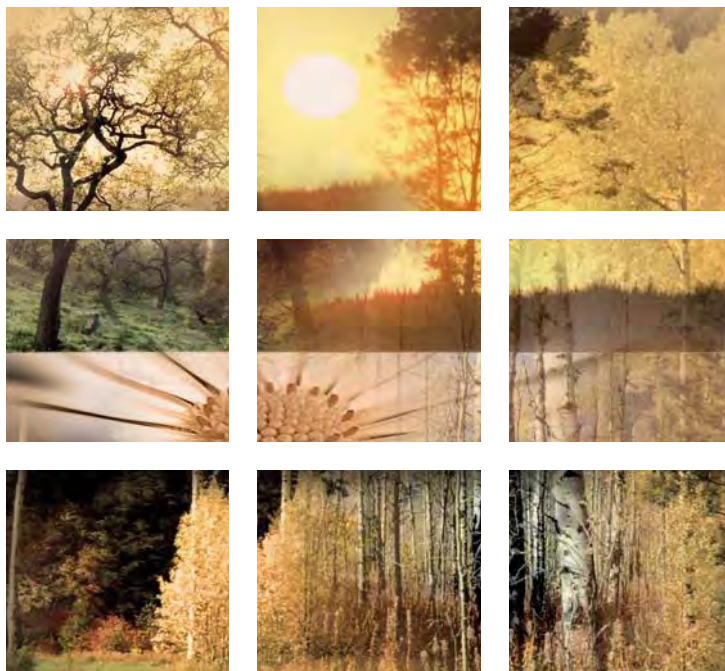
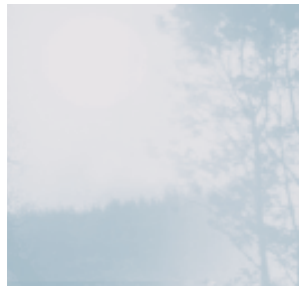


El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático



Felipe Bravo
(Coordinador)

El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático



Coordinador

Felipe Bravo

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Edita

Fundación Gas Natural

Plaça del Gas, 1
Edificio C, 3.^a planta
08003-Barcelona, España
Teléfono: 93 402 59 00 Fax: 93 402 59 18
www.fundaciongasnatural.org

1.^a Edición, 2007

ISBN: 978-84-611-6599-5

N.º de registro:

Impreso en España

Autores

José Antonio Alloza

Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo,
Valencia

Stella Marys Bogino

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid
y
Facultad de Ingeniería y Ciencias Económico-Sociales,
Universidad de San Luis
Villa Mercedes (San Luis, Argentina)

Felipe Bravo

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Andrés Bravo-Oviedo

Centro de Investigación Forestal
INIA-Madrid

Miguel Broto

Área de I+D+i
Centro de Servicios y Promoción Forestal y de su
Industria de Castilla y León. CESEFOR.
Soria

Asunción Cámara

Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas EU.
Ingenierías Técnicas de Mieres
Universidad de Oviedo

Elena Canga Líbano

Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas EU.
Ingenierías Técnicas de Mieres
Universidad de Oviedo

José Antonio Delgado

Dpto. de Física Aplicada
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Luis Díaz Balteiro

Grupo de Investigación: Economía y Sostenibilidad
del Medio Natural
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes
Universidad Politécnica de Madrid

María José Fernández Nieto

Dpto. de Física Aplicada
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Juan F. Gallardo Lancho

Consejo Superior de Investigaciones Científicas
Salamanca

Cristina Gómez

Dpto. de Física Aplicada
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Celia Herrero

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Iñigo Lizarralde

Área de I+D+i
Centro de Servicios y Promoción Forestal y de su
Industria de Castilla y León. CESEFOR.
Soria

María Menéndez Míguez

Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas EU.
Ingenierías Técnicas de Mieres
Universidad de Oviedo

Agustín Merino

Dpto. de Edafología y Química Agrícola
Escuela Politécnica Superior de Lugo
Universidad de Santiago de Compostela

Gregorio Montero

Centro de Investigación Forestal
INIA-Madrid

Olga Moro

Área Forestal
Centro de Servicios y Promoción Forestal y de su
Industria de Castilla y León. CESEFOR.
Soria

Rafael M. Navarro

Departamento de Ingeniería Forestal
ETSI Agrónomos y de Montes
Universidad de Córdoba

Cristóbal Ordóñez

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Luis Fernando Osorio Vélez

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid
Dirección actual: Dpto. de Ciencias Forestales,
Universidad Nacional de Colombia, Medellín

Carlos del Peso

Dpto. de Producción Vegetal y Recursos Forestales
ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia
Universidad de Valladolid

Nuria Roca

Dpto. de Biología Vegetal, Facultad de Biología,
Universitat de Barcelona

Francisco Rodríguez

Área de I+D+i
Centro de Servicios y Promoción Forestal y de su
Industria de Castilla y León. CESEFOR.
Soria

Joan Romanyà

Dpto. de Productos Naturales y Edafología,
Facultad de Farmàcia, Universitat de Barcelona

Carlos Romero

Grupo de Investigación: Economía y Sostenibilidad
del Medio Natural
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes
Universidad Politécnica de Madrid

Pere Rovira

Dpto. de Biología Vegetal, Facultad de Biología,
Universitat de Barcelona

Agustín Rubio

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes,
Universidad Politécnica de Madrid

Ricardo Ruiz-Peinado

Centro de Investigación Forestal
INIA-Madrid

Miguel Segur

Cuatro Elementos
Valladolid

Ramón Vallejo

Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo,
Valencia

Ilustrador**Antonio Muñoz Terradillos**

El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático

Prólogo

Quizás el año 2007 con el paso del tiempo, podrá ser considerado el año definitivo para la popularización de los conceptos relacionados con el cambio climático, es evidente el importante avance, durante el mencionado año, de la sensibilización ciudadana respecto a las consecuencias de dicho fenómeno, y por tanto, de la extremada necesidad de actuar en su prevención, así como en la posterior mitigación de sus efectos.

En los últimos meses el impacto sobre los medios de comunicación, y por tanto sobre el proceso de la opinión pública ha sido continuo, citaremos solo algunos de los principales elementos:

- *Stern Review on the economics of climate change*. El denominado informe Stern publicado en los últimos meses del año 2006, puso sobre la mesa el tema del cambio climático, además de con su ya tradicional enfoque medioambiental, con una nueva perspectiva, utilizando el análisis coste/beneficio de prevenirlo, pasando a la acción, o de tener que soportar sus consecuencias. Evidentemente los resultados aportados indicaban que era mas favorable para el desarrollo económico internacional y requiere la utilización de menos recursos, actuar para prevenirlo, que esperar a tener que mitigar sus consecuencias.
- *An inconvenient truth*. El premiado documental y libro de Al Gore, que inclusive ha recibido un Oscar en 2007, ha permitido llegar al gran público con una visualización de los conceptos básicos del cambio climático y de sus importantes consecuencias. Ha sido un gran elemento de difusión de conceptos y conocimientos de base.

- *The Intergovernmental Panel on Climate Change*. La publicación en febrero del 2007, de la contribución del Working Group I al cuarto informe del IPCC (Summary for policymakers), aportaba la opinión del importantísimo equipo de científicos involucrado sobre las causas del calentamiento global del planeta desde 1.750. Las conclusiones sitúan a la actividad humana, es decir las denominadas causas antropogénicas, como responsables del mencionado proceso de calentamiento con una probabilidad superior al 90%.

En la búsqueda de soluciones, o como mínimo de paliativos, al proceso del cambio climático muchas veces se citan a los bosques, y sus posibilidades de almacenamiento de CO₂, conocidas con la denominación de efecto sumidero, como una de las posibilidades que se deben tener en cuenta y que nos brinda directamente el ecosistema terrestre.

Sin embargo, no es fácil, quizás por la falta de los pertinentes trabajos de divulgación, transmitir el profundo conocimiento de los expertos en bosques a un círculo más amplio, el de los decisores y los profesionales, aparte del conjunto de la ciudadanía.

De hecho, muchos aspectos elementales de la temática de los bosques son poco conocidos, como por ejemplo:

- Que los bosques almacenan CO₂ de forma positiva mientras están en crecimiento, pero no cuando son adultos.
- Que los bosques deben explotarse con técnicas modernas de gestión forestal, para optimizar el secuestro de CO₂; que, por tanto, los bosques se han de cortar, sí cortar, y reponer de forma planificada.
- Que la madera mantiene almacenado el CO₂ mientras conserva su estado, pero que los procesos de combustión o putrefacción, liberan de nuevo a la atmósfera el CO₂ almacenado.

Por tanto se tendría que conseguir avanzar en la explotación racional del bosque desde perspectivas tecnológicas, consiguiendo simultanearlo con una utilización cada vez mayor de la madera en usos alternativos a sencillamente quemarla.

Por ejemplo, aumentando su uso en el sector de la construcción de edificios, alargando su vida útil sin volver a emitir a la atmósfera el CO₂ almacenado. Debe recordarse que España es uno de los países de Europa que utiliza menos madera en el sector de la edificación, a pesar de sus indudables ventajas de aislamiento y sensación de confort.

Desde esta perspectiva es mejor, para el medio ambiente y para la economía de la conservación de las masas forestales, el encontrar nuevos usos de la madera que la utilización de la madera para producir la energía renovable, denominada biomasa, es decir quemarla.

El objetivo de este libro es aportar y avanzar en el conocimiento de los bosques, básicamente en la temática del efecto sumidero. En el transcurso de la obra se verán aspectos de funcionamiento de los ecosistemas terrestres, metodologías de cuantificación del carbono fijado en los bosques, aspectos de gestión y planificación de la gestión forestal, análisis de ciclo de vida de los productos forestales, aportando a la importante cuestión de los usos de la madera, etc.

Merece destacarse, asimismo, el esfuerzo de cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los diferentes sistemas forestales españoles, con la elaboración de las correspondientes fichas descriptivas.

En definitiva, un largo e interesante recorrido, plagado de ideas y oportunidades, aportando metodologías y elementos desde planteamientos teóricos, pero también sazonado de cantidad de elementos prácticos y ciertamente utilizables.

Hemos tenido la suerte de disponer de unos autores de calidad y reconocido prestigio, coordinados y dirigidos por Felipe Bravo, Director de la ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia, de la Universidad de Valladolid. Debe destacarse la calidad, la voluntad y el esfuerzo de los 31 autores del libro, aportando perspectivas e información de zonas complementarias, con el objetivo de realizar un trabajo a la vez global y detallado sobre los bosques presentes en el territorio español.

El trabajo en red, característico de la sociedad de la información del siglo XXI, ha aportado asimismo su efecto enriquecedor. Las universidades e instituciones representadas provienen de las Comunidades Autónomas de Andalucía, Castilla y León, Cataluña, Galicia, Madrid y Valencia, asimismo, dos de los colaboradores tienen su centro de trabajo habitual en Latinoamérica (Argentina y Colombia) y han colaborado en este trabajo en el marco de su formación doctoral.

El cariño por y la valoración de los bosques españoles es una constante a lo largo del tiempo, como muestra se pueden recordar aquellas conocidas frases de Felipe II, cuando en el siglo XVI exclamaba:

*Una cosa deseo ver acabada de tratar,
y es lo que toca a la conservación de
los bosques y aumento de ellos, que es
mucho menester y creo que andan
muy al cabo; temo que los que
vinieren después de nosotros han de
tener mucha queja de que se los
dejemos consumidos. Y plegue a Dios
que no lo veamos en nuestros días.*

Finalmente, nuestro agradecimiento a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León que nos estimuló a la realización de este trabajo, y de la que hemos recibido constantes muestras de proximidad, soporte y ayuda.

Esperamos que esta publicación sea útil para conseguir avanzar con nuevos elementos y nuevas posibilidades en la respuesta de los retos permanentes que plantea la preservación del medio ambiente.

