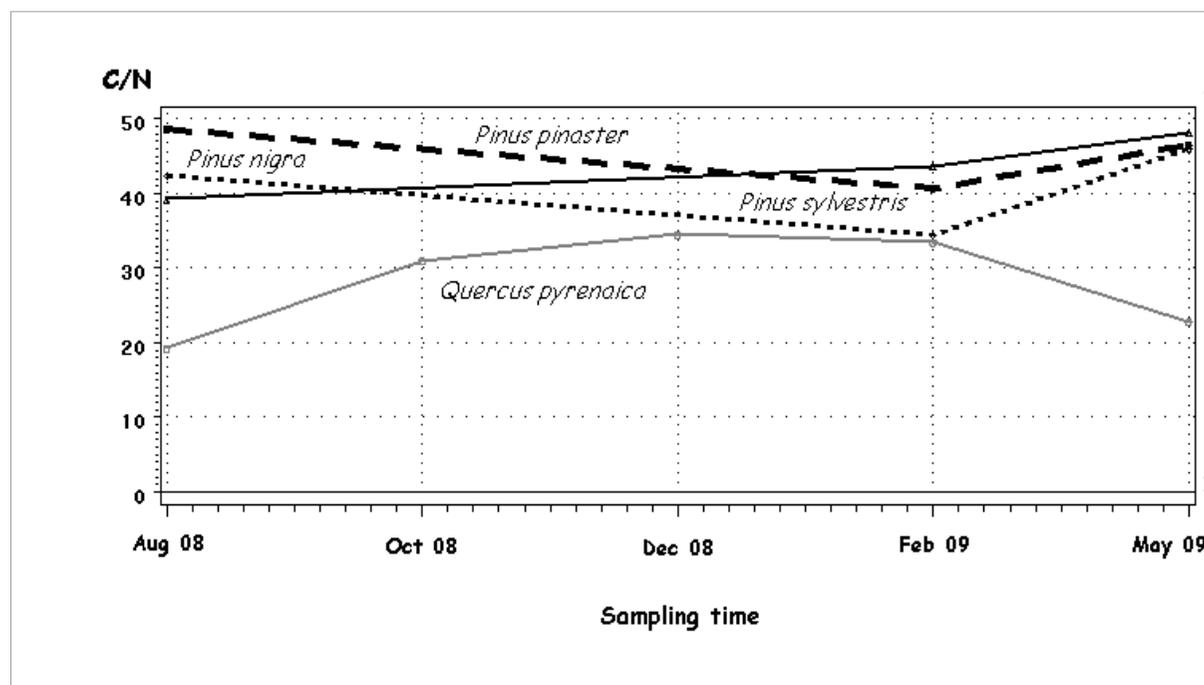
Where sfc is species forest composition (Pn: *Pinus nigra*; Pp: *Pinus pinaster*; Ps: *Pinus sylvestris*; Qp: *Quercus pyrenaica*); sd is stand development stage (H: high, M: medium, L: low); L is the amount of L layer of the litter; F is the amount of F layer of the litter; H is the amount of H layer of the litter; cC L is the C concentration of the L layer; cC F is the C concentration of the F layer; cC H is the C concentration of the H layer; C L is the amount of C in the L layer; C F is the amount of C in the F layer; C H is the amount of C in the H layer; C/N<sub>L</sub> is the C/N relationship on the L layer; C/N<sub>F</sub> is the C/N relationship on the F layer; C/N<sub>H</sub> is the C/N relationship on the H layer. Significance levels: \* : (p<0.05). \*\* : (p<0.01). \*\*\* : (p<0.001). ns: not significant.

**Figure 1**

Significant differences of C content in litterfall picked up by sampling time.  
Note d.w. is dry weight.

This was concurrent with the onset of the winter in the four species compositions. These results agree with previous studies (Weiskittel and Maguire 2007). The average C annual return was 8.9 and 2.9 Mg C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in *Pinus* spp. and oak stands, respectively. These values were compared to those reported in other coniferous and deciduous Spanish forest: 2.55 Mg C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> by Gallardo and González (2004) in *Castanea sativa* forests or between 3.2 to 5.2 Mg C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> by Cañellas and San Miguel (1998) in *Quercus coccifera*.

Litterfall showed different values of C/N along the sampling period in the different forest stands (Figure 2). Smaller values were found in oak stands along the year. Again the low litterfall C/N ratio was an indicator of fast decomposition rate and less forest floor C content (Gloaguen and Touffet 1982).



**Figure 2**

Relation C/N of litterfall picked up in the traps by sampling time in the different species compositions.

The litter bag experiment showed that degradation of dry organic matter decreased along the year in the different forest stands. Slower values were obtained for residual carbon content in oak stand litter (Figure 3). The models ( $p < 0.0001$ ) allowed us to determine the value of the decomposition rate constant  $k$  ( $\text{year}^{-1}$ ). The  $k$  value was different between *Pinus* spp. and oak stands. They were 0.18 and 0.46  $\text{years}^{-1}$  for the dry organic matter in *Pinus* spp. and oak, respectively, and 0.16 and 0.32  $\text{years}^{-1}$  for the C content in *Pinus* spp. and oak stands, respectively. These results agree with previous studies, where  $k$  values ranged from 0.15  $\text{years}^{-1}$  in *Pinus sylvestris* mountain areas, 0.39  $\text{years}^{-1}$  in chestnut coppice by Gallardo and Schlesinger (1995), to 0.62  $\text{years}^{-1}$  in *Quercus pyrenaica* forest by Gallardo and Merino (1993). The values for  $k$  greater than 1  $\text{year}^{-1}$  corroborated the faster decomposition in oak stands. This situation occurs when the microbial activity has the potential to respire more C that contained in above- and belowground litter production (Cuevas and Medina 1988).

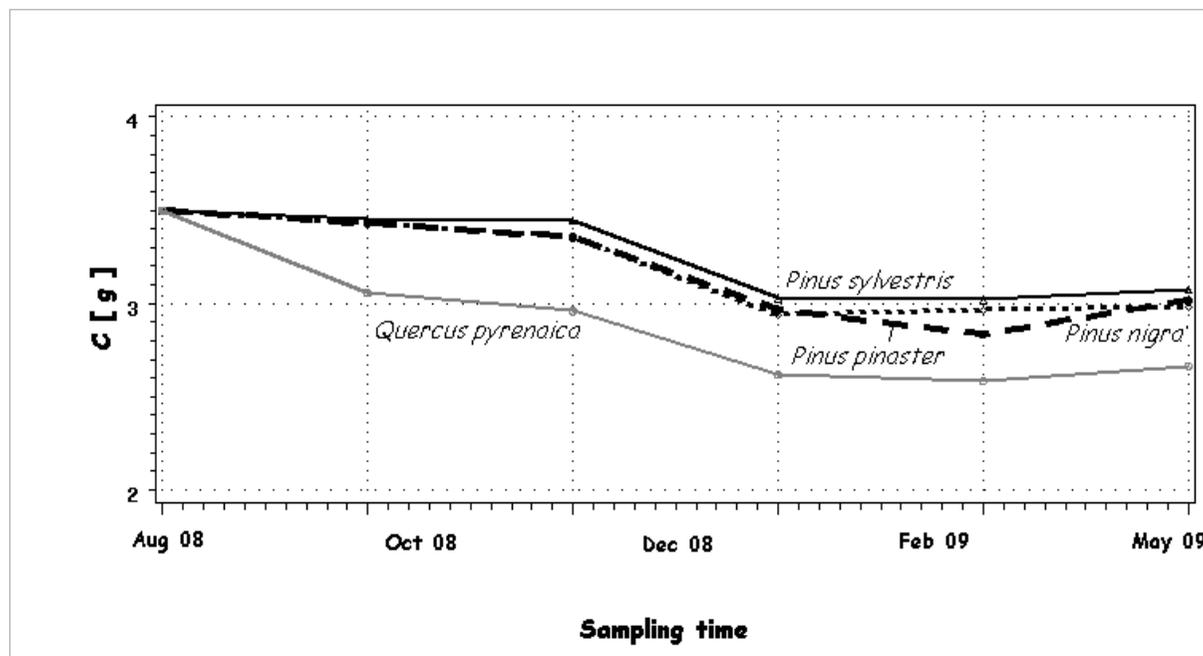


Figure 3

Evolution of C amount by sampling time by species compositions in litter bag experiment.

Climate conditions (Lal 2005), species composition, slope position (Mudrick et al. 1994), litter supply and quality (Berg 2000), abundance of understory vegetation (Prescott et al. 1989), acidity (Berger and Glatzel 1994), soil fertility (Klemmedson 1987) and biological activity (Edwards et al. 1973) are contributing factors to the litter degradation process. In our case, the chemical composition (particularly the higher lignin and wax content in *Pinus* spp.), together the stand variables (tree density, soil light interception, aeration, etc.), could be affecting the organic matter decomposition process.

Figure 4 shows that higher turnover time values were obtained with higher parameter C/N values in layer H ( $C/N_H$ ). It showed more stabilization in plots with greater amounts of C in layer H. Turnover time ranged from 4 to 8 years in *Pinus* spp. plantations and less than 3.5 years in oak stands. Previous research indicated ranges from 8 to 67 years in cool temperate forests. The range of values is much lower when root litter is included in the calculation of mean residence time, emphasizing the importance of belowground litter production in studying nutrient storage and cycling in forest ecosystems.