Pedro-A. Fábregas

Director General
Fundación Gas Natural

www.fundaciongasnatural.org

Introducción

Durante los últimos años el cambio climático ha venido a ser un tema recurrente en los medios de comunicación y en las conversaciones de personas no expertas en el tema pero sí preocupados por sus posibles efectos. Este último invierno hemos visto cómo un huracán azotaba países extraños a estos fenómenos como el Reino Unido, Francia, Holanda, Bélgica, Alemania y Polonia, entre otros. También hemos contemplado cómo, tras un verano extremadamente cálido, ha venido un otoño y un invierno que se ha compuesto de semanas raramente suaves seguidas de otras severamente frías. Esto ha hecho que en algunos medios de comunicación se haya comentado que el clima está un poco «desconcertado». En realidad los desconcertados somos todos nosotros en tanto que pacientes sufridores y, a la vez, origen del cambio del clima. En el último informe del Panel Internacional sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) se advierte que, aunque lográsemos detener los procesos humanos que han desencadenado el cambio climático (fundamentalmente el uso de combustibles fósiles) hasta niveles del año 2000, los efectos sobre el clima seguirían notándose durante el próximo milenio. De acuerdo con el citado informe, la concentración atmosférica del gas de efecto invernadero (GEI) más importante, el dióxido de carbono (CO_2), ha pasado de 280 partes por millón (ppm), antes de la revolución industrial, hasta 379 ppm en el año 2005. Superando las cifras más elevadas de los últimos 650 mil años. La principal causa de este aumento ha sido el uso de combustibles fósiles y, de forma mucho menor, el cambio de uso de la tierra (fundamentalmente la transformación de los bosques en terrenos agrícolas). Entre los resultados que ya podemos observar de este drástico aumento de CO_2 en la atmósfera el informe del IPCC (2007) señala que once de los doce años más cálidos desde 1850 (año en que comienzan los registros de la temperatura mediante instrumentos) han ocurrido entre 1995 y 2006. Otros efectos ya constatados son, entre otros, que los glaciales y las zonas nevadas se han reducido tanto en el hemisferio norte como en el sur, que las sequías son más largas y más intensas desde los años setenta, que las tormentas y precipitaciones intensas son más frecuentes y que el nivel del mar ha subido casi 2 milímetros por año desde la década de los sesenta.

Si mantenemos las emisiones de gases de efecto invernadero como hasta ahora, el cambio climático que podremos ver, nosotros y nuestros hijos y nietos, durante el siglo XXI será mucho más intenso que el que hemos visto en el siglo XX. Así, sólo para las próximas décadas se prevén (IPCC, 2007) incrementos de la temperatura de 0,4 °C, lo que puede llevar a un aumento de la temperatura durante el próximo siglo de entre 0,6 °C (si mantenemos la concentración de gases de efecto invernadero en los niveles del año 2000) y hasta 4 °C (en el peor de los escenarios posibles).

En este libro, un amplio elenco de investigadores forestales que trabajamos en centros de investigación distribuidos por todo el país vamos a tratar de mostrar las formas en que los bosques pueden ayudarnos a mitigar la pesadilla en que se puede convertir el próximo siglo por el cambio del clima. La estructura del libro pretende presentar desde diversos puntos de vista el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático, aún sabiendo que sólo un enérgico cambio de estilo de vida en los países desarrollados y que el resto de los países renuncien a basar su desarrollo en este estilo que se ha demostrado peligroso pueden realmente parar o mitigar los efectos de este dramático proceso.

En el primer capítulo, se presenta un panorama general del proceso del cambio climático y de la estructura del sector forestal y del potencial de los bosques para mitigarlo. Además, se muestra la estructura normativa que puede ayudar a incluir la gestión de los bosques como método de mitigación y la forma en que la contabilidad de esta mitigación puede ayudar al desarrollo económico del país. El capítulo segundo muestra el papel general que desempeñan los ecosistemas terrestres en la composición atmosférica y en el proceso del cambio climático, y expone el ciclo del carbono en los bosques de forma que se pueda entender después cómo se puede intervenir en la captura de los gases de efecto invernadero. El capítulo tres desarrolla las diversas metodologías, incluyendo las basadas en el uso de satélites, para la cuantificación del carbono fijado en los bosques. En el capítulo cuatro, se explican las diferentes formas de gestión forestal que pueden ser usadas para mitigar el cambio climático, así como su impacto sobre este problema. En el capítulo cinco se muestra la cuantificación del carbono fijado en los principales macizos

forestales del país. El capítulo seis presenta una metodología edafoclimática para la estimación del carbono orgánico de los suelos de la España peninsular a partir de más de mil perfiles edáficos distribuidos por todo el territorio descrito y por todos los ecosistemas forestales. El capítulo siete aborda el problema de la integración del carbono capturado en la gestión forestal mediante el estudio de varios casos de masas forestales, tanto plantaciones como bosques naturales. El capítulo ocho desarrolla el ciclo de vida útil de diferentes productos forestales y los ciclos de producción y reciclaje de los mismos, resaltando su papel como sumideros de carbono a largo plazo. El capítulo nueve describe nuevos horizontes de la planificación de la gestión forestal y aspectos de política forestal que pueden potenciar la fijación de carbono en los bosques y la adaptación de éstos y de la silvicultura al cambio climático mediante tres instrumentos desarrollados recientemente: certificación forestal, red internacional de bosques modelos y manejo adaptativo. Finalmente, en el capítulo diez se muestran, a modo de reflexión final, una serie de conclusiones derivadas de los diferentes capítulos que conforman este libro.

Esperamos con este texto contribuir a un debate realista y documentado donde los expertos deben informar a la opinión pública para que ésta influya sobre los políticos, que deben tomar las decisiones oportunas con respecto a este problema de todos.

Felipe Bravo

Bibliografía

IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change ‘Panel Internacional sobre Cambio Climático’] (2007), climate change 2007: the physical science basis, (summary for Policymakers), [en línea], <www.ipcc.ch>, última consulta 2 de febrero de 2007.

Índice general

1. Bosques y gestión forestal, ¿una solución al cambio climático?	1
1.1. Introducción	1
1.2. Clima, cambio y oscilación climática	4
1.3. El impacto de la actividad humana sobre el clima	8
1.4. Tipos de bosques y sistemas forestales en España	10
1.5. Gestión forestal	13
1.6. Dendroclimatología	15
1.7. Entorno institucional	24
1.8. Los bosques como sumidero ¿La solución del problema?	35
1.9. Bibliografía	40
 2. El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales	 43
2.1. Gases con efecto invernadero relacionados con la actividad de los ecosistemas terrestres	43
2.2. El ciclo del carbono en el planeta Tierra	46
2.3. El carbono en los ecosistemas terrestres	50
2.4. Actividades en los ecosistemas terrestres que derivan en emisiones de gases con efecto invernadero	56
2.5. Impacto del cambio climático sobre la dinámica de gases con efecto invernadero en los sistemas terrestres	59
2.6. La gestión del suelo forestal como sumidero de CO ₂ y otros gases con efecto invernadero	61
2.7. Bibliografía	62
 3. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales	 65
3.1. Introducción	65
3.2. Inventarios forestales a gran escala	66
3.3. Evaluación de cambios de superficie	67
3.4. Ecuaciones de biomasa arbórea	69
3.5. Modelos de crecimiento y producción	76

3.6. Estimación de la biomasa del matorral	82
3.7. Evaluación del carbono en el suelo	86
3.8. Teledetección	98
3.9. Bibliografía	107
4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales	113
4.1. Introducción	113
4.2. Estrategias de mitigación	122
4.3. Impacto de la gestión forestal sobre la fijación de CO ₂ durante el último siglo	126
4.4. Silvicultura y fijación de CO ₂	127
4.5. Bibliografía	139
5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles	143
5.1. Introducción	143
5.2. Fuentes de información	144
5.3. Selección del área de estudio y de los datos a utilizar	144
5.4. Estimación del contenido en carbono de la biomasa	145
5.5. Comparación de inventarios	146
5.6. Fichas	148
5.7. Anexo	180
5.8. Bibliografía	196
6. Estimación del carbono orgánico en los suelos peninsulares españoles	197
6.1. Introducción	197
6.2. Fuentes de información	199
6.3. Cálculo del carbono total del suelo	199
6.4. Primera aproximación: carbono total según tipos de vegetación	201
6.5. Segunda aproximación: carbono total según tipos de vegetación y clima	204
6.6. Tercera aproximación: carbono según tipo de vegetación, clima y substrato	209

6.7. Aplicación de la metodología: cálculo del carbono a nivel regional	214
6.8. Comparación con otros enfoques	219
6.9. Agradecimientos	220
6.10. Bibliografía	220
 7. Análisis económico de la fijación de CO₂ en los sistemas forestales	 233
7.1. Introducción	223
7.2. Aspectos económicos de la captura de carbono	224
7.3. Integración de la captura de carbono en la gestión forestal	228
7.4. Bases teóricas	230
7.5. Casos estudiados	238
7.6. Resultados	224
7.7. Discursión	253
7.8. Agradecimientos	256
7.9. Bibliografía	257
7.10. Anejo 1	261
 8. Ciclo de vida de los productos forestales. Impacto sobre la fijación de CO₂	 263
8.1. Introducción	263
8.2. Definiciones	264
8.3. El carbono en los productos forestales	266
8.4. Influencia de los productos en la mitigación del cambio climático	270
8.5. Clasificación de los productos de madera	272
8.6. Metodología del cálculo de la fijación de CO ₂ por los productos de madera	275
8.7. Ejemplos	279
8.8. Bibliografía	287

9. Impacto de la planificación forestal sobre la fijación de CO₂	289
9.1. Introducción	289
9.2. Certificación forestal	290
9.3. Bosques modelo	297
9.4. Manejo adaptativo	302
9.5. Conclusiones	308
9.6. Bibliografía	308
 10. Conclusiones	 309
10.1. Introducción	309
10.2. Estrategias forestales para la mitigación del cambio climático	310
10.3. ¿Cuánto carbono almacenan nuestros bosques?	312
10.4. Aspectos económicos	314
10.5. A modo de epílogo	315

Capítulo 1

Bosques y gestión forestal, ¿una solución al cambio climático?

*Felipe Bravo, María José Fernández Nieto, Stella Bogino, Miguel Segur,
Andrés Bravo-Oviedo y Cristóbal Ordóñez.*

1.1. Introducción

El cambio del clima ha pasado de ser un hecho contrastado para los científicos de todo el mundo a ser una preocupación generalizada con relevantes repercusiones sociales, económicas y ambientales. Sin embargo, hasta hace poco tiempo, la humanidad tan sólo se ha preocupado del cambio climático pero no se ha ocupado con firmeza de resolver este problema. De acuerdo con Arsua y Martínez (1998) existen cinco factores fundamentales que originan cambios en el clima de nuestro planeta: (1) sucesos catastróficos como, por ejemplo, impactos de meteoritos, (2) evolución geodinámica del planeta, (3) comportamiento del sistema atmósfera-hidrosfera, (4) fluctuaciones naturales de la órbita de la Tierra alrededor del Sol y (5) efectos de la biosfera (incluyendo la actividad humana). Cuando apareció la primera especie del género *Homo* (hace unos dos millones de años) surgió el elemento más perturbador de la vida en nuestro planeta hasta ahora conocido. El dominio del fuego (hace entre 350 y 450 mil años), la aparición de la agricultura (hace unos 10 mil años) y la revolución industrial (hace unos 250 años) son hitos clave del proceso que se ha dado en llamar cambio global y que incluye el cambio del clima y de los usos de la tierra. Por tanto, si el clima cambia continuamente (sabemos de periodos glaciares e interglaciares), ¿por qué el cambio climático inducido por las actividades humanas se ha convertido en una de las preocupaciones fundamentales de las sociedades desarrolladas? La preocupación deviene de dos aspectos diferentes: la velocidad del cambio y la conciencia temporal de nuestra especie, que nos hace considerar inmutable lo que sólo es un fotograma de la película titulada evolución del paisaje.

Sabemos que el clima es, esencialmente, cambiante y que, por tanto, oscilaciones, tanto de las temperaturas como de las precipitaciones, ha habido en el pasado y las habrá en el futuro independientemente de la actividad humana (Ciesla, 1996). De hecho, la evolución de los seres vivos está jalonada de momentos de gran importancia asociados al cambio del clima (Gribbin y Gribbin, 1992). El último periodo glacial (ocurrido hace entre unos 16 mil y 24 mil años) hizo que el sur de Europa (Península Ibérica, Balcanes e Italia) se convirtieran en los reservorios de vida que después sirvieron para recolonizar las zonas norteñas de nuestro continente. Ya en épocas históricas, ha habido oscilaciones climáticas de importancia (Ciesla, 1996). Así en Europa, al periodo entre los siglos X y XIII, en los

cuales se produjo el llamado óptimo medieval que permitió la colonización de zonas nórdicas como Islandia, le siguió otro de frío pronunciado que duró seis siglos y que se conoció como la pequeña era del hielo (Ciesla, 1996). Vemos, por tanto, que el clima es dinámico y por tanto cambiante y el problema radica, no tanto en que el clima cambie, sino la velocidad a la que lo hace y si en dicho cambio la actividad humana puede determinar su signo.