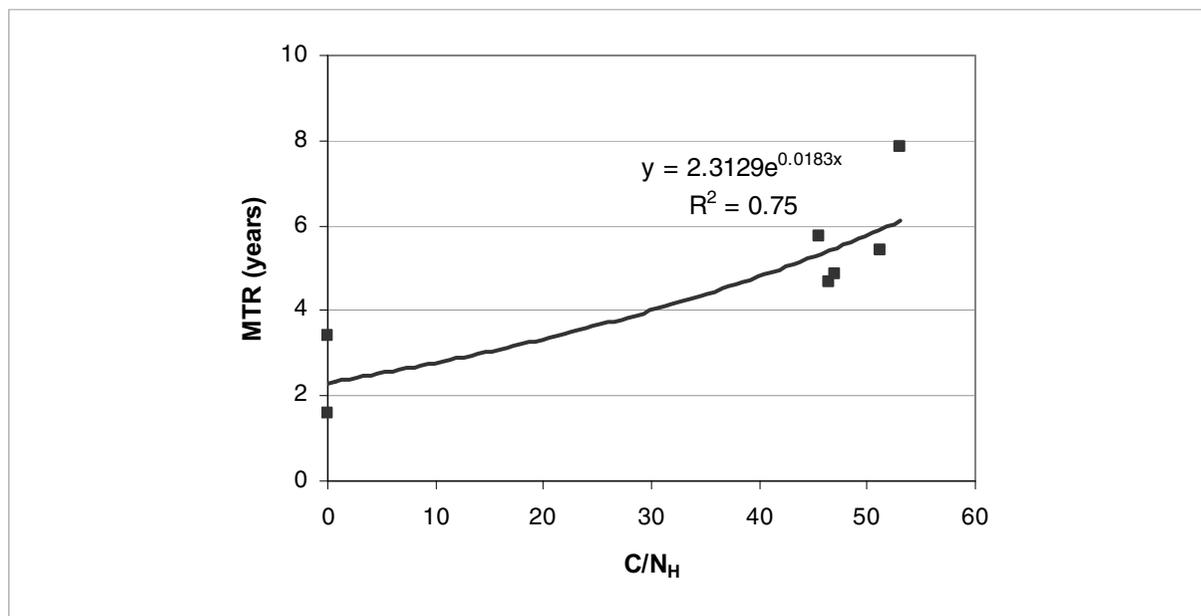


Figure4

Relationship between the MTR (years) and the value of C/N in layer H (C/N<sub>H</sub>).

These results showed that soil microbial biomass was an important factor in decomposing the organic matter (although not the only one), but soil properties and forest management had a great influence in stand aeration and litter decomposition in our areas. Forest management can stimulate the decomposition of the forest floor and can modify its quality in the area by 1) the tree species selection (quantity and chemical quality of litter, rooting depth) and 2) the thinning regime (microclimate).

1) The choice of tree species for ecosystems depends on management goals and priorities. If sequestration of C into SOC was the main environmental goal for the region, then *Pinus* spp. plantations would be preferred. *Pinus* spp. showed higher values of C, higher sequestration capacity and great stability for the organic matter, which imply higher resistance to microbial attack. However, if other services were sought, oak stands would generate a high nutrient status in terms of base cations, pH and C/N ratio, and this could be favorable for climate change mitigation with a strong soil C sink.

2) In the study area, thinning intensity has been low, removing a small proportion of stand basal area. The high stand density has thus maximized the forest floor C content. Therefore, new cycles of thinning operations would be needed in the *Pinus* spp. plantations to improve forest litter decomposition, which is a major pathway for providing organic and inorganic elements for the nutrient cycling processes (Mudrick et al. 1994). In Mediterranean forest ecosystems, the

role of litter decomposition in nutrient cycling becomes still more important when considering the degradation of forest vegetation and soils by wild fires and overgrazing.

In our study area, the SOC content in the *Pinus* spp. plantations seems to be an important parameter to emphasize the importance of this type of forests. Afforestation with these species enhances CO<sub>2</sub> stock. In the region, we sampled stands established at the same time, with homogeneous site conditions and similar land use history. However, they presented different stand development stages and different C content. Differences in SOC stocks could be interpreted as due to the influence of site productivity and management activities on soil carbon content (Turner and Lamber 2008). Site quality creates different soil conditions and management activities may impact the SOC stock through harvesting and site preparation, soil drainage, run-off water conditions (Montagnini et al. 1993), greater below-ground biomass production, influencing the different SOC stock fractions and affecting soil quality and productivity.

The effect of species compositions on SOC stocks, combined with information on spatial distribution of species compositions, might therefore be used to improve insight into spatial distribution of SOC stocks. Differences in SOC stocks between species compositions could give an indication of the effects of future management changes, such as increasing the vigor of oak stands on carbon sequestration. Additionally, species compositions are expected to differ in mitigation potential. This knowledge may help guide tree species choice in case of afforestation with the goal of carbon sequestration.

## Acknowledgements

We specifically express gratitude to the *Agencia Estatal de Meteorología* (Spain) for providing climatic data support. We would also like to thank Prof. C.J. Nolan for checking the English version and providing generous linguistic advice. This study has been made possible through research under the FORSEE project - INTERREG III B, financed by the European Union, and through the University of Valladolid grant program.

## References

- Alef K (1995) Soil respiration. In: Alef K, Nanipieri P (eds) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London, pp 214-222
- Alriksson A, Eriksson HM (1998) Variations in mineral nutrient and C distribution in the soil and vegetation compartments of five temperate tree species in NE Sweden. *Forest Ecol Manag* 108: 261-273

Anderson TH (2003) Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agr Ecosyst Environ* 98: 285-293

Bascomb CL (1964) Rapid method for the determination of the cation exchange capacity of calcareous and non-calcareous soils. *J Sci Food Agr* 15: 821-823

Benton LJ, Wolf JB, Mills HA (1991) *Pant analysis handbook, a practical sampling, preparation, analysis and interpretation guide*. Micro. Macro Publishing, USA

Berg B (2000) Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecol Manag* 133: 13-22

Berger TW, Glatzel G (1994) Deposition of atmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (*Quercus petraea* and *Quercus robur*) in lower Austria. *Forest Ecol Manag* 70: 183-193

Bernoux M, Carvalho MCS, Volkoff B, Cerri CC (2002) Brazil's soil carbon stock. *Soil Sci Soc Am J* 66: 888- 896

Burke JD, Yonker CM, Parton WJ, Cole CV, Flach K, Schimel DS (1989) Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci Soc Am J* 53: 800-805

Cañellas I, San Miguel A (1998) Litter fall and nutrient turnover in Kermes oak (*Quercus coccifera* L.) shrublands in Valencia (eastern Spain). *Ann For Sci* 55: 587-598

Cuevas E, Medina E (1988) Nutrient dynamics within Amazonian forest. II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia* 76: 222-235

Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Solomon AM, Trexler MC, Wisniewski J (1994) Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190

Edwards CA, Reichle DE, Crossley DR Jr (1973) The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients. In: Reichle DE (ed) *Analysis of Temperate Forest Ecosystems*. Springer, Berlin, pp 147-172

FAO (1990) *Guidelines for soil description*. Soil resources, management and conservation service land and water development division. 3rd ed. FAO, Rome

Franzluebbers AJ, Arshad MA (1996) Soil organic matter pools during early adoption of conservation tillage in northwestern Canada. *Soil Sci Soc Am J* 60: 1422-1427

Gallardo JF, González MI (2004) Sequestration of C in Spanish deciduous oak forests. In: Schnabel S, Ferreira A (eds) *Advances in Geo-Ecology*, vol. 37. Catena Verlag, Reiskirchen, pp 341-352

Gallardo A, Merino J (1993) Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology* 74 (3): 152-161

Gallardo A, Schlesinger WH (1995) Factors determining soil microbial biomass and nutrient immobilization in desert soils. *Biogeochemistry* 28: 55-68

Gloaguen JC, Touffet J (1982) Evolution du rapport C/N dans les feuilles et au cours de la décomposition des litières sous climat atlantique. Le hêtre et quelques conifères. *Ann For Sci* 39: 219-230

Herrero C, Bravo F (2010) Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain. *Ecological Indicators*. *In press*.

Hommel PWF, de Waal RW (2004) Bodem, humus en vegetatie onder verschillende loofboomsoorten op de stuwwal bij Doorwerth. Alterra, Wageningen

Hoover CM, Birdsey RA, Heath LS, Stout SL (2000) How to estimate carbon sequestration on small forest tracts. *J Forest* 98: 13-19

Insam H (1990) Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climate regime? *Soil Biol Biochem* 22: 525-532

IPCC (1996) *Climate Change 1995 — Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific- Technical Analyses*. Contribution of WGII to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, United Kingdom

Isermeyer H (1952) Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk* 56: 26-38

Jandl R, Linder M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R, Hagedorn F, Johnson DW, Minkkinen K, Minkkinen KA (2007) How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268

Jobbágy EG, Jackson RB (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol Appl* 10(2):423- 436

Joergensen R.G, Scholle G, Wolters V (1995) Die Bestimmung von Muraminsäure als Biomarker von Bakterien. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76: 627-630

Kaur B, Gupta SR, Singh G (2000) Soil carbon, microbial activity and nitrogen availability in agroforestry systems on moderately alkaline soils in northern India. *Appl Soil Ecol* 15: 283-294

Kavvadias VA, Alifragis D, Tsiontsis A, Brofas G, Stamatelos G (2001) Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecol Manag* 144: 113-127

Klemmedson JO (1987) Influence of oak in pine forests of central Arizona on selected nutrients of forest floor and soil. *Soil Sci Soc Am J* 51: 1623-1628.

Lal R (2005) Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecol Manag* 220: 220-242

MAPA (1994) Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

Millar CS (1974) Decomposition of coniferous leaf litter. In: Dickinson CH, Pugh GJF (eds) *Biology of plant litter decomposition*, Vol. 1. Academic Press, London, pp 105-128

Montagnini F, Ramstad K, Sancho F (1993) Litter fall, litter decomposition and the use of mulch of four indigenous tree species in the Atlantic lowland of Costa Rica. *Agroforest syst* 23: 39-61

Mudrick DA, Hoosein M, Hicks Jr RR, Townsend EC (1994) Decomposition of leaf litter in an Appalachian forest: effects of leaf species, aspect, slope position and time. *Forest Ecol Manag* 68: 231-250

Nicholson G (1984) *Methods of soil, plant and water analysis*. N.Z. For Res Inst Bull N° 70.

Ninyerola M, Pons X, Rour JM (2005) *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología o geobotánica*. Bellaterra, Barcelona.

Oliver GR, Beets PN, Garrett LG, Pearce SH, Kimberly MO, Ford-Robertson JB, Robertson KA (2004) Variation in soil carbon in pine plantations and implications for monitoring soil carbon stocks in relation to land-use change and forest site management in New Zealand. *Forest Ecol Manag* 203: 283-295

Olsen RS, Cole VC, Watanabe FS, Dean LA (1954) Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA, Washington DC

Olson JS (1963) Energy storage and balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.

Oostra S, Majdi H, Olsson M (2006) Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scand J Forest Res* V21: 364–371

Ordóñez JAB, de Jong BHJ, García-Oliva F, Aviña FL, Pérez JV, Guerrero G, Martínez R, Maser O (2008) Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecol Manag* 255: 2074–2084

Papaioanou A (1994) Effects of site productivity on black pine and beech forest floor properties. In: *Proceedings of the 5th Conference of Greek Soil Society*. Xanthi, Greece, pp 769-785

Paul KI, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PK (2002) Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecol Manag* 166: 251–257

Piense H, van Cleve K (1978) Weight loss of litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska. *Can J Forest Res* 8: 42–46

Pinzari F, Trinchera A, Benedetti A, Sequi P (1999) Use of biochemical indices in the Mediterranean environment: comparison among soils under different forest vegetation. *J Microbiol Meth* 36: 21-28

Prescott CE, Corbin JP, Parkinson D (1989) Input, accumulation, and residence times of carbon, nitrogen, and phosphorus in four Rocky Mountain coniferous forests. *Can J For Res* 19: 489-498

Porta J, López-Acevedo M, Roquero C (1994) *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-Prensa, Madrid

Powlson DS, Brookes PC, Christensen BT (1987) Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol Biochem* 19(2): 159–164

Rodríguez Murillo, JC (2001) Organic carbon content under different types of land use and soil in Peninsular Spain. *Biol Fert Soils* 33: 53-61

SAS Institute Inc. (2009) *SAS/STAT™ User's Guide*, Release 9.1. Cary, N.C, USA

Soil Survey Staff (2006) *Keys to Soil Taxonomy*, 10th ed. USDA -Natural Resources Conservation Service, Washington, DC

Smolander A, Kitunen V (2002) Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biol Biochem* 34: 651–660

Turner J, Lambert MJ (2008) Nutrient cycling in age sequences of two *Eucalyptus* plantation species. *Forest Ecol Manag* 255: 1701–1712

Turrión MB, Duque D, Casas P, López O, Lafuente F, Mulas R, Ruiperez C (2006) Soil carbon sequestration in forests with different development status located at North of Palencia (Spain). In: International meeting IUFRO 2006 “Managing Forest Ecosystems: the Challenges of Climate Change”. Palencia, Spain

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

Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 19: 703-707

Vande Walle I, Mussche S, Samson R, Lust N, Lemeur R (2001) The above- and belowground carbon pools of two mixed deciduous forest stands located in East-Flanders (Belgium). *Ann For Sci* 58: 507–517

Versterdal L, Smith IK, Callesen I, Nilsson LO, Gundersen P (2008) Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecol Manag* 255: 35-48

von Lütow M, Leifeld J, Kainz M, Kögel-Knabner I, Munch JC (2002) Indications for soil organic matter quality in soils under different management. *Geoderma* 105: 243–258

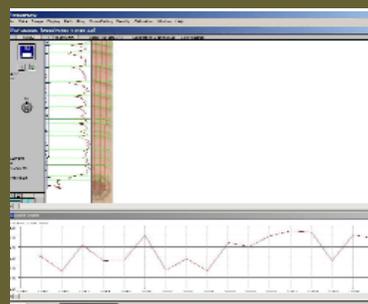
Waring RH, Schlesinger WH (1985) Nutrient cycling through forests. In: *Forest Ecosystems. Concepts and Management*. Academic Press, Orlando, pp 121-156

Weiskittel AR, Maguire DA (2007) Response of Douglas-fir leaf area index and litterfall dynamics to Swiss needle cast in north coastal Oregon, USA. *Ann For Sci* 64: 121–132

Wilson DM, Grigal DF (1995) Effects of pine plantations and adjacent deciduous forests on soil calcium. *Soil Sci Soc Am J* 59: 1755–1761

Zou XM, Ruan HH, Fu Y, Uang XD, Sha LQ (2005) Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation–incubation procedure. *Soil Biol Biochem* 37: 1923–1928





---

## Anexo VII: Individual tree diameter increment model for Mediterranean *Pinus* and *Quercus* stands in two regions in Spain using multilevel linear mixed models

---

**Herrero, C., Bravo-Oviedo, A., Pando, V., J., Bravo, F.**

Sustainable Forest Management Research Institute UVA.INIA.

*Sustainable Forest Management Research Institute UVA.INIA.*

ETS Ingenierías Agrarias.University of Valladolid

Avda. Madrid 44. 340718 Palencia, Spain.

Phone: (+34) 979 10 84 87 Fax: (+34) 979 10 84 40 e-mail: chdeaza@pvs.uva.es

*Enviado a Forest Systems*



## Individual tree diameter increment model for Mediterranean *Pinus* and *Quercus* stands in two regions in Spain using multilevel linear mixed models

### Abstract

The development of diameter growth models for predicting individual-tree growth rates is an important aspect of forest ecosystems growth research. Several individual-tree annual diameter growth models were fitted with the objective of selecting the best model for practical application in pine plantations and oak stands in forest management in Central and Northern Spain.

The variables tested for model building were linked to stand competition, development and structure, site fertility and individual tree size. The initial breast height diameter, the ratio between breast height diameter and age at height=1.3 m, basal area or quadratic mean diameter were included in the model as fixed effects. As well as this, covariate effects were included acting at tree and stand level, to explain residual random variability. The entrance of regional effects within the model was tested to determine whether a single model was sufficient to explain pine and oak diameter increments, or if, on the contrary, regional models were needed. Specific regional models were obtained that specified the characteristics of the ecology and forest management in each area and species. They will allow us to analyze and evaluate silvicultural prescriptions about these types of stands in each area studied to define appropriate forest management under different schedules.

**Key words** / *Pinus sylvestris*, *Pinus pinaster*, *Pinus nigra*, *Quercus pyrenaica*, annual growth.

### 1. Introduction

The development of effective and accurate models to predict forest growth and products during forest rotation is essential for forest managers and practitioners. Empirical growth and yield models are the tools that have mainly been used to provide decision-support information for evaluating various forest management scenarios (Mohren and Burhart, 1994).

Among the modeling approaches, individual tree growth modeling is the one enabling a more flexible and detailed simulation of the complex structures of forests and their dynamics (Pretzsch, 2002; Schröder *et al.*, 2002; Monty *et al.*, 2008).

In different works, diameter growth has been expressed as a function of tree size and vigor, competition and site effects (Fang *et al.*, 2001; Hann and Hanus, 2002; Calama and Montero, 2004; Uzoh and Oliver, 2008). Different variables have been selected, such as tree diameter, basal area, BAL (total basal area larger than the subject tree), number of trees per hectare, dominant height, site index, or the ratios between diameter and age (Calama and Montero,

2005) or between BAL and diameter at breast height (dbh) (Uzoh and Oliver, 2008). In many study cases, data are compiled totally or partially from a region or they are focused on even or uneven-aged forest. In these cases, models allow knowing the growth pattern in those areas or stands. However, differences may be expected from models reported in different stands because forest dynamics include the effect of stand structure and growth estimations including the effects of forest management practices. Understanding the aspects that affect the increment growth in different regions is essential for successful long-term management of their resources.

*Pinus sylvestris* L. is the most widely distributed conifer in the world, with a natural range that stretches from beyond the Arctic Circle in Scandinavia to southern Spain and from western Scotland to the Okhotsk Sea in eastern Siberia. *Pinus pinaster* Ait. is broadly distributed in the western Mediterranean Basin, in southern Europe and Africa, and the Atlantic coast of Portugal, Spain and France (Alía and Martín, 2003). According to the Second National Forest Inventory (DGCN, 1996), the Mediterranean distribution of pure *Pinus pinaster* and *P. sylvestris* stands are 723,819 and 678,685 ha, respectively, which together represent 10% of the total forest surface in Spain. The former is found mainly in the northern plateau and at elevations under 1500 m, with irregular precipitation and high temperatures in summer. The latter grows in mountain ranges up to 2000 m of elevation mainly in the northern aspects, with more precipitations and mild temperatures.

The two species are very important in Spain because of their great economic value (especially *Pinus sylvestris* because of its timber quality) and also because of their ecological and social importance.

On the other hand, *Quercus pyrenaica* Willd. is a deciduous Mediterranean species, whose distribution area corresponds to the southwestern region of Europe. In Spain, according to the Second Spanish National Forest Inventory (DGCN, 1996), the total surface area covered by this Mediterranean oak is 659,000 ha. *Quercus pyrenaica* stands have been traditionally pruned and harvested to provide firewood, charcoal, cattle forage and other products such as tannins. The traditional treatments applied in these stands (usually coppice management) have been abandoned progressively due to declining use of firewood and charcoal as an energy source and to rural emigration to the cities. Moreover, the increasing interest in using these stands for either direct production (such as wine barrels) or indirect production (such as agroforestry uses, recreation, and environmental preservation) justifies the urgent need to guarantee sustainable management of *Quercus pyrenaica* stands (Cañellas *et al.*, 2004).