Los bosques sufren el problema y, a la vez, pueden ser parte de la solución. Las especies forestales habitan en los sitios adecuados para su aptitud si otras actividades humanas lo permiten. Cuando cambian las condiciones de los sitios, por ejemplo por un cambio en el clima, los árboles tienen que adaptarse a las nuevas condiciones o hacer que su descendencia ocupe nuevos lugares más adecuados. Las migraciones de los tipos de bosques están bien documentadas en las turberas y está comprobado que donde hoy vemos algunos de nuestros bosques familiares, hace no mucho habitaban otras especies forestales. A través de la aplicación de una selvicultura adecuada podemos conseguir que los bosques se adapten para que puedan coexistir con las nuevas condiciones. Como parte de la solución los bosques pueden ayudarnos a ganar tiempo mientras encontramos fuentes alternativas de energía o, más difícilmente, cambiamos nuestro modo de relacionarnos con el planeta Tierra (nuestro hogar).

Los bosques pueden mitigar los efectos del cambio climático mediante la conservación de los actuales reservorios de dióxido de carbono fijado, la captura de dióxido de carbono mediante el crecimiento de los bosques ya existentes o mediante las repoblaciones forestales (en la Caja 1.1 puede verse la capacidad de los bosques para equilibrar la contaminación producida por el tótem del siglo XX: el automóvil), la sustitución de combustibles fósiles por leñas o productos para la combustión (tipos palés y similares) y mediante la conservación del dióxido de carbono fijado en los productos derivados de la madera (muebles, puertas, ventanas...). Algunos de estos procedimientos están recogidos en el, ya famoso, Protocolo de Kyoto pero otros no.

Caja 1.1. ¿Cuántas hectáreas de bosque son precisas para compensar las emisiones de un turismo?

Frondosas		Hayedos		Rebollares		
	Productividad alta	Productividad media	Productividad baja	Productividad alta	Productividad media	Productividad baja
ha/coche	0,2417	0,3919	0,7250	0,2358	0,3877	0,9355
CO ₂ /ha	10,3450	6,3794	3,4483	10,6036	6,4484	2,6725
Plantaciones		Choperas		Eucaliptales		
	Productividad alta	Productividad media	Productividad baja	Productividad alta	Productividad media	Productividad baja
ha/coche	0,1031	0,1465	0,2969	0,0467	0,0680	0,1905
CO ₂ /ha	24,2572	17,0605	8,4201	53,4850	36,7858	13,1208
Pinares		Pino silvestre		Pino negral		
	Productividad alta	Productividad media	Productividad baja	Productividad alta	Productividad media	Productividad baja
ha/coche	0,1469	0,1906	0,2678	0,1787	0,3015	0,5179
CO ₂ /ha	17,0134	13,1145	9,3337	13,9865	8,2929	4,8272

En esta simulación se han utilizado las siguientes hipótesis

1. La captura de los diferentes tipos de bosque corresponde a la captura de CO₂ suponiendo que se obtiene el crecimiento medio máximo.
2. Se ha tomado como ejemplo un coche utilitario que contamina 125 g de CO₂ por cada kilómetro recorrido y que recorre 25.000 km/año
3. CO₂/ha significa toneladas de CO₂ capturadas por una hectárea de cada especie, y de la productividad definida, a la edad en que el crecimiento medio es máximo. El valor se ha obtenido multiplicando los siguientes factores:
 - Crecimiento medio en volumen de madera fresca (m³/ha y año) de acuerdo con los valores expuestos en Madrigal et al. (1999).
 - Densidad de la madera (Toneladas de materia seca/m³ de madera fresca).
 - Factor de expansión de biomasa (adimensional) que representa la biomasa de ramas y ramillas por cada unidad de madera.
 - Proporción que representan las raíces sobre la biomasa aérea.
 - 0,5 que es el contenido en carbono por cada unidad de materia seca vegetal.
 - 3,67 que es la relación entre el peso molecular del CO₂ y el peso atómico del carbono.
4. ha/coche representa el número de hectáreas (diez mil metros cuadrados; coloquialmente se suele asimilar a un estadio de fútbol de 90 por 111 metros) de masa forestal que son precisas para compensar las emisiones de un coche del tipo especificado.
5. Con datos del Inventario Forestal Nacional, de superficies ocupadas predominantemente por las especies utilizadas en el ejemplo (2.410.026 ha), y suponiendo una productividad media, el total de CO₂ fijado por estas masas y que compensa parcialmente las emisiones del parque de turismo de España (19.541.918 coches a 31-12-2004) alcanza el 54,8 %.

1.2. Clima, cambio y oscilación climática

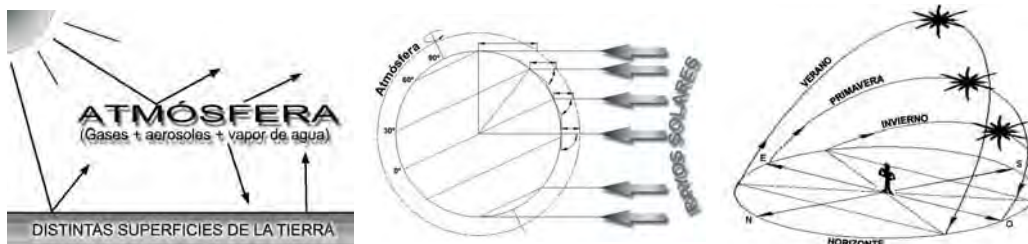
El término «clima» proviene del griego *klima*, cuyo significado es ‘inclinación’, ya que inicialmente se refería a la incidencia de los rayos solares sobre la tierra. De acuerdo con la Real Academia de la Lengua Española, se define como el «conjunto de condiciones atmosféricas que caracterizan una región». Aunque son numerosas las definiciones que podemos encontrar, podemos decir que el clima es la síntesis de las condiciones meteorológicas que se dan en una zona a lo largo de varios años, los tipos de tiempo que se repiten con regularidad o el estado promedio de la atmósfera en una zona determinada. Los factores climatológicos básicos para determinarlo son la temperatura, la pluviometría, la humedad y la insolación, ya que tienen una estacionalidad que resulta fundamental para la clasificación de los climas.

Cuando estudiamos el clima nos referimos a la atmósfera, sin embargo no podemos olvidar el carácter global del conjunto Tierra y las interacciones de todos sus componentes. Así la Convención Marco sobre el Cambio Climático, auspiciada por Naciones Unidas, define *sistema climático* como la «totalidad de la atmósfera, la hidrosfera, la biosfera y la geosfera, y sus interacciones». Estos subsistemas no están aislados entre sí, intercambian energía, por lo tanto cualquier fluctuación en uno de ellos repercutirá, de alguna forma, en los demás, aunque la respuesta temporal es muy diferente en cada uno. De todo el sistema climático, la atmósfera es el subsistema más sensible y de respuesta más rápida.

Los diferentes climas que se dan en la Tierra se deben a la diferente incidencia de las radiaciones solares en la superficie y la respuesta que dan esa superficie y la atmósfera que atraviesan. Como podemos ver en la figura 1.1, los rayos solares llegan con distinta inclinación a las diferentes zonas terrestres (ecuador, trópicos, latitudes medias y altas, polos) y también la inclinación varía a lo largo del año. Por otra parte, esos rayos solares atraviesan la capa atmosférica que envuelve a la Tierra –y en cada zona y momento, esa capa tiene diferente cobertura nubosa y puede tener pequeñas diferencias en su composición– y, finalmente, las radiaciones llegan a superficies (agua, tierras, vegetación, hielos, etc.) que responden de forma particular a ellas. Todos estos factores dan lugar a los distintos climas, pero podemos intuir ya que están sujetos tanto a factores externos al sistema tierra (¿cuánta radiación solar llega y cómo llega?) como a factores internos (¿cómo reacciona el sistema climático a esa radiación?).

Las condiciones meteorológicas cambian continuamente, de día en día e incluso en cuestión de horas, pero las condiciones climatológicas de una zona determinada son casi constantes a lo largo de nuestra vida. Sin embargo, el clima de la tierra cambia, sufre variaciones. A lo largo de la historia del planeta Tierra (figura 1.2), su clima ha oscilado y pasado por diferentes periodos glaciares e interglaciares. Los regímenes de lluvias y las condiciones de humedad y temperatura (durante algunas glaciaciones la temperatura media global fue cerca de 10 °C menor que la media actual) en esos periodos fueron muy diferentes a las actuales, lo cual dio una fisonomía a la Tierra totalmente distinta a la que conocemos

Figura 1.1. Esquema de la incidencia de la radiación solar en el sistema climático

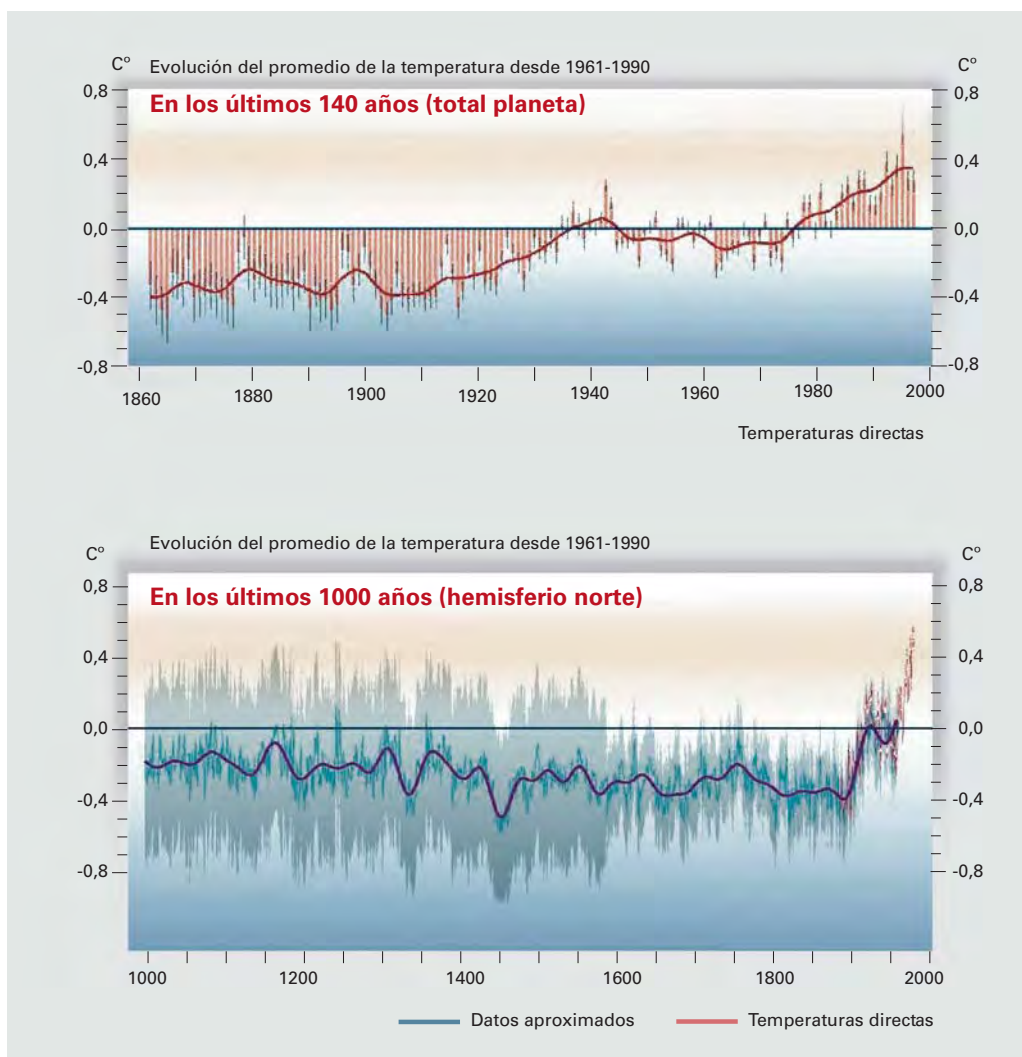


Los rayos solares llegan con distinta inclinación en función del día del año y de la hora del día (el punto más alto del sol siempre es el mediodía 12 hora solar). Estos rayos atraviesan la atmósfera hasta llegar al suelo, pero en función del lugar donde nos encontremos (latitud) el recorrido será mayor o menor y, por lo tanto, la influencia de la atmósfera en la radiación será diferente, dependiendo también de la composición, absorbiendo, reflejando o transmitiendo en mayor o menor medida.

en nuestra era, ahora podemos decir que nos encontramos en una etapa interglacial bastante cálida. Desde hace unos 150 años, la Tierra sufre un calentamiento importante y rápido comparado con toda historia climática conocida.