The aim of this study is to develop an individual-tree diameter increment model for Mediterranean pine and oak stands in central and northern Spain. This research is aimed to determine if there are significant differences between the diameter increment patterns for a given species growing under different ecological or geographical conditions. This will allow analysis of whether different increment diameter models are necessary or whether only one can represent and express the growth pattern with the precision required in forest management. With the knowledge of the growth pattern, comparisons in potential productivity for different regions can be made, giving forest managers the possibility of overcoming the main growth

limiting factors through silviculture. This objective will be achieved by using a mixed model approach and data from permanent and temporary plots located on representative forest stands.

## 2. Material and Methods

### 2.1 Study area

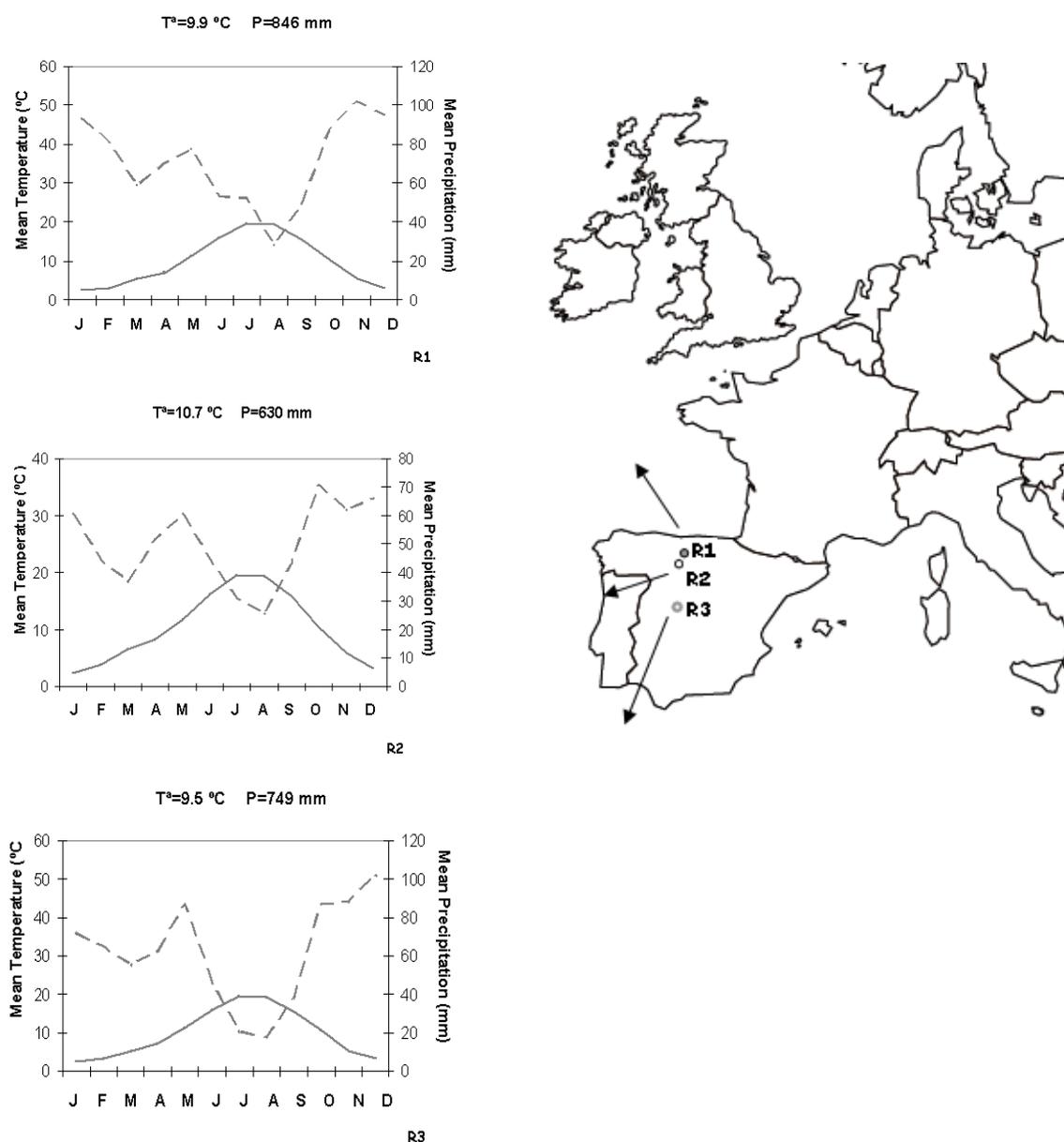
Three different forest areas in northern and central Spain were selected: “Páramos y Valles”, the Cantabrian Mountain Range and the Central Mountain Range (Fig. 1).

“Páramos y Valles” is a transitional sector between “Tierra de Campos” region and the Cantabrian Mountain Range. Altitude range is from 800 to 1000 m above sea level (a.s.l.). The “Páramos y Valles” area is located unevenly between the following geographical coordinates: (42.18°, -4.55°) and (42.48°, -4.14°) (Fig. 1). The climate is defined as interior mid-mountain fringes (Allué-Andrade, 1990). It is characterized by being Mediterranean with a slight Atlantic influence, with a long, cold winter and a dry, warm summer. Forests cover 61,571 hectares (31.9 % of total area). The main forest types are extensive stands of *Quercus pyrenaica*, *Quercus ilex* L. and *Quercus faginea* Lam. As a result of an extensive pine plantation program carried out during the 60's, *Pinus* stands cover 49.4% of the total forest area. The three main species of pine plantations are *Pinus sylvestris* L. (23%), *Pinus nigra* Arn. (21%) and *Pinus pinaster* Ait. (5%). In the clearings, there are mosaics of *Erica* spp. and *Cistus* spp. The soils can be classified as Ultisols and Alfisols (Turrión *et al.*, 2006).

The Cantabrian Mountain Range is located in northern Spain between the “Páramos y Valles” area and the Cantabrian coastal region. The forest stands studied within this region are located on the north faces and altitudes are higher than 1000 m a.s.l. The Cantabrian Mountain Range is located unevenly between the geographical coordinates (42.59°, -6.80°) and (42.48°, -4.14°). Climate is defined as mid-mountain fringes in Pyrenees and Maestrazgo (Allué-Andrade, 1990). It is characterized by being Mediterranean with an Atlantic influence. Winters are cold and long while summers are dry and warm. Main forest types are extensive stands of *Quercus pyrenaica* Willd., joined by genuine oaks (*Quercus robur* L. and *Q. petraea* (Matt.) Liebl.), *Fagus sylvatica*, *Fraxinus* spp. and *Taxus baccata*. Oak stands establish themselves on siliceous ground, from continental to sub-humid and humid climates.

Finally, the Central Mountain Range is a mountain system situated in the center of the Spain (Fig. 1). It has a range of altitudes from 1000 m to 2500 m a.s.l. on the northern slope of the Range, and 400 m to 2500 m a.s.l. on the southern (Pardo and Gil, 2005). This mountain range is located unevenly between the following geographic coordinates: (39.56, -7.25) and (41.29, -2.30). The climate is defined as interior mid-mountain fringes (Allué-Andrade, 1990). It is characterized by being sub-Mediterranean, with a marked summer drought from July to August. The main types of wood in the area are *Quercus pyrenaica*, *Pinus sylvestris* and *Pinus pinaster*

forest. The understory is composed of *Juniperus communis* spp. *alpine*, *Cytisus oromediterraneus* and *Adenocarpus hispanicus*. The soil is a mixture of lithic, umbric and dystric leptosols, and has a sandy loam texture (Bruijne and Andriessen, 2002).



**Figure 1**

The three studied areas: The Cantabrian Mountain Range (R1), “Páramos y Valles” (R2) and the Central Mountain Range (R3).

Note: Dashed and solid lines indicate monthly temperature and monthly precipitation, respectively.  $T^a$  is mean annual temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and P is the mean annual amount of precipitation (mm).

The three study areas exhibit fundamental differences relating to the stand origin, management history, soil conditions and climatic regimes (temperature, precipitation and radiation). These regions sustain one of most productive Spanish conifer forests (Central Mountain Range) and one of the most afforested conifer areas in the northern part (“Páramos y Valles”). In addition, *Quercus pyrenaica* stands in the Cantabrian Mountain Range could represent the conditions of mountainous areas and “Páramos y Valles”, the most degraded situation of the species because of the lack of management.

## 2.2 Data

Data were obtained in forty-six plots installed on *Pinus* spp. plantations and *Quercus pyrenaica* natural stands. Plots covered different site qualities, ages and densities to represent the whole study area (Table 1). Stand ages in the database ranged between 22 and 92 years in the case of *Pinus* spp. plantations, and 9 and 135 years in the case of *Quercus pyrenaica* natural stands.