Como ya hemos dicho antes, muchos pueden ser los factores que influyen en el cambio del clima global y los responsables de la variabilidad climática que ha sufrido la Tierra a lo largo de su historia. Los factores que influyen en el cambio climático pueden clasificarse en externos e internos. Los factores externos (Caja 1.2) al sistema climático tienen que ver con la cantidad de radiación neta que llega a la Tierra y en como se distribuye. Principalmente podemos hablar de las variaciones de la órbita terrestre y de los ciclos de actividad solar asociados a las manchas solares. El elemento interno (Caja 1.3) más importante que provoca cambios en el clima es el desequilibrio que en el balance entre la energía solar absorbida y la emitida por la Tierra provocan los gases de efecto invernadero (GEI) y los aerosoles. Este desequilibrio, también llamado forzamiento radiativo, está producido fundamentalmente por las acciones humanas. Como factores internos se consideran también todas las interacciones entre los subsistemas que componen el sistema climático: atmósfera, suelos, océanos, hielos, etc. Cada uno de estos subsistemas tiene su propio ritmo y un tiempo de respuesta particular: el subsistema criosfera es mucho más lento en sus cambios que la hidrosfera y ésta responde mucho más lentamente que la atmósfera. Existen entre ellos procesos de retroalimentación, que puede ser positiva (acrecentando el cambio) o negativa (oponiéndose al cambio).

Figura 1.2. Variación de la temperatura de la superficie de la Tierra



Los valores son las desviaciones respecto a la temperatura media, en °C, tomada en el periodo 1961-1990. Los datos proxy son datos paleoclimáticos provenientes de registros naturales de variabilidad climática como anillos de árboles, hielo, polen, corales, datos históricos, etc. *Fuente:* Climate Change 2001: síntesis report. IPCC.

Caja 1.2. Principales factores externos que influyen en el cambio climático

Debido a las influencias gravitacionales de los otros planetas del sistema solar, a lo largo de los milenios se van modificando cíclicamente diversos parámetros astronómicos del movimiento de la tierra. Milankovich, astrofísico serbio, publicó sus cálculos hacia mediados del siglo XX, sobre estas modificaciones cíclicas y su influencia en la expansión y retirada de los glaciares durante distintas épocas pasadas, pero no fue hasta finales del siglo pasado cuando se afianzaron sus teorías y se demostró su relación con los ciclos del clima. Los postulados de Milankovich son tres:

- Cambio en la excentricidad de la órbita. La excentricidad es la relación entre los semiejes, mayor y menor, de una elipse, es decir, nos indica si la órbita es «más elíptica o más circular». El ciclo es de unos 110.000 años.
- Cambio en la inclinación del eje terrestre. El ángulo que forma el eje de rotación de la tierra con la eclíptica (plano que contiene la órbita de la tierra) varía entre unos 21,5° y 24,5°. La periodicidad de este cambio es de unos 41.000 años.
- Cambio en la precesión orbital. Debido a esa inclinación del eje de rotación de la tierra, ésta sufre un lento movimiento de «peonza» y la órbita elíptica de la Tierra también va rotando debido a la gravitación de los demás planetas. Todo esto hace que cambien las fechas en las que la Tierra se encuentra más cercana al sol (perihelio) y más alejada (afelio). En la actualidad, en el hemisferio norte, la Tierra pasa por el perihelio cuando es invierno, lo que hace que las diferencias estacionales de temperaturas sean menores. Esta oscilación tiene una periodicidad de 22.000 años, aproximadamente.

Las manchas solares son regiones del Sol con temperaturas mas bajas, sin embargo los alrededores son más luminosos, por lo tanto el efecto global es que a mayor número de Manchas el Sol es más luminoso. Las manchas solares se han medido desde hace más de 300 años y hay estimaciones de miles de años atrás. Los registros se han contrastado con los datos sobre el clima y también con las dataciones de los anillos de los árboles y existen investigaciones que tratan de relacionar los cambios del clima con los ciclos de actividad solar (Reid, 1997). El ciclo de las manchas solares es de 11 años y se está estudiando la existencia de otros ciclos de mayor periodo.

Caja 1.3. Ejemplo de factores internos que influyen en el cambio climático

Un ejemplo de la relación entre el océano y la atmósfera es el fenómeno del ENSO (El Niño South Oscillation), la influencia mutua entre la corriente oceánica del Pacífico Sur y los cambios en el tiempo atmosférico que se producen en esa zona, durante el fenómeno conocido como El Niño. Aún no está claro cuál es el factor desencadenante de todo el proceso, lo que si está claro es que los cambios en las corrientes oceánicas producen cambios en la atmósfera y, a su vez, éstos influyen en la corriente marítima. En el hemisferio norte existe también algo similar, que permite relacionar las corrientes marinas con el clima de Europa y noreste de América, aunque no está tan determinado el acoplamiento. Mediante el índice NAO (North Atlantic Oscillation) se pueden estudiar los cambios producidos en el clima, en esa región e investigar los posibles acoplamientos (Osborn, 2004).

1.3. El impacto de la actividad humana sobre el clima

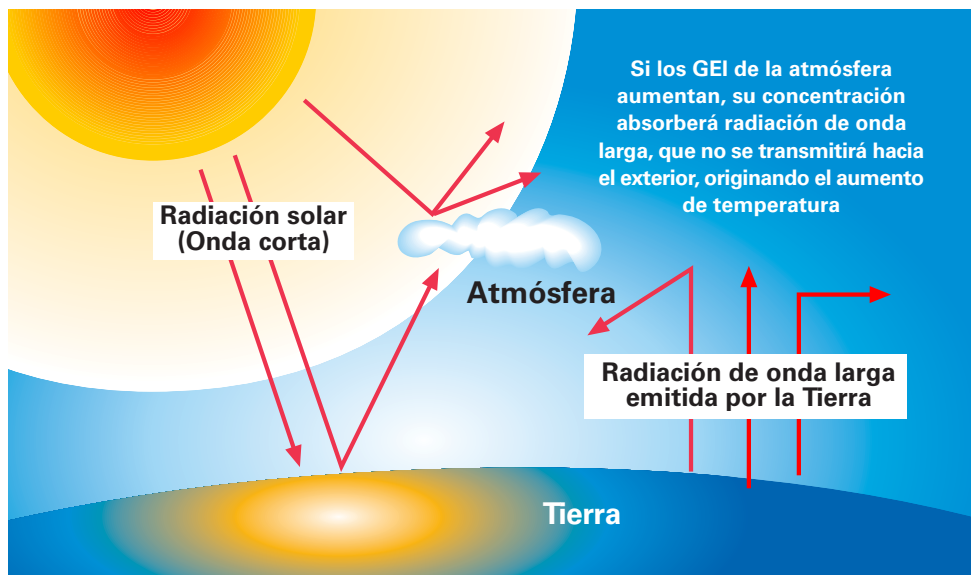
Como ya dijimos en el anterior apartado, el desequilibrio que en la atmósfera producen los gases de efecto invernadero y los aerosoles, es responsabilidad principal de la actividad humana. Aunque existen también causas naturales, como emisiones provenientes de erupciones volcánicas o de fuentes naturales como la vegetación, arrastre de polvo por el viento (este factor está potenciado por la desertificación), etc., estas causas suponen porcentajes muy pequeños al lado de los que son responsabilidad directa de la acción humana.

Podemos considerar la atmósfera como un cuerpo gaseoso que envuelve a la Tierra y que, de forma global, tiene una composición homogénea por debajo de 100 km. La atmósfera está compuesta por gases y aerosoles que absorben, reflejan o transmiten radiación solar hacia la Tierra y que absorben, reflejan o dejan pasar la radiación terrestre que es emitida por la Tierra hacia el espacio exterior. La radiación solar corresponde principalmente a las zonas espectrales del visible y ultravioleta, que tienen longitudes de onda más cortas que la zona del infrarrojo, que es la zona donde emite la Tierra. Esta es la razón de denominar radiaciones de onda corta a las radiaciones solares y de onda larga a las radiaciones terrestres.

La atmósfera, como capa que envuelve la Tierra, tiene una propiedad «protectora» que hace que se mantenga su temperatura constante; algunos de sus componentes gaseosos tienen la propiedad de ser «transparentes» a las radiaciones solares, es decir, transmiten, dejan pasar las radiaciones de onda corta provenientes del Sol hacia la Tierra, sin embargo, absorben algunas de las radiaciones de onda larga que emite la tierra hacia afuera. Actúan como un invernadero, lo que hace que la atmósfera que envuelve la tierra mantenga su temperatura y, consecuentemente, también la Tierra. Estos gases se denominan gases de efecto invernadero (GEI) y son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O), entre otros.

Estos gases de efecto invernadero son componentes naturales de la atmósfera, mientras se mantengan en sus concentraciones normales. El problema aparece cuando sus concentraciones aumentan mas allá de sus porcentajes de equilibrio, lo que hace que ese efecto «protector» que mantiene la temperatura se desequilibre y entonces la temperatura del sistema terrestre comienza a aumentar (Figura 1.3), produciendo nuevos efectos en todo el sistema climático (Pérez-García, 2002). Existen otros gases de efecto invernadero, cuyas emisiones totales son menores que las de los mencionados anteriormente, pero cuyos efectos son tanto o más perjudiciales, ya que sus tiempos de vida en la atmósfera son muy largos, en algunos casos de varios miles de años. Son los flúor-cloro-carbonos (CFC), algunos de sus sustitutos (HCFC y HFC) y también los perfluorocarbonos (CF_4 y C_2F_6) y el SF_6 . Las grandes emisiones de origen antrópico de los gases de efecto invernadero, desde la eclosión industrial del siglo XIX, son en gran medida responsables del aumento de temperatura que se detecta en los últimos tiempos a escala global y que ya observamos

Figura 1.3. Esquema del efecto invernadero en la atmósfera



en la figura 1.2. Los aerosoles en la atmósfera son los responsables del gran aumento de la reflectividad de la radiación, con lo que hacen disminuir la radiación solar que llega al suelo. También tienen un efecto indirecto, ya que al modificar las propiedades radiativas en la atmósfera influyen en la nubosidad y ésta, a su vez, influye en el balance de energía. El efecto de los aerosoles depende de su forma, tamaño y composición química, todo ello unido a la heterogeneidad de su distribución espacial hace que su estudio a nivel global sea difícil y que los estudios y conclusiones sean a nivel regional.

Los problemas de la desertización y de la deforestación aumentan la erosión y por lo tanto la cantidad de partículas presentes en la atmósfera. También las superficies desérticas y sin cubierta vegetal aumentan la radiación reflejada (albedo), influyendo en el balance radiativo global además de variar el intercambio de CO_2 y vapor de agua, y, por lo tanto, de energía entre el suelo y la atmósfera.

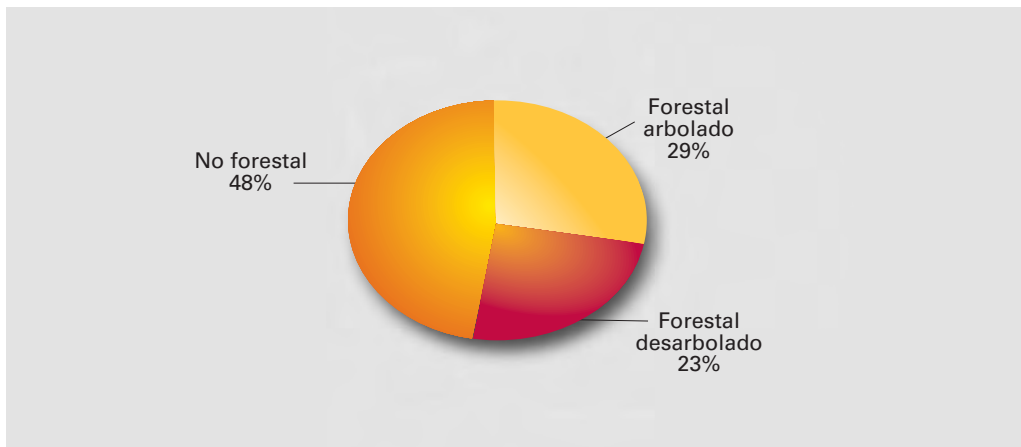
Existe otro elemento que contribuye al cambio climático cuya responsabilidad es atribuible a la acción humana y que puede producir una disminución de la temperatura global de la atmósfera y, también, el aumento de la temperatura en la baja atmósfera, es la variación del ozono (O_3) que se encuentra en la estratosfera, capa de la atmósfera situada encima de la troposfera, y no debe confundirse con el que se encuentra en la troposfera y que se considera contaminante. La troposfera es la capa más baja de la atmósfera: donde nos encontramos los seres vivos y donde se dan los fenómenos del tiempo meteorológico. Normalmente llega hasta los 12 o 18 km de altura. El ozono estratosférico absorbe las radiaciones solares más energéticas, y por lo tanto más nocivas, dejando pasar el resto. Esa absorción de energía hace que la estratosfera aumente su temperatura y, por lo tanto, la de la atmósfera en global.

Los CFC que se emitieron durante muchos años de forma incontrolada, destruyen el ozono estratosférico eliminando esa barrera natural de las radiaciones ultravioletas que son las más energéticas, dejando que lleguen hasta la baja atmósfera. Esa disminución de la absorción de radiación inducirá una disminución de la temperatura de la atmósfera global, pero por otra parte, la llegada de mayores radiaciones energéticas a la troposfera inducirá en ésta un aumento de la temperatura. Las investigaciones que se realizan sobre este tema aún no son capaces de determinar cuál de ambos efectos tiene mayor peso, lo que sí es cierto es la disminución de la concentración de los gases CFC en la atmósfera desde la puesta en marcha de medidas reductoras del uso de estos gases. El tiempo de residencia de los CFC en la atmósfera es muy largo y aún tendrán efecto sobre el ozono durante muchos años, sin embargo, se está notando una ligera mejoría en el estado actual del llamado agujero de ozono.

1.4. Tipos de bosques y sistemas forestales en España

La superficie forestal española representa más del 50% de la superficie total del país. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en el norte de Europa, gran parte de la superficie forestal nuestra se encuentra desarbolada (Fig 1.4). Del total de la superficie forestal, sólo 14,7 millones de hectáreas pueden considerarse bosque. En España, encontramos una alta diversidad de tipos de montes (Tabla 1.1) dado que nuestra situación geográfica hace que especies de muchas zonas diferentes incluyan nuestro territorio dentro de su distribución. Por otro lado, los bosques españoles presentan una productividad baja, especialmente en la zona mediterránea (p. ej., algunos bosques de pino carrasco crecen entre 0,5 y 1 m^3/ha y año, mientras que en los países centroeuropeos las zonas con crecimiento por debajo de 1 m^3/ha y año se consideran no indicadas para el uso forestal productivo), lo que hace que las inversiones forestales presenten una rentabilidad baja. Esta baja productividad general se debe tanto a factores edáficos como climatológicos. Es de reseñar que uno de los puntos con mayor diversidad biológica a nivel mundial ('hot spot' en la terminología científica) está situado en el sureste de la Península Ibérica, que es una de las zonas de más baja productividad forestal.

Figura 1.4. Distribución de las superficies en España (año 2000)

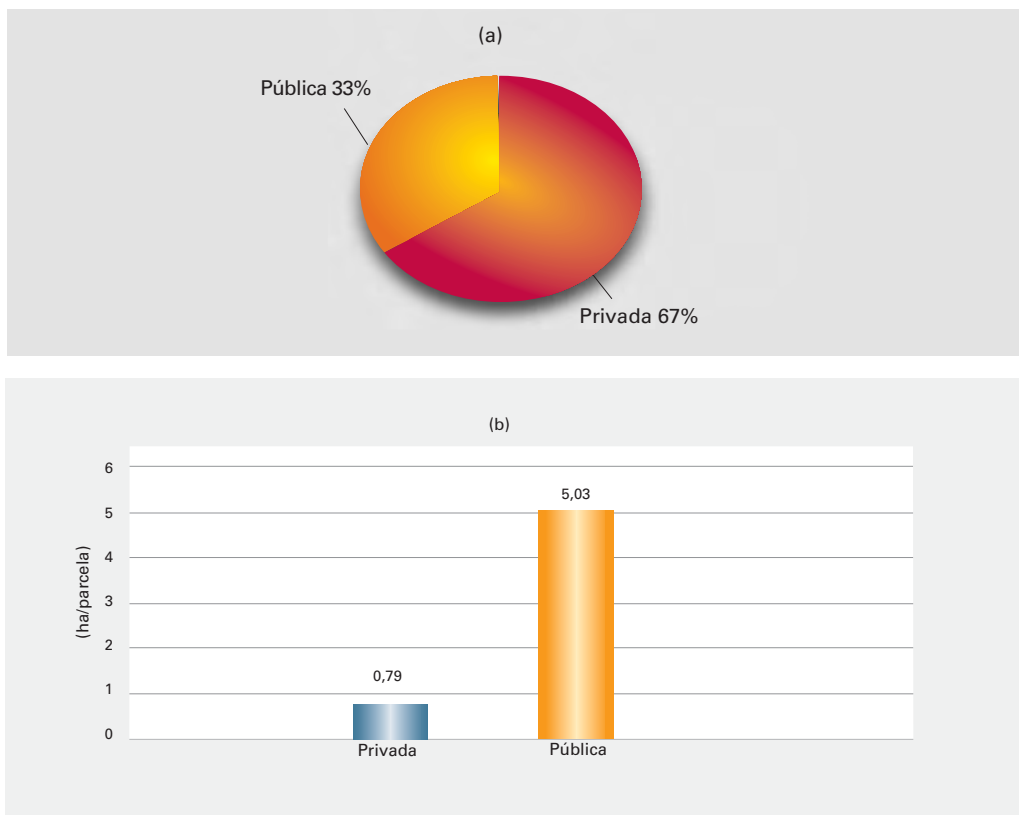


Fuente: Plan Forestal Nacional (DGCN, 2002).

La propiedad forestal en España presenta dos características fundamentales: (1) domina la propiedad privada y (2) está atomizada (Figura 1.5) así, la propiedad pública de montes representa el 33 % de la superficie forestal total y el tamaño promedio de las parcelas de titularidad pública es igual a 5,03 ha/parcela, mientras que la parcela privada promedio tiene una superficie de 0,79 ha.

Otro aspecto destacable de los montes españoles ha sido su expansión y regeneración durante el último siglo. A principios del siglo XX se crearon los Distritos Hidrológicos-Forestales, iniciándose un proceso que llevaría a la creación, en 1935, del Patrimonio Forestal del Estado y la elaboración del Plan Nacional para la Repoblación Forestal de España y que tuvo su primer punto de inflexión en 1980, año hasta el cual se habían repoblado en España más de 3 millones de hectáreas (el 67% de estas repoblaciones se hicieron sobre terrenos desnudos de vegetación arbórea). La forestación de tierras agrarias entre 1985 y 1999 (dentro de la Política Agraria Común) representó la repoblación de unas 450 mil hectáreas, habitualmente zonas marginales y poco productivas para la agricultura. Finalmente, la transformación de la estructura social española con los movimientos migratorios del campo a la ciudad y la reducción de la presión (especialmente ganadera) sobre los bosques, han contribuido a su expansión y a un aumento de su densidad.

Figura 1.5. (a) Distribución de la propiedad forestal española en superficie y (b) tamaño medio de la propiedad forestal en España



Fuente: Plan Forestal Nacional (DGCN, 2002).

Por último, debe considerarse la creciente importancia de los diferentes niveles de protección de la naturaleza y su relación con los terrenos forestales, que representan el 77,72% de la superficie de los Espacios Naturales Protegidos (es paradigmático el caso de los pinsapares [*Abies pinsapo*] que están protegidos en un 94% de la superficie o de los quejigares andaluces [*Quercus canariensis*] que lo están en un 93%). Por otro lado, las superficies forestales representan un 75,67% de la Red Natura 2000. Por tanto, más del 50% de la superficie forestal española está, o estará en un futuro próximo, sometida a algún régimen de protección de manera que su gestión está condicionada por este hecho.

Tabla 1.1. Superficie de las especies forestales españolas en miles de hectáreas (DGCN, 1998, 2002)

Especie	Dominante	Codominante	Total
Encina (<i>Quercus ilex</i>)	1473	503	1976
Pino negral (<i>Pinus pinaster</i>)	1058	626	1684
Pino carrasco (<i>Pinus halepensis</i>)	1365	135	1500
Pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i>)	840	370	1210
Pino salgareño (<i>Pinus nigra</i>)	525	338	863
Haya (<i>Fagus sylvatica</i>)	343	105	448
Rebollo (<i>Quercus pyrenaica</i>)	313	68	381
Eucaliptos (<i>Eucalyptus</i> sp)	380	0	380
Alcornoque (<i>Quercus suber</i>)	117	256	373
Pino piñonero (<i>Pinus pinea</i>)	223	147	370
Quejigo (<i>Quercus faginea</i>)	88	181	269
Castaño (<i>Castanea sativa</i>)	102	111	213
Roble (<i>Quercus robur</i> /Q. <i>Petraea</i>)	32	171	209
Enebro (<i>Juniperus thurifera</i>)	124	83	207
Acebuche (<i>Olea europaea</i>)	17	58	75
Pino negro (<i>Pinus uncinata</i>)	75	0	75
Pino canario (<i>Pinus canariensis</i>)	72	0	72
Chopos (<i>Populus</i> sp)	54	0	54

1.5. Gestión forestal

La gestión forestal, que tiene sus raíces como disciplina científica y técnica en los trabajos pioneros en Centroeuropana durante finales del siglo XVIII y primeros del siglo XIX, tiene tres características principales (Dubourdieu, 1993): (1) sus acciones tienen efectos múltiples debido a las complejas interrelaciones de los ecosistemas forestales, (2) efectos irreversibles, al menos a escala humana, ya que el plazo de recuperación de los ecosistemas forestales es largo y (3) beneficios obtenibles sólo a muy largo plazo. Originalmente, la gestión forestal tuvo como objetivo alcanzar el suministro sostenido de productos forestales garantizando la persistencia de los bosques para asegurar el citado suministro a generaciones futuras. Durante los últimos años del siglo XX se ha producido, en todo el mundo, un aumento de la preocupación por la conservación y la gestión de los recursos naturales. Esta corriente de opinión ha tenido reflejo en las actividades de los gobiernos, como la Conferencia de Río de Janeiro de 1992, en la que se definió como criterio general la necesidad de incorporar medidas de gestión sostenible para la explotación de los bosques, que aseguren, a la vez, el aprovechamiento racional de los recursos naturales y la persistencia, en el tiempo de los valores ambientales como la diversidad de especies y de ecosistemas. Este proceso ha tenido gran repercusión tanto en el ámbito mundial en la reunión de

Johannesburgo (2002), también conocida como RIO+10, como en Europa, donde ha habido con anterioridad diversas reuniones y conferencias: Estrasburgo (1990), Helsinki (1993), Lisboa (1998), Viena (2003) o Varsovia (2004), en las que los diferentes países han llegado a sucesivos acuerdos para promover la cooperación en el campo de la protección forestal y la gestión sostenible de los bosques (www.min-conf.net y www.mcpfe.org). Aproximadamente durante la misma época se han desarrollado otras iniciativas para tratar de definir adecuados niveles y objetivos de sostenibilidad. Así, existen el conjunto de criterios e indicadores promovidos por grupos ecológicos, como el del *Forest Stewardship Council* (FSC), los criterios e indicadores para la conservación y el manejo sostenible de los bosques templados y boreales, conocido como Proceso de Montreal, y los criterios e indicadores para los bosques amazónicos englobados en el llamado Proceso de Tarapoto (Tabla 1.2). Podemos resumir diciendo que existe un gran consenso científico y técnico de que la gestión forestal es sostenible, pero no sobre qué es y cómo se mide la sostenibilidad.