**Table 1** | Table 1 Main characteristics in the studied stands.

	Ho (m)	Ddom (cm)	QMD (cm)	N (trees/ha)	BA (m <sup>2</sup> /ha)
<i>Pinus</i> spp. “Páramos y Valles”, n=9					
Mean	12.2	28.0	21.4	1116	35.9
Std. dev.	2.8	4.8	4.0	475	5.7
Min	6.5	22.4	16.7	478	21.0
Max	15.9	37.2	32.1	1833	40.8
<i>Pinus</i> spp. Central Mountain Range, n=8					
Mean	19.0	39.6	26.9	491	47.2
Std. dev.	5.0	11.0	10.5	198	16.5
Min	10.3	21.7	15.0	116	5.4
Max	28.8	54.9	46.4	711	71.2
<i>Quercus pyrenaica</i> “Páramos y Valles”, n=3					
Mean	8.6	18.1	16.4	593	13.2
Std. dev.	4.2	12.4	9.1	239	11.0
Min	4.0	9.0	6.1	322	2.0
Max	12.1	32.2	23.2	778	24.4
<i>Quercus pyrenaica</i> . Cantabrian Mountain, n=26					
Mean	-	20.2	21.9	293	27.2
Std. dev.	-	7.0	9.4	293	14.5
Min	-	12.1	12.3	283	9.4
Max	-	45.5	59.2	1386	77.9

Note: Ho (m) is dominant height; Ddom (cm) is the dominant diameter; QMD (cm) is the quadratic mean diameter; N (trees/ha) is the stand density; BA (m<sup>2</sup>/ha) is the basal area of the stand; Std. dev. is the standard deviation; Min is the minimum value; Max is the maximum value.

Cross sections from breast height were collected in 2004 (at the end of autumn). These were used to measure the annual radial growth for the previous 5 full years by the Windrendro program (WinDENDRO<sup>tm</sup>, 2003). A period of 5 years is usually appropriate for such studies because it is long enough to demonstrate characteristic growth patterns without possible annual interference (Kittredge, 1988). There had been no silvicultural treatments in the period, so the number of trees had been constant for the last 5 years.

Two species arrays were considered in this study. The first, a *Pinus* spp. array, was formed by *Pinus sylvestris*, *Pinus pinaster* and *Pinus nigra*. *Pinus sylvestris* and *Pinus pinaster* were present in the two study areas (“Páramos y Valles” and the Central Mountain Range), while there was *Pinus nigra* only in the first area. The second array was formed by *Quercus pyrenaica* stands, present in the two areas (“Páramos y Valles” and the Cantabrian Mountain Range). Species and study areas formed the categorical variable “group” (species\*area). The group variable consisted of five categories in the case of *Pinus* spp. [Group 1 (*Pinus nigra*, “Páramos y Valles”), Group 2 (*Pinus pinaster*, “Páramos y Valles”), Group 3 (*Pinus sylvestris*, “Páramos y Valles”), Group 4 (*Pinus pinaster*, Central Mountain Range) and Group 5 (*Pinus sylvestris*, Central Mountain Range)]. In the case of *Quercus pyrenaica*, it consisted of two categories (Group 1 (*Quercus pyrenaica*, “Páramos y Valles”) and Group 2 (*Quercus pyrenaica*, Cantabrian Mountain Range)).

A dataset of 2070 tree cores from *Pinus* spp. growth and 220 tree cores from *Quercus pyrenaica* growth were used to obtain the models. They came from 416 *Pinus* spp. (362 trees from the Central Mountain Range and 54 from “Páramos y Valles”) and 44 *Quercus* (26 trees from the Cantabrian Mountain Range and 18 from “Páramos y Valles”). In the plots, the diameter at breast height was recorded for each tree. In the Cantabrian Mountains, only sample of tree heights was measured in the inventory, in contrast to the other two areas, where all the tree heights were recorded. Data from these inventories were used to calculate different tree and stand variables, including QMD, quadratic mean diameter (cm); Ho, dominant height (m); N, number of trees in the stand (trees/ha); BA, basal area of the stand (m<sup>2</sup>/ha); SDI, Stand density index; and SDI<sub>Rio</sub>, stand density index according to the modification proposed by Rio *et al.* (1999) for pine species.

The logarithm of the growth inside bark and logarithm of the initial tree diameter were calculated to use appropriate transformations to try to obtain the typical pattern of tree growth processes. In the case of oak stands, the ratio between the logarithm of the initial diameter and the age at height=1.3 m of the tree was considered to characterize the vigor of the tree.

The data were randomly split into two groups: 1820 data items in *Pinus* spp. and 190 data items in *Quercus pyrenaica* were used for model fitting. The remaining (250 and 30 items in *Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica*, respectively) were reserved for model evaluation. After evaluation, the final estimation of the model parameters came from the entire data set (fitting and evaluation data) because the estimations obtained with this approach would be more precise than those obtained from the model fitted from the split data set, according to Hirsch (1991) and Zhang *et al.* (1997).

### 2.3 Modeling approach

Data available to study the diameter increment from trees located in different plots located in different areas were based on a set of longitudinal measurement data growth. This means that observations coming from the same tree, plot and area could be largely correlated (Calama and Montero, 2005). To mitigate this, a multilevel linear mixed model was proposed. The general expression for the multilevel linear mixed model proposed was:

$$y = X\beta + Zu + \varepsilon$$

Where  $y$  is an  $n$ -dimensional vector including the  $n$  observations for the response variable *Natural Logarithm of the growth* taken from  $n_v$  trees within  $n_u$  plots during  $n_w$  periods;  $X$  is a  $n \times p$  design matrix, including covariates and terms associated with fixed parameters of the model;  $\beta$  is a  $p$ -dimensional vector of fixed parameters of the model;  $Z$  is a  $n \times q$  design matrix for the random components of the model;  $u$  is a  $q$ -dimensional vector of random components acting at tree, plot and period levels; and  $\varepsilon$  is a  $n$ -dimensional vector of conditional residual terms (Gregoire *et al.*, 1995). Vector  $u$  can be divided into  $n$  subvectors  $b_{ijk}$ , each of them including random components at tree ( $v_{jk}$ ), plot ( $u_j$ ) and period ( $w_t$ ) level, specific to the observation taken from the  $k$ <sup>th</sup> tree within the  $j$ <sup>th</sup> plot during period  $t$ ;  $u_j$ ,  $v_j$  and  $w_t$  are multivariate normally distributed vectors, with mean zero and variance matrices  $D_u$ ,  $D_v$  and  $D_w$ , respectively.  $D_u$ ,  $D_v$  and  $D_w$  explain random variability between plot, between tree and between period and are considered common to every plot, tree and period analyzed. Under these conditions,  $u$  is a multivariate normally distributed vector, with mean zero and variance matrix  $D$ . Assuming independence between random components corresponding to different hierarchical levels and independence between random components specific to different sampling units (plots, tree),  $D$  is a  $q \times q$  block diagonal matrix, composed of  $n_u$  submatrices  $D_u$ ,  $n_v$  submatrices  $D_v$  and  $n_w$  submatrices  $D_w$ . Finally,  $\varepsilon$  includes  $n$  conditional residual terms, and it is assumed to be distributed with mean zero and residual within tree variance matrix  $R$ . The usual aim in all analyses of this type is estimating the components of  $\beta$ ,  $D_u$ ,  $D_v$ ,  $D_w$  and  $R$ .

The logarithm of five-year diameter annual growth inside bark was considered as the predicted variable. Tree size and vigor effects, site effects, competitive effects and regional effect were the variables included as dependent variables in the procedure to obtain the linear mixed model. These variables are known to affect the growth of the individual trees (Uzoh and Oliver, 2006; 2008). For the two species arrays, the following variables were included in the models tested: the logarithm of the initial diameter (logdi) as the value of the natural logarithm of initial diameter at breast height of the tree (cm), the square of initial diameter of the tree ( $di^2$ ) and (in the case of oak stands) the ratio between the logarithm of  $di$  and the age of the tree (tree vigor). To characterize the site productivity (Spurr and Barnes, 1980), the following variables were used: Ho (m), N (trees/ha), QMD (cm), mean diameter, dm (cm) and rainfall, P (mm). The increment attained by an individual tree is also dependent on its competitive status relative to neighboring trees and the impact of management. SDI and BA ( $m^2/ha$ ) were initially tested for competitive effects variables. The regional effects were described by a group dummy variable that represented the region and the species.

In the different arrays of species (*Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica*), the procedure consisted of considering tree size and climatic variables with the different stand parameters, site variables and competition indexes. All possible combinations of independent variables were tested. To select the best model in the two species arrays, several criteria could be used. Most of them are based on the assumption that what is sought is a model that minimizes the unexplained variability (the mean squared error of prediction) with the fewest number of variables possible. Among those potential models, the final model was chosen on the basis of getting the smallest values for the Akaike's information criterion (AIC), the BIC, and for the statistic  $-2$  times the logarithm of the likelihood function ( $-2LL$ ). Only the final model selected for application is presented here.

The general formulation for the two species arrays (*Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica*) of the linear mixed model to annual increment growth was:

$$Y_{ijk}^{(t)} = \alpha_i + \beta_{ni} * (X_n)_{ijk} + \beta_{mi} * (X_m)_{ij} + \delta_{ij} + \varepsilon_{ijk}^{(t)}$$

Where

$Y_{ijk}^{(t)}$  = Natural logarithm (log) of annual diameter growth inside bark (cm) for tree  $k$  of plot  $j$  in year  $t$  in group  $i$ .

$\alpha_i$  = Group effect ( $i=1,2,3,4,5$  in the case of *Pinus* spp.;  $i=1, 2$  in the case of *Quercus pyrenaica*)

$(X_n)_{ijk}$  = Tree size variables.

In the case of *Pinus* spp.  $n=2$

1: Logarithm of the initial diameter of tree  $k$  of plot  $j$  in group  $i$

2: Squared initial diameter of tree  $k$  of plot  $j$  in group  $i$

In the case of *Quercus pyrenaica*  $n=1$

1: Ratio between the logarithm of the initial diameter and the age of the tree

$(X_m)_{ij}$  = Stand variables of plot  $j$  in group  $i$ .

In the case of *Pinus* spp.  $m=1$

1: Stand basal area of plot  $j$  in group  $i$ .