Se pueden sistematizar los diferentes puntos de vista sobre gestión forestal sostenible de la siguiente forma: (1) *las prácticas tradicionales han demostrado ser sostenibles*, esto es cierto si se consideran el mantenimiento o incremento de las existencias forestales (volumen, superficie...) y es criticado por los que abogan por la gestión de ecosistemas en lugar de gestión de recursos maderables, (2) *se requieren procedimientos apropiados que aseguren que las prácticas de gestión son sostenibles*, se implementan mediante principios, criterios e indicadores, no se trata de procedimientos con imperativo legal sino de marcos de referencia internacional para realizar políticas forestales nacionales (procesos de Helsinki, Montreal, Tarapoto) de forma que se disponga de un conjunto de criterios e indicadores de gestión forestal sostenible, (3) *los sistemas de gestión forestal se deben aproximar a la sostenibilidad*, el propio sistema de manejo forestal incluye procedimientos para alcanzar la gestión sostenible como, por ejemplo, la norma ISO 14001 sobre sistemas de manejo ambiental, (4) *autorregulación por el productor o industria forestal*, en este caso existen un conjunto de principios y líneas de actuación pero no hay control externo de su cumplimiento, la Asociación de la Industria del Papel de los Estados Unidos de América ha propuesto un sistema de este tipo, y (5) *seguimiento y certificación de la gestión forestal por una tercera parte*, se trata del examen de los sistemas de manejo y política forestal (parecido al sistema ISO) con evaluación sobre el terreno de los procedimientos y prácticas y de otros aspectos como seguridad laboral o la implicación de las comunidades locales, e incluye la certificación de los productos que proceden del bosque gestionados de forma sostenible (el procedimiento de certificación FSC es un ejemplo de este tipo).

1.6. Dendroclimatología

La formación de anillos de crecimiento anuales es una característica de las especies arbóreas y arbustivas que crecen en las regiones con climas templados y fríos. En estos ambientes existe una fuerte estacionalidad climática que induce una fase de crecimiento activo durante los meses de primavera y verano y un período de reposo durante el invierno. La formación anual de un anillo de crecimiento (Fig. 1.6) es el resultado de la actividad de un meristemo o tejido generatriz, que sólo poseen las especies leñosas, denominado *cambium*. La disciplina que estudia los factores del clima a través de la lectura de los anillos de crecimiento recibe el nombre de dendroclimatología. Esta ciencia está estrechamente ligada a la dendrocronología, que es el estudio serial de los anillos anuales de las especies leñosas. Mientras que la dendroclimatología (Caja 1.4) se centra en la reconstrucción, con resolución anual, de las variaciones climáticas y los cambios ambientales de épocas pasadas, la dendrocronología permite datar las perturbaciones a las que ha sido sometido un árbol y asociarlas con momentos relevantes de la historia humana (Fig. 1.7).

Tabla 1.2. (a) Criterios y principios de los principales sistemas para la evaluación y seguimiento de la gestión forestal sostenible

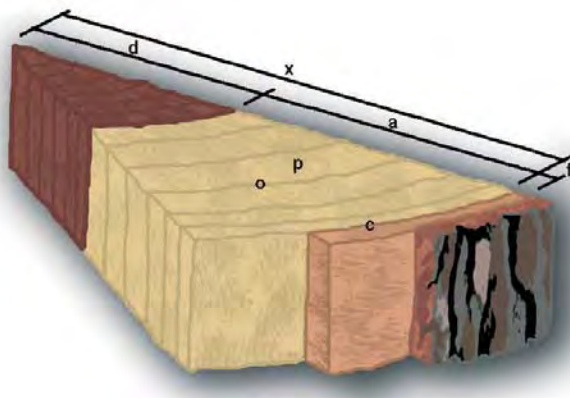
Criterios Pan-Europeos de Gestión Forestal Sostenible	Criterios del Proceso de Montreal	Principios FSC
1. Mantenimiento y mejora apropiada de los recursos forestales y su contribución a los ciclos de carbono.	1. Conservación de la diversidad biológica.	1. Observación de las leyes y principios del FSC.
2. Mantenimiento y mejora de la salud y vitalidad de los ecosistemas forestales.	2. Mantenimiento de la capacidad productiva de los ecosistemas forestales.	2. Derechos y responsabilidades de tenencia y uso.
3. Mantenimiento y mejora de la función productora de los bosques (maderas y otros).	3. Mantenimiento de la sanidad y vitalidad de los ecosistemas forestales.	3. Derechos de los pueblos indígenas.
4. Mantenimiento, conservación y apropiada mejora de la biodiversidad en ecosistemas forestales.	4. Conservación y mantenimiento de los recursos de suelo y agua.	4. Relaciones comunales y derechos de los trabajadores.
5. Mantenimiento y mejora de la función protectora de los bosques (especialmente sobre el suelo y el agua).	5. Mantenimiento de la contribución de los bosques al ciclo mundial del carbono.	5. Beneficios del bosque.
6. Conservación de otras funciones y condiciones socio-económicas.	6. Mantenimiento y mejora de los múltiples beneficios socioeconómicos de largo plazo para cubrir las necesidades de las sociedades.	6. Impacto ambiental.
	7. Marco legal, institucional y económico para la conservación y el manejo sustentable de bosques.	7. Plan de gestión forestal.
		8. Seguimiento y evaluación.
		9. Mantenimiento de los bosques con alto valor de conservación.
		10. Plantaciones.

Tabla 1.2. (b) Criterios y principios de los principales sistemas para la evaluación y seguimiento de la gestión forestal sostenible

Criterios del Proceso de Tarapoto para la gestión forestal de los bosques amazónicos	Principios de sostenibilidad de la red regional de Bosques Modelo (BM) para América Latina y el Caribe
<i>A nivel nacional</i>	
- Existencia de políticas y de un marco jurídico para planificar el uso de la tierra mediante la zonificación ecológica y económica. - Superficie, según tipo de bosque, clasificada como áreas de conservación, en relación con la superficie forestal total. - Tasa de reconversión de la cubierta forestal para otros usos. - Cantidad y calidad de técnicas adecuadas para la gestión forestal y la producción sostenible. - Inversiones en investigación, educación y transferencia de tecnologías. - Cantidad y calidad de proyectos de investigación y de desarrollo sostenible en curso de ejecución.	<i>Gobernabilidad.</i> La plataforma de gestión de los bosques modelo ofrece un espacio adecuado para la participación y la concertación destinada a planificar y proponer soluciones en torno al manejo de los recursos naturales del territorio. <i>Medios de vida.</i> El proceso de gobernabilidad de los bosques modelo contribuye a reducir la vulnerabilidad, a fortalecer las capacidades locales para la gestión del propio desarrollo a fin de reducir la pobreza y favorecer la mejor distribución de beneficios. <i>Gestión sostenible de recursos naturales.</i> Las estrategias de manejo del bosque modelo promueven la conservación de los recursos naturales a escala paisaje, respetando los valores culturales, ambientales y el conocimiento local y científico.
<i>A nivel de la unidad de gestión</i>	
- Plan de gestión forestal y otros planes relativos al uso de los recursos forestales, aprobados por las autoridades responsables. - Frecuencia de evaluación de la ejecución del plan de gestión y porcentaje medio de ejecución. - Grado de utilización de tecnologías respetuosas, adecuadas y compatibles desde el punto de vista del medio ambiente. - Proporción de áreas de protección del medio ambiente frente a áreas de producción permanente. - Existencia de medidas preventivas para proteger los cursos de agua contra los efectos de las actividades de extracción forestal. - Número de puestos de trabajo directos e indirectos, y niveles de ingresos.	<i>Trabajo en red.</i> El bosque modelo monitoriza, evalúa y sistematiza su gestión, difunde, intercambia y aprende de sus propias experiencias y de otras, mediante el trabajo en red.
<i>A nivel mundial</i>	
- Contribución a la conservación de la diversidad biológica. - Contribución al mantenimiento, la restauración y la protección de los valores culturales y la diversidad de la población indígena y local. - Contribución a la economía, la sanidad, la cultura, la ciencia y las actividades recreativas.	

Los fenómenos climáticos «vistos» a través de los anillos de crecimiento han sido empleados, desde el punto de vista espacial, en escalas que van desde las pocas hectáreas hasta un hemisferio y, desde el punto de vista temporal, para analizar fenómenos de pocas horas como, por ejemplo: una tormenta de hielo, sequías que han durado décadas o cambios atmosféricos centenarios. Por otra parte, el clima ha sido empleado para explicar la variabilidad en el ancho de los anillos de crecimiento y para predecir el crecimiento futuro de los bosques. Las series de anillos de crecimiento permiten desarrollar modelos que explican las condiciones pasadas de la vida del árbol (Cajas 1.5 y 1.6) y, bajo algunos supuestos, predecir la evolución futura del crecimiento forestal en diferentes escenarios climáticos.

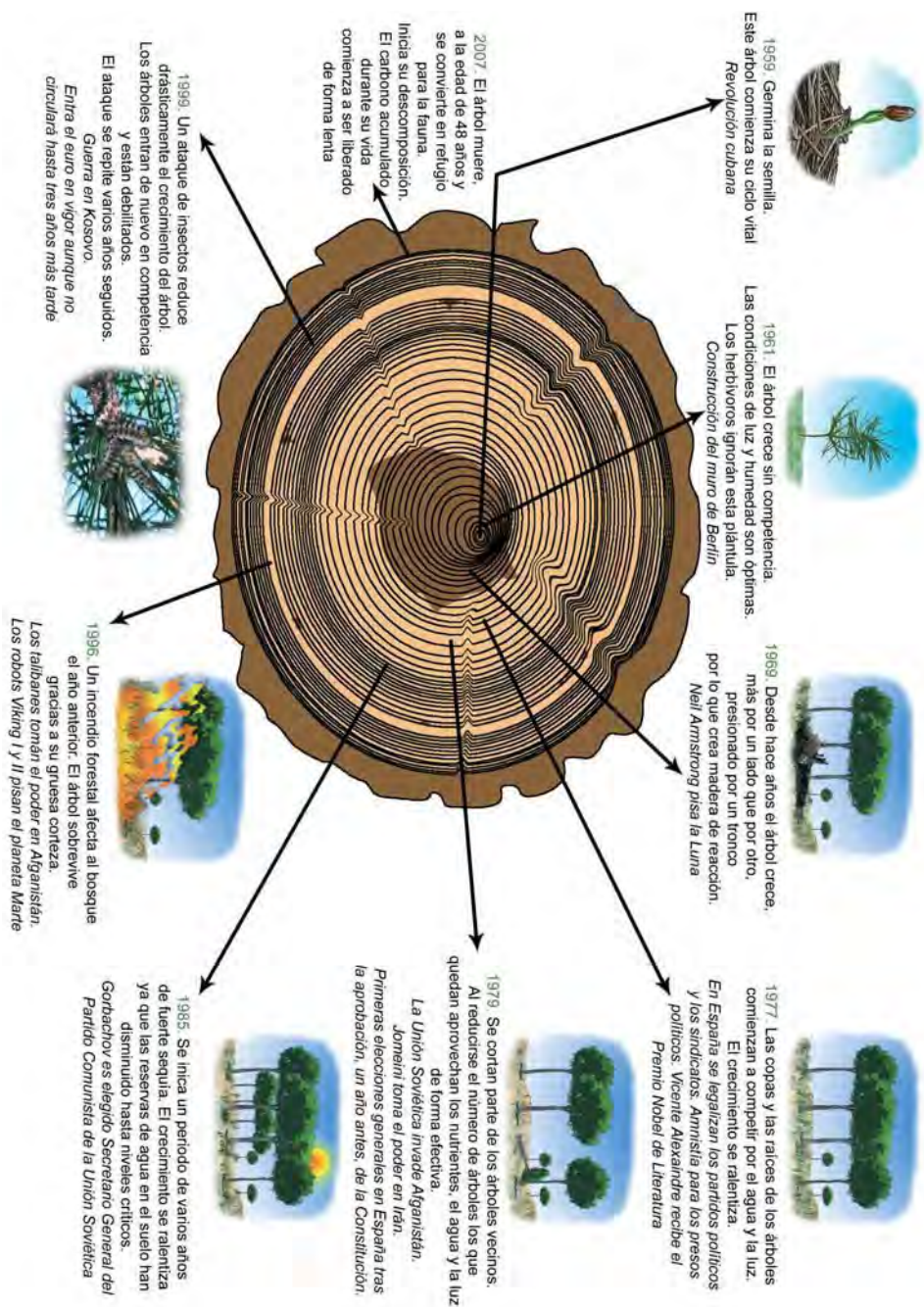
Figura 1.6. Corte de un tronco



a: albura, d: duramen, p: madera de primavera, o: madera de otoño, x: xilema, c: cambium, f: floema, m: médula (basado en García y Guindeo, 1988).

Los estudios dendroclimáticos se basan en la elaboración de cronologías para una especie en un sitio determinado. Una cronología es una serie de índices de crecimiento de una especie leñosa a través del tiempo; cuanto más longevo sea el material analizado, mayores son las posibilidades de analizar el clima de épocas remotas. El primer paso para construir una cronología es tomar las muestras de árboles vivos. Los árboles seleccionados deben ser los dominantes, los más longevos y que además estén en zonas con restricciones ambientales para el crecimiento de la especie. Estos individuos son los que mejor rescatan la señal del clima. Los árboles dominados tienen un crecimiento muy afectado por su condición en la masa forestal (supresiones y liberaciones) y, por tanto, no es conveniente emplearlos en estudios dendroclimáticos.

Figura 1. 7. Reconstrucción dendrocronológica de la vida de un árbol y eventos históricos asociados (basado en Schweingruber, 1988)



Caja 1.4. Desarrollo histórico de la dendrocronología

Las coníferas ocuparon un lugar predominante en el desarrollo de la dendroclimatología debido a la simplicidad de su estructura leñosa, lo que facilita en gran medida la visibilidad de sus anillos de crecimiento (Fritts, 1976; Schweingruber, 1988). Los estudios dendroclimáticos con especies latifoliadas son más recientes.

Desde hace varios siglos se sabe que el ancho de los anillos de crecimiento de los árboles es una fuente importante de información climática y cronológica. En Europa, el estudio de los anillos de crecimiento como fuente potencial de información climática se remonta al siglo XV, en el que Leonardo da Vinci estudió la relación existente entre la precipitación pluvial y la amplitud de los anillos. A principios del siglo XVIII varios científicos europeos asociaron los anillos extremadamente angostos de los árboles con el severo invierno de 1708-1709. Está constatado que, en 1737, Duhamel y Bufón, dos naturalistas franceses, utilizaron la datación cruzada dendrocronológica. No obstante, se considera al astrónomo norteamericano Andrew Ellicott Douglass (1867-1962) como el primero en realizar, en el año 1929, un estudio dendrocronológico. Douglass, puso su interés en la determinación del efecto de las manchas solares sobre el crecimiento de los árboles.

Por otra parte, Fisher y Krebs, realizaron en el año 1931 el primer estudio dendroclimatológico de América del Sur. La especie estudiada fue el caldén (*Prosopis caldenia* Burkart) de la familia de los algarrobos, con la intención de comparar el ancho de los anillos de crecimiento con las precipitaciones anuales. Las consecuencias de una sequía extrema en el año 1929, que acabó con más del 80% de los cultivos en el centro de la Argentina, fue la causa que motivó la curiosidad de estas personas por tratar de encontrar alguna relación entre el crecimiento y el clima. A pesar de que los resultados encontrados no fueron muy prometedores, lo que Fisher y Krebs no imaginaron es que su curiosidad sobre la relación del crecimiento anual de las especies leñosas con el clima daría lugar a una de las aplicaciones más importantes que tienen los estudios dendrocronológicos en la actualidad.

Los estudios dendrocronológicos se iniciaron en España hace mucho tiempo, sin embargo, de acuerdo con la bibliografía, el primero en ser publicado data del año 1976 y fue realizado por Creus y Puigdefabregas sobre Pino negro (*Pinus uncinata* Ramond). A partir de esa fecha son numerosos los estudios que se han realizado para cubrir distintos objetivos. En algunos casos se han empleado estas investigaciones para la datación de monumentos históricos o construcciones antiguas, como resultado, en la actualidad hay numerosas cronologías sobre distintas especies en todo el territorio del país, la más antigua es del año 1090 y fue realizada en el castillo de los Fernández Heredia en Mora de Rubielos, Teruel.

En el año 1974, en Estados Unidos, se realizó el primer Encuentro Internacional de Dendroclimatología y para ese entonces muy pocos trabajos se habían realizado para su aplicación en estudios del clima. El objetivo que se planteó en ese encuentro fue crear una red de cronologías de anillos de crecimiento para las zonas templadas y sub-árticas de los hemisferios Norte y Sur. Desde ese momento hasta la actualidad podemos decir que esta disciplina ha motivado cada vez a más investigadores habiéndose desarrollado, hasta el presente, en todo el mundo.

Las muestras se obtienen a través de métodos destructivos o no destructivos. Los métodos destructivos consisten en tomar una muestra que se obtiene por el corte transversal del tallo del árbol, normalmente en la base del tronco (Fig. 1.8). Los métodos no destructivos se basan en el empleo de un barreno de incrementos o de Pressler, que permite obtener un tarugo, desde la corteza hasta el centro o médula del árbol, sin que éste sufra heridas severas. Cuando las muestras se han deshidratado se las somete a un proceso de pulido con lijas de distinta granulometría con el objetivo de visualizar correctamente los anillos de crecimiento. La medición del ancho de los anillos se realiza con equipos especialmente contruidos para ello y que están conectados a un ordenador (Stokes y Smiley, 1968) (Caja 1.5). Todo estudio dendroclimatológico requiere la datación correcta de las muestras tomadas, esto quiere decir que cada anillo que se identifica debe coincidir perfectamente con el año calendario que se le asigna, de no ser así es imposible una comparación efectiva con las variables climáticas obtenidas a partir de técnicas instrumentales (Caja 1.6).

Figura 1.8. Sistema de análisis dendrocronológico (izqda.) y rodaja de rebollo (*Quercus pyrenaica Willd*) lista para su análisis (dcha.)



Fotografías: S. Bogino.

Caja 1.5. (a) Estructura y componentes de los modelos que explican el ancho de los anillos de los árboles

El crecimiento en sección del árbol es expresado a través de una serie de N anchos de anillos, donde el incremento radial experimentado en un año particular puede ser modelado como un agregado lineal de varios componentes que representan las fuentes de variación en la serie de ancho de anillos de crecimiento (Fritts, 1976; Cook, 1985).

El ancho de anillo R en un año particular t puede modelarse a través de la siguiente expresión:

$$R_t = A_t + C_t + qD1_t + qD2_t + E_t$$

donde: A_t es la tendencia biológica de crecimiento relacionada con la edad del árbol, C_t es la señal climática en el año t , $D1_t$ es la componente de perturbaciones endógenas en el bosque debido a las interacciones entre los árboles, $D2_t$ es el pulso de perturbaciones exógenas al bosque como fuego, ataque de insectos, entre otros, q es una variable binaria indicadora de ausencia o presencia de la perturbación, y E_t es la variabilidad anual en el ancho de los anillos no explicada por los otros factores, conformada por variaciones aleatorias en el crecimiento radial.

La **tendencia biológica de crecimiento** es una característica genética propia de cada especie arbórea, independiente de las **condiciones climáticas**. Ésta se manifiesta por un crecimiento muy marcado en los primeros años de vida de la planta, seguida por un decaimiento progresivo desde la madurez hasta la senectud, para luego estabilizarse relativamente en el tiempo (Hunt, 1982).

Al mismo tiempo, el ancho de los anillos de los árboles varía de un año al siguiente de una manera más o menos irregular, con una gran porción de esta variación explicada por las condiciones climáticas previas y durante el período de formación del anillo. Por tanto, esta variación en el ancho de los anillos puede proveer de información sobre los parámetros climáticos que controlan el crecimiento de un bosque, hacer posible el fechado de maderas a través de la técnica de cofechado y brindar información paleoclimática (Fritts, 1976; Schweingruber, 1988; Villalba y Boninsegna, 1989, Cook y Kairiukstis, 1990).

El crecimiento de un rodal está afectado a su vez por **perturbaciones endógenas y exógenas**. En el contexto dendroclimático, una perturbación produce un desvío persistente en el crecimiento de un árbol en comparación al que cabría esperar en función de la tendencia biológica y el clima. Se puede considerar que una perturbación introduce un impulso u onda de choque en el ritmo de crecimiento del árbol, debido a que la duración de la perturbación generalmente es corta frente a la duración de la respuesta del crecimiento a esa perturbación.

Caja1.5. (b) Estructura y Componentes de los modelos que explican el ancho de los anillos de los árboles

Las perturbaciones endógenas resultan de procesos internos del bosque, tales como la muerte por caída de algunos individuos, que producen liberaciones o supresiones en el crecimiento de los árboles que se encuentran alrededor y que no están relacionadas con la variabilidad climática. Estas perturbaciones ocurren de forma aleatoria en espacio y tiempo en el rodal. Bajo este supuesto, se puede pensar que el resultado de los pulsos de las perturbaciones endógenas es raramente sincrónico entre árboles distantes en un rodal, por lo cual su expresión en un conjunto de datos es propia de cada serie en particular y por lo tanto se puede diferenciar de la señal del conjunto de las series (Cook, 1985).

Las perturbaciones exógenas son causadas por fuerzas ambientales externas tales como el fuego, las tormentas muy severas, enfermedades y plagas. Debido a que las perturbaciones exógenas pueden abarcar grandes extensiones, pueden afectar sincrónicamente a todos los árboles de un rodal y, por tanto, ser confundidas con la señal climática. En el contexto del análisis dendroclimático, estas perturbaciones pueden ser sólo identificadas si se cuenta con varias cronologías de diferentes especies y sitios, o por información histórica (Cook, 1985). Dentro de este grupo de perturbaciones es posible incluir las actividades de gestión de las masas que afectan a todo el rodal, como por ejemplo las cortas o raleos, ya que el efecto que estas labores tendrían sobre todos los individuos remantes podría considerarse similar y por tanto difícil de diferenciar de la señal registrada en los anillos de crecimiento por efecto del clima. Las labores de gestión enmascararían el efecto del clima sobre el crecimiento, dificultando los estudios dendroclimáticos.

Dependiendo de los objetivos de estudio, cada uno de los componentes del modelo dendrocronológico postulado para la serie puede ser analizado separadamente. En tal situación, las partes no involucradas, o aquellas que no revisten interés en ese momento, son consideradas como «ruido» en la señal que estamos tratando de rescatar. En dendroclimatología se emplean numerosas técnicas para reducir los “ruidos” presentes en una serie de anillos de los árboles y rescatar la señal de interés (Fritts, 1976, Cook, 1985, Cook y Kairiuskstis, 1990)

Caja 1.6. Desarrollo de cronologías dendroclimáticas

Para la realización de cualquier estudio dendroclimático es necesario que las muestras tomadas en un sitio tengan variaciones en el crecimiento similares, o sea, que si una muestra tiene un anillo delgado en un año determinado, todas o casi todas muestras de ese sitio deben presentar un anillo delgado en ese año. La magnitud de esa correlación entre muestras se mide a través de distintos programas estadísticos uno de los más empleados es el programa COFECHA (Holmes, 1983; disponible en <http://web.utk.edu/~grissino/software.htm>). Además, este programa permite identificar posibles errores tales como la presencia de anillos ausentes o falsos.

Con el objeto de aislar el efecto del clima del resto de los factores que afectan a la formación de cada anillo, se aplican programas estadísticos; que eliminan la tendencia biológica propia del crecimiento de todos los seres vivos y minimizan las variaciones en el crecimiento que no son comunes a todos los árboles. Las series estandarizadas de cada sitio se promedian para obtener una cronología (Fritts, 1976). La cronología se compara con los registros climáticos para establecer qué variables climáticas (temperatura y precipitación) controlan el crecimiento de una especie. Existen distintos programas estadísticos que se pueden emplear, uno de ellos es el programa RESPO versión 6.00 (Lough, 1984; disponible en <http://web.utk.edu/~grissino/software.htm>). Si la relación es adecuada, es posible predecir el clima de épocas remotas. De acuerdo con Hughes (2002) las fortalezas y debilidades de los estudios dendroclimáticos son las siguientes:

Fortalezas

1. La capacidad de datar los anillos de crecimiento de acuerdo con el año calendario con un nivel de confianza muy alto.
2. La opción de datar el avance y retroceso de los glaciares mediante el fechado de árboles que han crecido en sitios invadidos por glaciares o bien de lugares colonizados que quedan en evidencia por la retracción de los mismos.
3. La posibilidad de analizar los cambios en la ubicación geográfica y altitudinal del límite de la vegetación arbórea que ha sido fechada e interpretada desde el punto de vista climático.
4. La aplicación de los patrones de la variación del ancho de los anillos de crecimiento para datar o evaluar los sedimentos marinos que son una fuente valiosa de información climática.
5. El desarrollo de cronologías en muchos sitios del mundo, incluso en regiones tropicales y subtropicales.
6. La posibilidad de relacionar de una manera simple (correlaciones) el ancho de anillo con las variables climáticas.