In the case of *Quercus pyrenaica*  $m=1$

1: Quadratic mean diameter of plot  $j$  in group  $i$ .

$\beta_{ni}$  = Lineal effect of the tree size variables in the logarithm of the annual diameter growth inside bark in the group  $i$ .

$\beta_{mi}$  = Lineal effect of the stand variables in the logarithm of the annual diameter growth inside bark in group  $i$ .

$\delta_{ij}$  = Random effect of plot  $j$  on group  $i$  ( $j=1, \dots, I_j$ , where  $I_j$  is the number of the plots in group  $i$ ). Number of plots in *Pinus* spp.  $\sum I_i = 17$  and in *Quercus pyrenaica*  $\sum I_i = 29$ .

$\mathcal{E}_{ijk}^{(t)}$  = Random error of tree  $k$  in plot  $j$  in group  $i$  ( $m=1, \dots, m_k$ , where  $m_k$  is the number of the trees analyzed in plot  $j$  in group  $i$ ). Number of *Pinus* spp. trees  $\sum m_k = 416$  and

*Quercus pyrenaica*  $\sum m_k = 44$ .

In a mixed model framework, it was necessary to characterize the behavior of the covariance structure of the within-subject and the random effects.

For the different models, the random effects were considered as  $\delta_{ij} \rightarrow N(0, (\sigma_\delta^2)_i)$  and random errors  $\mathcal{E}_{ijk}$  were independently distributed by  $N(0, \Sigma_i)$  where  $\Sigma_i$  is a type 1 autoregressive error variance-covariance matrix (with multiple observations on individual trees auto-correlated in time). Each matrix presented two parameters ( $\sigma_i^2$  and  $\rho_i$ ) for the different groups ( $i$ ). Consequently, these models suggested that the variance among plots, the variance among trees in the plots and the correlations in the growth of the different trees could be different in the different groups.

Restricted maximum likelihood (REML) was used to fit different fixed effects models, using PROC MIXED in the SAS program (SAS Institute Inc., 2009). This process allows researchers to obtain individual predictions of the best linear unbiased predictors (BLUPs) of the random parameters for each tree and plot.

Criteria for including explanatory variables were the level of significance of the parameters, the reduction in the mean square error and the logical sign of the parameter. The final predictors had to be logical and significant at the 0.1 level without any systematic errors in the residuals.

Individual contrasts were carried out to know whether a single model was sufficient to explain pine and oak diameter increments or if, on the contrary, regional models (Group 2 vs. Group 4 and Group 3 vs. Group 5) for the different species were needed. Similarly, individual contrasts were carried out to test if there were significant differences in diameter growth among species (*Pinus nigra*, *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*) in "Páramos y Valles".

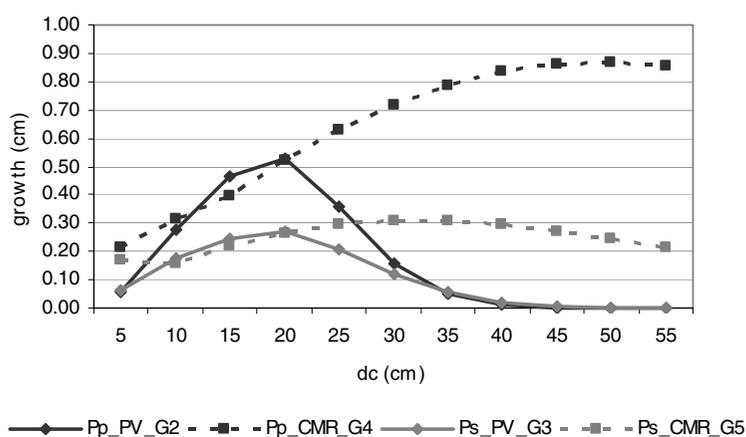
On the other hand, the evaluation dataset was intended to obtain a measure of the precision of the model in the different areas and species. There were numerous graphical and statistical methods to support model evaluation (Soares *et al.*, 1995; Huang, 1999; Tomé and Soares, 1999). Residual plots were examined to check on normality assumption. The following statistic parameters were used to analyze the adequacy of the model: the simultaneous test of the equation parameters ( $a_0=0; b=1$ ) between actual and predicted values ( $y = a_0 + b\hat{y}$ ) was used to know if the model was biased or not. Model precision was tested by 1) calculating the mean of

the residuals ( $\bar{e}$ ), 2) the absolute value of the residuals ( $|e|$ ), 3) the mean absolute difference (MAD), 4) the relative mean of the residuals ( $\bar{e}$  divided by mean logarithm of the growth), 5) the relative mean absolute residual (MAD divided by the mean logarithm of the growth), 6) the mean squared error prediction (MSEP) and 7) root mean squared error (RMSE). Model efficiency was tested by the predicted coefficient of determination  $R^2_p$ .

Finally, to determine whether both repeated and random effects improved model performance given the data, linear mixed models were compared with an ordinary least squares (OLS) model.

### 3. Results

Diameter increment models for Mediterranean pines and oak in Spain have been fitted. Individual contrast showed significant differences in the diameter increment obtained in the different regions in the two species arrays. Consequently, it was necessary to fit regional models for pine and oak species. The equations for the different species in each area were Eq. 1 and 2 for *Pinus pinaster*, Eq. 3 and 4 for *Pinus sylvestris* and Eq. 5 and 6 for *Quercus pyrenaica*.



**Figure 2**

Regional annual diameter growth in *Pinus pinaster* (Groups 2 and 4) and *Pinus sylvestris* (Groups 3 and 5) by diameter classes.

Note: dc (cm) is the diameter class in cm; Pp PV G2 is the simulation for *Pinus pinaster* species in "Páramos y Valles" (Group 2); Pp CMR G4 is the simulation for *Pinus pinaster* species in the Central Mountain Range (Group 4); Ps PV G3 is the simulation for *Pinus sylvestris* species in "Páramos y Valles" (Group 3); Ps CMR G5 is the simulation for *Pinus sylvestris* species in the Central Mountain Range (Group 5).

For pine species, the linear mixed models chosen for Groups 2 to 5 are shown in Eq. 1 to Eq. 4. In the two regions, the annual diameter growth of *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris* depended on the initial tree size and the basal area of the stand, which gave information about the stand characteristics and the level of competition. The annual diameter growth increased when the initial tree diameter increased (up to the limit determined by the squared initial diameter) and

when the basal area of the stand decreased, because of lower competition among trees. Specific regional differences were shown in diameter growth pattern by species and regions (groups) (Fig 2). While the maximum diameter increment was obtained at a younger diameter class (20 cm) in “Páramos y Valles”, this maximum was obtained in higher diameter classes (50 cm in *Pinus pinaster* and 30 cm in *Pinus sylvestris*) in the Central Mountain Range.

Individual contrasts showed that pine species in “Páramos y Valles” plantations showed a significantly different annual diameter growth patterns in the two species considered (*Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*).

Their different variances among plots in the groups, variances among trees in the plots in the groups and the correlation coefficients among trees from the same group are shown in Table 2.

#### *Pinus pinaster*

Group 2, “Páramos y Valles”

$$\log(\text{growth (cm)}) = -7,6062 + 3,7893di - 0,00535di^2 - 0,06231BA \quad [\text{Eq. 1}]$$

Group 4, Central Mountain Range

$$\log(\text{growth (cm)}) = -2,5801 + 1,1494di - 0,00020di^2 - 0,03996BA \quad [\text{Eq. 2}]$$

#### *Pinus sylvestris*

Group 3, “Páramos y Valles”

$$\log(\text{growth (cm)}) = -5,8642 + 2,5663di - 0,00361di^2 - 0,04695BA \quad [\text{Eq. 3}]$$

Group 5, Central Mountain Range

$$\log(\text{growth (cm)}) = -0,8186 + 0,9922di - 0,00037di^2 - 0,07086BA \quad [\text{Eq. 4}]$$

For oak stands, the linear mixed models chosen for the two groups are shown in Eq. 5 and Eq. 6. For *Quercus pyrenaica* stands, the annual diameter growth depended on the vigor of the tree and the quadratic mean diameter of the stand as stand variables. Different *Quercus pyrenaica* models were completely different in the two groups considered. In “Páramos y Valles”, the annual diameter growth increased when the quadratic mean diameter decreased (younger trees from coppice forest would show higher annual diameter). In contrast, in the Central Mountain Range, the effect of the variable was completely different. The models obtained for each group showed the significance of the annual diameter growth in each zone.

#### *Quercus pyrenaica*

Group 1, “Páramos y Valles”

$$\log(\text{growth (cm)}) = 5,9859 + 8,3031 \frac{di}{\text{age}} - 0,2268QMD \quad [\text{Eq. 5}]$$

Group 2, Cantabrian Mountain

$$\log(\text{growth (cm)}) = -2,9003 + 25,3310 \frac{di}{\text{age}} + 0,0129QMD \quad [\text{Eq. 6}]$$

**Table 2** | Variance components of the linear mixed models obtained for the annual diameter growth in *Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica*.

	Group	Variance <sub>ji</sub> <sup>1</sup>	Variance <sub>jik</sub> <sup>2</sup>	$\rho$ <sup>3</sup>
<i>Pinus</i> spp.				
	1	0	0.139	0.633
	2	0	0.098	0
	3	0	0.113	0
	4	0.039	0.320	0
	5	1.038	0.343	0
<i>Quercus pyrenaica</i>				
	1	21.594	0.053	0.637
	2	0.082	0.037	0.333

<sup>1</sup>Variance<sub>ji</sub>: Variance among plots in the groups.

<sup>2</sup>Variance<sub>jik</sub>: Variance among trees in the plots within the groups.

<sup>3</sup> $\rho$ : Correlation coefficients among trees from the same group.

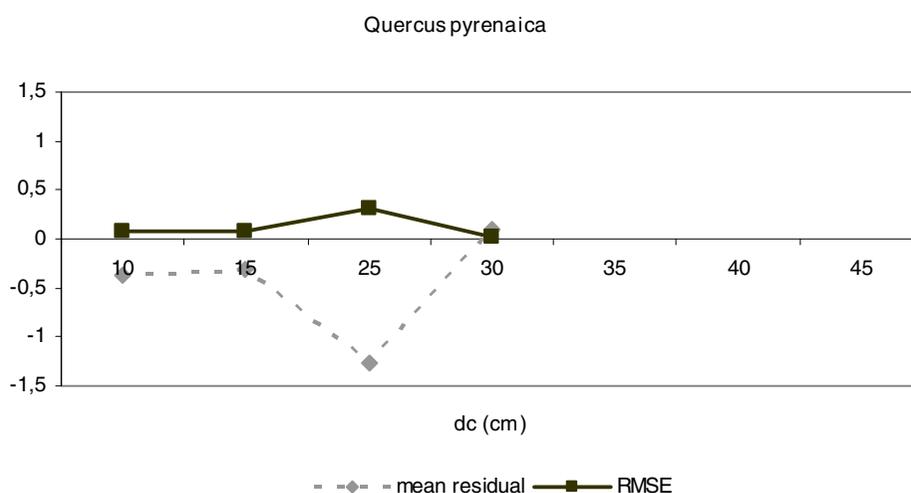
**Table 3** | Evaluation statistics in *Pinus* spp. and Oak models.

		$\bar{e}$	e	MSEP	RMSE
<i>Pinus pinaster</i> stands					
	Mean	-0.086	0.417	0.337	0.040
	Std. dev.	0.577	0.406	0.720	0.039
	Min	-2.116	0.001	0.000	0.001
	Max	0.938	2.116	4.476	0.203
<i>Pinus sylvestris</i> stands					
	Mean	0.263	0.920	1.127	0.090
	Std. dev.	1.034	0.539	1.271	0.052
	Min	-2.830	0.006	0.000	0.001
	Max	1.846	2.830	8.009	0.276
<i>Quercus pyrenaica</i> stands					
	Mean	-0.569	0.717	1.413	0.143
	Std. dev.	1.061	0.965	2.936	0.193
	Min	-2.950	0.038	0.001	0.008
	Max	0.501	2.950	8.700	0.590

Note:  $\bar{e}$  is the mean of the residuals; |e| is the absolute value of the residuals; MSEP is the mean squared error prediction; RMSE is the root mean squared error; Std. dev. is the standard deviation; Min is the minimum value; Max is the maximum value.

Results of the evaluation phase are presented in Table 3. The statistical parameters were calculated with the evaluation dataset (12% of the total dataset, n=250 for *Pinus* spp. and n=30

for *Quercus pyrenaica*). Mean residuals of the evaluation data set were -0.09 ( $\bar{e}\% = -8.62$ ) and 0.26 ( $\bar{e}\% = -30.61$ ) in the case of *Pinus pinaster* and *Pinus sylvestris*, respectively; the mean residual was -0.57 ( $\bar{e}\% = 29.33$ ) in the case of oak stands. In *Pinus pinaster*, the relative residual was positive up to a diameter class equal to 30 and was always lower than 20%. On the other hand, in *Pinus sylvestris*, the relative residual was positive in most of the diameter classes, but it rose up to 35 in the diameter class equal to 50, being lower than 15% in the rest of them. In oak stands, the model showed a large, positive relative residual at a diameter class equal to 20 cm, but the value was not higher than 20% in the rest of the diameter classes. Finally, MSE and RE performed well in the two species (Table 3). Other graphical analyses (mean of the residuals and the root mean square error against diameter classes) showed a good performance in the two species (Fig 3). Except for specific diameter classes, residual analyses indicated that tree increment of the diameter was acceptably predicted. In addition, the criterion to evaluate the behavior of the model was the determination coefficient of the straight line fitted between the actual and predicted heights and the joint F-test of the regression ( $y = a_0 + b\hat{y}$ ). In the three cases, the chart showed no tendency toward overestimating or underestimating height values. Residuals from the selected model were plotted against the predicted values in the two species. The plot showed random scatter of residuals, indicating no violation of model assumptions.



**Figure 3**

Mean of the residuals and root mean square error against diameter classes by species.  
 Note: dc (cm) is the diameter class in cm; RMSE is the root mean squared error.

The comparison between LMM and OLS models (Table 4) indicated that including linear mixed models improved the model performance for *Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica* stands, especially in the “Páramos y Valles” region. The root MSE of the linear mixed model and the standard deviation of the residuals of the OLS were compared in the two species arrays. The

linear mixed model produced a small value in most of the groups, proving the best adaptation of this type of modeling to our data.

**Table 4** | Comparison of Linear Mixed Model versus Ordinary Least Squares fittings.

group	<i>Pinus spp.</i>		<i>Quercus pyrenaica</i>	
	Linear Mixed Model	Ordinary Least Square Model	Linear Mixed Model	Ordinary Least Square Model
	Std. dev. $\bar{e}$	RMSE	Std. dev. $\bar{e}$	RMSE
1			0.1361	0.2968
2	0.3399	0.5626	0.3437	
3	0.2093	0.6045		
4	0.6058	0.5626		
5	1.0767	0.6045		

Note: Std. dev.  $\bar{e}$  is the standard deviation of the residuals; RMSE is the root mean squared error.

## 4. Discussion

In this study, a linear mixed model was fitted to predict the five-year periodic annual increment in diameter (cm) inside bark in Mediterranean *Pinus spp.* and *Quercus pyrenaica* stands in northern and central Spain. The specific models using the different species and areas could help to describe, analyze and evaluate the current diameter growth. They yield information on the growth limiting factors in the different species and areas and facilitate defining appropriate silvicultural prescriptions to increase the diameter growth under sustainability processes.

Great variation was found among different species in the different regions. A smaller expected diameter increment was detected in “Páramos y Valles” than in the Central Mountain Range in *Pinus spp.* stands. In the former region, the presence of more limited climatic and edaphic conditions were found. Another possible reason for these smaller increments could be the silviculture applied in the first region. Forest structure is completely different in region 1 (Groups 1, 2 and 3) than in region 2 (Groups 4 and 5) (Fig. 2) because of the late silvicultural treatments applied (longer thinning interval) in the northern region. The pine plantations studied range from 30 to 60 years old and are managed for wood production; the first thinning started 15-20 years ago. According to our results, a new thinning could open the forest and increase diameter growth in this area.

On the other hand, in *Quercus pyrenaica* stands, several reasons could explain the models obtained. Firstly, in “Páramos y Valles”, *Quercus pyrenaica* stands were characterized by dense coppices with small diameters (trees younger than 50 years old), together with older trees from high forest that had low vigor and growth stagnation (little growth in the last 60 years). A higher annual diameter increment was obtained in stands with a higher density but a small basal area (younger stands), because of the growth of younger trees. On the other hand, higher quadratic

mean diameter values cause a lower number of trees per hectare, decreasing the potential tree increment.

There is a lack of forest management practices in this type of forest because of the continuous decrease in the use of firewood and charcoal as an energy source (from the increased rural emigration to the cities). This could involve decreasing the diameter growth because of the stagnation of the *Quercus pyrenaica* stands in this area. However, in the Cantabrian Mountains, *Quercus pyrenaica* stands are characterized by forest from a double cohort forest structure, because of historic reasons and management. As a result, stands are regular and composed of middle-age trees that can grow a bit more in higher stand densities.

The key to successful management of these types of forest stands is a proper understanding of growth processes. In this study, the different approaches have considered variables representing tree size, competition and site quality as factors affecting diameter growth (Palahi *et al.*, 2008). Our findings showed that the diameter increment of a tree increased as initial diameter increased in all the groups considered. However, in oak stands, a small, worrying diameter stagnation process was found when there were no silviculture activities. Current tree size is a good indicator of future growth, because it includes both past competitive interactions and genotypic differences in response to environmental variability (Perry, 1985). Together with tree size, the fixed part of the model also included variables commonly used as predictors in single-tree diameter growth models, such as the basal area and quadratic mean diameter. This last variable, related with the number of trees per hectare, made it possible to approach the stage development of the stand more closely, because coppice forest used to have a large number of trees and a small quadratic mean diameter, (except for the seed origin forest, composed of a smaller number of trees).

The square of the initial diameter ( $d_i^2$ ) showed the asymptotic approach to zero for large diameters, removing the need for imposition of an arbitrary maximum diameter. The different models have made it possible to identify the factors, other than species-specific ones, which explain the diameter increment variability. These variables have been selected by previous researchers like Hann and Hanus (2002), Trasobares *et al.* (2004), Calama and Montero (2005) and Uzoh and Oliver (2008).

In other studies, researchers showed that climate affected stand growth patterns. In this study, climatic variables were not selected to explain the diameter growth. Soil characteristics like available water capacity could be the reason why rainfall did not show any influence on the annual diameter growth, because low temperatures decrease evapotranspiration and soil water evaporation. In these regions, the rainfall is not a limited factor, especially in the Cantabrian Mountains; this is due to an even distribution of rainfall through the year, with snow maintaining the soil wet for a long period of time. Further studies must take into account the consequences of both climate characteristics and management options on the forest growth. This represents a useful first step in setting up proper management in the face of climate change (Larsch *et al.*, 2002).

The diameter increment models obtained were fitted through linear mixed models. Mixed models have been increasingly used in forest growth and yield modeling (Budhathoki *et al.*, 2008). Lappi and Bailey (1988) presented mixed modeling as an alternative to the conventional methods of estimation for site index. Previous researches have been fitted using ordinary or weighted least-squares or seemingly unrelated regression methods, however, only some of these models have been fitted through linear mixed models (Trasobares *et al.*, 2004; Calama and Montero, 2005; Dimov *et al.*, 2008; Kiernan *et al.*, 2008; Palahí *et al.*, 2008; Uzoh and Oliver, 2008). In this study, the comparison between mixed models with OLS-fitted models showed that mixed-effects models can be used to account for spatial and temporal correlation, providing improved parameter estimates. The fixed effects model that includes explanatory variables explains in part, though not completely, total variation in tree growth. There is a residual variability component, probably representing differences in attributes acting at plot or tree level that are not easily observable (such as microsite, genetics, climate and measurement errors, among others), defining a stochastic level of variability in tree growth. The use of mixed models allows us to identify the different sources of stochastic variability that are not explained by the fixed part of the model by dividing the residual variance into the different components (Calama and Montero, 2005).

In addition, linear mixed models have some advantages (for example, with missing values) because they accommodate incomplete records without the need for such estimates (Littell *et al.*, 1996; Gutzwiller and Riffell, 2007). The mixed model also permits more flexible specification of the covariance matrix of errors. It allows correlation and heterogeneous variance although normality is assumed.

This study presents new types of diameter growth models for *Pinus* spp. and *Quercus pyrenaica* stands in Northern and Central Spain. The models can be used to orientate operational forestry in neighboring regions and countries due to the similarity of *Pinus* spp. plantations in many parts of the world.

Forest management on a sustained yield basis requires information on diameter increment and growth pattern for individual tree species in addition to those related to forest stand productivity. This understanding is important for making decisions such as selecting tree species for logging, identifying tree species for protection and prescribing silvicultural treatments.

### **Acknowledgements**

This study was made possible by a FORSEE research project financed by the European Union (INTERREG programme) and through the University of Valladolid doctoral grants programme. The authors thank Cinnamon Nolan for her helpful English review.

## References

- ALÍA R., MARTÍN S., 2003. Euforgen. In: Technical Guidelines for Genetic Conservation and Use for Maritime Pine (*Pinus pinaster*), International Plant Genetic Resources Institute. Rome, 6 pp.
- ALLUÉ-ANDRADE J.L., 1990. Atlas fitoclimático de España. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid, 221 pp.
- BUDHATHOKI C.B., LYNCH T.B., GULDIN J.M., 2008. Nonlinear mixed modeling of basal area growth for shortleaf pine. *Forest Ecol Manag* 255, 3440–3446.
- BRUIJNE C.H., ANDRIESSEN P.A.M., 2002. Far field effects of Alpine plate tectonism in the Iberian microplate recorded by fault-related denudation in the Spanish Central System. *Tectonophysics* 349, 161-184.
- CALAMA R., MONTERO G., 2004. Interregional nonlinear height-diameter model with random coefficients for stone pine in Spain. *Can. J. Forest Res.* 34, 150–163.
- CALAMA, R., MONTERO, G., 2005. Multilevel linear mixed model for tree diameter increment in stone pine (*Pinus pinea*): a calibrating approach. *Silva Fenn* 39 (1), 37–54.
- CAÑELLAS I., DEL RÍO M., ROIG S., MONTERO G., 2004. Growth response to thinning in *Quercus pyrenaica* Willd. coppice stands in Spanish central mountain. *Ann For Sci* 61, 243–250.
- DEL RÍO M., MONTERO G., BRAVO F., 1999. Analysis of diameter-density relationships and self-thinning in non-thinned even-aged Scots pine stands. *Forest Ecol Manag* 142, 79-87.
- DGCN, 1996. Segundo Inventario Forestal Nacional completo: 1986-1996. Parques Nacionales. Madrid, 50 pp.
- DIMOV L.D., CHAMBERS J.L., LOCKHART B.R., 2008. Five-year radial growth of red oaks in mixed bottomland hardwood stands. *Forest Ecol Manag* 255, 2790-2800.
- FANG Z., BAILEY R.L., SHIVER B.D., 2001. A multivariate simultaneous prediction system for stand growth and yield with fixed and random effects. *Forest Sci* 47, 550–562.
- GREGOIRE T.G., SCHABENBERGER O., BARRETT J.P., 1995. Linear modeling of irregularly spaced, unbalanced, longitudinal data from permanent-plot measurements. *Can J Forest Res* 25, 137–156.
- GUTZWILLER K.J., RIFFELL S.K., 2007. Using statistical models to study temporal dynamics of animal-landscape relations. In: *Temporal Dimensions of Landscape Ecology: Wildlife Responses to Variable Resources* (Bissonette J.A., Storch I., eds). Springer-Verlag, New York. pp. 93-118.

HANN D.W., HANUS M.L., 2002. Enhanced diameter-growth-rate equations for undamaged and damaged trees in southwest Oregon. Res. Cont. 9. Oregon State University Forest Res. Lab. 54.

HIRSCH R.P., 1991. Validation samples. Biometrics 47, 1193–1194.

HUANG S., 1999. Development of compatible height and site index models for young and mature stands within an ecosystem-based management framework. In: Empirical and Process Based Models for Forest Tree and Stand Growth Simulation (Amaro A., Tomé T., eds). Ediciones Salamandra, Lisboa, pp. 61–98.

KIERNAN D.H., BEVILACQUA E., NYLAND R.D., 2008. Individual-tree diameter growth model for sugar maple trees in uneven-aged northern hardwood stands under selection system. Forest Ecol Manag. 256, 1579–1586

KITTREDGE JR. D.B., 1988. The influence of species composition on the growth of individual red oaks in mixed stands in southern New England. Can J Forest Res 18, 1550–1555.

LAPPI J., BAILEY R.I., 1988. Height prediction model with random stand and tree parameters: An alternative to traditional site index methods. Forest Sci 34, 907–927.

LARSCH P., LINDER M., ERHARD M., SUCKOV F., WENZEL A., 2002. Regional impact assessment on forest structure and functions under climate change-the Branderburg case study. Forest Ecol Manag 162, 73-86.

LITTELL R.C., MILLIKEN G.A., STROUP W.W., WOLFINGER R.D., 1996. SAS system for mixed models. SAS Institute Inc. Cary, NC, 633 pp.

MONTY A., LEJEUNE P., RONDEUX J., 2008. Individual distance-independent girth increment model for Douglas-fir in southern Belgium. Ecol Model 212, 472-479.

MOHREN G.M.J., BURHART H.E., 1994. Contrast between biologically-based process models and management-oriented growth and yield models. Forest Ecol. Manag. 69, 1-5.

PALAHÍ M., PUKKALA T., KASIMIADIS D.M., POIRAZIDIS K., PAPAGEORGIOU A.C., 2008. Modelling site quality and individual-tree growth in pure and mixed *Pinus brutia* stands in north-east Greece. Ann For Sci 65, 501-515.

PARDO F., GIL L., 2005. The impact of traditional land use on woodlands: a case study in the Spanish Central System. J Hist Geogr 31, 390-408.

PERRY D.A., 1985. The competition process in forest stands. In: Attributes of trees as crop plants (CANNEL M.G., JACKSON J., eds). Institute of Terrestrial Ecology. Abbots Ripton, Hunts, pp. 481-506.

PRETZSCH H., 2002. Application and evaluation of the growth simulator silva 2.2 for forest stands, forestry enterprise and large regions. *Forstwiss Centralblatt* 121, 28–51.

Sas Institute Inc., 2009. SAS/STAT<sup>TM</sup> User's Guide, Release 8.2, Cary, N.C. USA.

SCHRÖDER J., RODRÍGUEZ SOALLEIRO R., VEGA ALONSO G., 2002. An age-independent basal area increment model for Maritime pine trees in northwestern Spain. *Forest Ecol Manag* 157, 55–64.

SOARES P., TOMÉ M., SKOVSGAARD J.P., VANCLAY J.K., 1995. Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. *Forest Ecol Manag* 71, 251–265.

SPURR S.H., BARNES B.V., 1980. *Forest Ecology*, third ed. Wiley. New York, 687 pp.

TOMÉ M., SOARES P., 1999. A comparative evaluation of three growth models for eucalypt plantation management in coastal Portugal. In: *Empirical and Process Based Models for Forest Tree and Stand Growth Simulation* (AMARO A., TOMÉ T., eds). Ediciones Salamandra, Lisboa, pp. 517–533.

TRASOBARES A., PUKKALA T., MIINA J., 2004. Growth and yield model for uneven-aged mixtures of *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* Arn. in Catalonia, north-east Spain. *Ann For Sci* 61, 9–24.

TURRIÓN M.B., DUQUE D., CASAS P., LÓPEZ O., LAFUENTE F., MULAS R., RUIPÉREZ C., 2006. Soil carbon sequestration in forests with different development status located at north of Palencia. *Managing Forest Ecosystems: The Challenges of Climate Change*. Palencia. pp. 80–88.

UZOH F.C.C., OLIVER W.W., 2006. Individual tree height increment model for managed even-aged stands of ponderosa pine throughout the western United States using linear mixed effects models. *Forest Ecol Manag* 21, 147–154.

UZOH F.C.C., OLIVER W.W., 2008. Individual tree diameter increment model for managed even-aged stands of ponderosa pine throughout the western United States using a multilevel linear mixed effects model. *Forest Ecol Manag* 256, 438–445.

WinDENDRO<sup>TM</sup>; 2003. Regent Instruments INC. Sainte-Foy, Quebec, Canada.

ZHANG S., AMATEIS R., BURKHART H.E., 1997. The influence of thinning on tree height and diameter relationships in loblolly pine plantations. *South. J. Appl. For.* 21, 199–205.