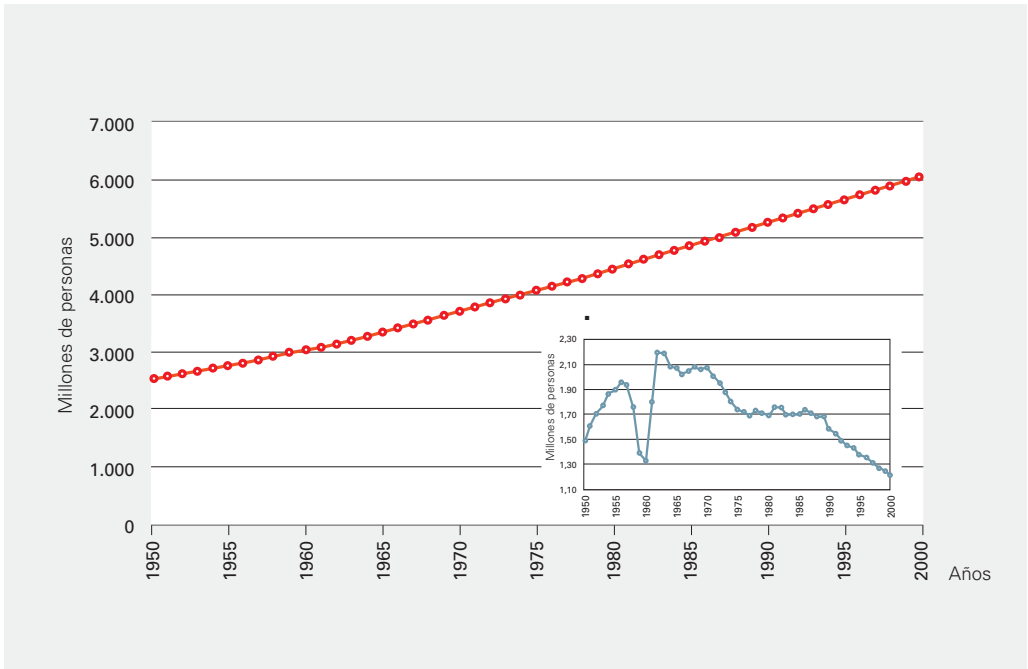
Debilidades

1. No toda la variabilidad en el ancho de los anillos de crecimiento se explica por los factores climáticos, algunas especies no responden directamente a la variación climática de un mes o de una estación. La reconstrucción climática basada en los anillos de crecimiento rara vez captura más del 60% de la varianza de la variable climática elegida, siendo entre un 40% y un 50% los valores más comunes.
2. Los estudios dendroclimáticos parten del supuesto de que los árboles en el pasado han respondido al clima de igual manera que lo hacen en las últimas décadas y esto no necesariamente.
3. La metodología aplicada para eliminar el efecto del crecimiento y de las perturbaciones endógenas en algunos casos puede afectar a la efectividad del estudio de las variables climáticas en series centenarias o de longitudes largas.

1.7. Entorno institucional

Las referencias históricas a procesos de cambio ambiental inducidos por la actividad humana pueden encontrarse en las lluvias ácidas inglesas y alemanas provocadas ya por la industrialización desde el siglo XIX, a antes aún en los estudios de Malthus sobre el crecimiento poblacional (1798). Durante los años 60 y 70 del siglo XX se comenzó a acumular evidencia científica (procedente principalmente de los estudios del continente Antártico, de la climatología y de la fenología) sobre el calentamiento global provocado por la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, así como sobre el agotamiento de los recursos naturales; de finales de los años 60 es un artículo publicado en *Science*: «The tragedy of the commons» (Hardin, 1968), que suele traducirse al castellano como «La tragedia de los comunes» perdiendo al hacerlo la mayor parte del significado. El artículo se publica en el marco de una discusión que, si bien perdió después su objetivo original para concentrarse en los aspectos que terminarían llegando a la Cumbre de la Tierra de 1992, era denominada «el problema poblacional» (Fig. 1.9). Los *commons* (pastizales, aparcamiento y espacio «contaminable» en el artículo original) son hoy más que nunca un objeto difícil de entender: bienes aparentemente infinitos, sin propietario, de acceso libre e inabarcables. Gracias al análisis de sistemas sabemos hoy que no existen sumideros ni fuentes infinitas, sino únicamente modelos incompletos, pero ese descubrimiento estaba apenas asumiéndose hace cuatro décadas. En el artículo se planteaba el agotamiento de los recursos naturales, incluyendo los bienes públicos globales como el agua potable o la atmósfera respirable, como «problema sin solución técnica», y la privatización de esos bienes como única forma de evitar su agotamiento. Concepto esto, el de la privatización de los bienes, que no es aceptado por muchos expertos desde los campos de la economía y la gestión de los recursos naturales. Lo que se relata a continuación es la forma en que se ha establecido el marco jurídico de la nueva forma de propiedad.

Figura 1.9. Evolución de la población mundial desde los años cincuenta



Un primer reconocimiento político de la existencia de un problema en relación con la utilización que la humanidad hace de los recursos naturales se produce con la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente Humano que tuvo lugar en Estocolmo en 1972 y la declaración resultante de la misma (ONU, 1972). Los informes “Los límites del crecimiento” (Meadows *et al.*, 1972) y el conocido como Informe Brundtland (ONU, 1987) son primeras referencias de alcance global a la necesidad de limitar los impactos ambientales de la actividad humana.

Con la entrada en vigor, merced a los informes del IPCC (Caja 1.7), de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) algo comenzó el proceso de implementación (Caja 1.8). Siendo no sólo nueva la Convención, sino toda la categoría intelectual en que se incluye el objeto de regulación (los bienes públicos globales), puede explicarse que este proceso haya durado algo menos de 11 años, desde el 21 de marzo de 1994 hasta el 16 de febrero de 2005, cuando entra en vigor el Protocolo de Kyoto (CMNUCC, 2006). Entre ambas fechas se extienden diez Conferencias de las Partes (CdP), con la undécima siendo ya Reunión de las Partes del Protocolo, y varios pequeños pasos en la dirección correcta: el Mandato de Berlín (CdP 1), el propio Protocolo (CdP 3), el acuerdo político de Bonn (CdP 5) y los Acuerdos de Marrakech (CdP 7). El Protocolo de Kyoto de 1997 tiene los mismos objetivos, principios e instituciones de la Convención, pero la refuerza en lograr objetivos individuales y jurídicamente vinculantes para limitar o reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero. Los objetivos individuales para las Partes incluidas en el anexo I se enumeran en el anexo B del Protocolo de Kyoto, aunque sólo en forma de porcentajes sobre su cifra de 1990. Entre todos suman un total de recorte de las emisiones de gases de efecto invernadero de, al menos, el 5% con respecto a los niveles de 1990 en el primer periodo de compromiso, 2008-2012. El incumplimiento de los compromisos supone la acumulación de las obligaciones incumplidas (y un suplemento en concepto de penalización) para el periodo de cumplimiento siguiente.

Caja 1.7. ¿Qué es el IPCC?

En 1985, la Organización Meteorológica Mundial, el Programa de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y el Consejo Internacional para la Ciencia crean en Villach (Austria) lo que terminaría siendo el IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), un grupo de trabajo científico que sigue siendo hoy la referencia central en cuanto a la realidad objetiva del problema. Su primer informe, de 1990, provocó la preparación de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático, que estuvo lista para su firma en la Conferencia de Naciones Unidas sobre Ambiente y Desarrollo de 1992 en Río de Janeiro, la conocida como Cumbre de la Tierra. El texto de la Convención (CMNUCC, 2006) fue aprobado en la Sede de las Naciones Unidas, en Nueva York, el 9 de mayo de 1992, se abrió a la firma en Río de Janeiro entre el 4 y el 14 de junio de 1992 y, posteriormente, en la Sede de las Naciones Unidas en Nueva York del 20 de junio de 1992 al 19 de junio de 1993, y entró en vigor el 21 de marzo de 1994. La Convención ha recibido hasta ahora (1 de junio de 2006) 189 instrumentos de ratificación de otros tantos estados. En la Cumbre de la Tierra se firmaron además otros acuerdos de gran relevancia para la conservación como la Convención de Biodiversidad o la Convención contra la Desertificación.

Los miembros de la Unión Europea participan activamente en el proceso (Caja 1.9). Las bases de esta participación son la firma (1998) y aprobación (2002) del Protocolo, y el establecimiento de una denominada «burbuja» (Art. 4 del Protocolo), por la cual la Unión asume los compromisos individuales de los países miembros en 2004 (UE-15) en conjunto, es decir, -8% con respecto a las emisiones de 1990. Ello permite una redistribución interna de esos compromisos en función de los criterios habituales en los mecanismos europeos, como la población, el PIB per cápita, etc. La discusión europea sobre cambio climático se ha centrado en los sectores energético y del transporte, cruzándose así con otras sobre seguridad de suministro o integración. Como mecanismo de consulta y participación central, la Unión dispone del Programa Europeo de Cambio Climático, ya en su segunda versión tras la ejecución de la primera entre 2000 y 2004. El Programa contiene un total de 36 planes, estrategias, libros verdes y blancos, programas, campañas, directivas o decisiones, con el objetivo más o menos explícito de superar el cumplimiento de lo acordado, y se estima que situaría a la UE-15 alrededor del 15% de reducción de emisiones en 2010, casi el doble del 8% comprometido (Fig. 1.10).

Dentro de las actividades para mitigar el cambio climático en Europa se están abordando los siguientes aspectos:

- Comercio de emisiones: tanto interior (mediante el denominado ETS, *European Trading Scheme*) como exterior, mediante los mecanismos previstos en los artículos 4, 6 y 12 del Protocolo. La base conceptual del intercambio busca en generar la reducción de emisiones de forma eficiente, allí donde sea más barato hacerlo, mediante mecanismos de mercado.
- Generación, transmisión y distribución (oferta) de energía: básicamente, se impulsa el desarrollo y uso de tecnologías de producción eléctrica más limpias o renovables, así como el consumo más eficiente de combustibles menos contaminantes, como el gas natural en ciclos combinados.
- Consumo (demanda) de energía: orientado a aumentar la eficiencia energética de la actividad económica, y a fomentar hábitos de consumo energético sostenibles. Los trabajos realizados para fomentar la eficiencia energética de la edificación se enmarcarían en esta línea, así como el fomento del ahorro energético y las buenas prácticas de consumo energético, y el uso de combustibles más limpios como el gas natural.
- Transporte: consiste tanto en aumentar la eficiencia del consumo de combustibles fósiles en el transporte como en el fomento de los medios de transporte más limpios (principalmente ferroviario y marítimo-fluvial). Igualmente, podría incluirse aquí la previsible inclusión del transporte aéreo entre los sectores comprometidos por el Protocolo.
- Industria y basuras: el trabajo en estos sectores se orienta a reducir (por sustitución o captura) la emisión de los gases de efecto invernadero (GEI) con mayor potencial para generar calentamiento de la atmósfera (metano y gases fluorados)
- Sumideros: podrían incluirse aquí un conjunto de líneas de trabajo que abarcan desde la vigilancia de las emisiones agrícolas (difusas, como las procedentes del sector residencial o el transporte ligero, y por tanto más difíciles de regular), la muy larga discusión sobre la biomasa o las nuevas propuestas de secuestro directo de CO₂ en yacimientos agotados.

Caja 1.8. La convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

Fruto de la Cumbre de Río de Janeiro (1992) se aprobó el Convenio Marco sobre el Cambio Climático (CMCC) que establecía recomendaciones para estabilizar las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera. En el convenio se dan una serie de definiciones y obligaciones, entre las que se encuentran las siguientes:

Art. 1.2. Por «cambio climático» se entiende un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante periodos de tiempo comparables.

Art. 1.7. Por «depósito» se entiende uno o más componentes del sistema climático en que está almacenado un gas de efecto invernadero o un precursor de un gas de efecto invernadero.

Art. 1.8. Por «sumidero» se entiende cualquier proceso, actividad o mecanismo que absorbe un gas de efecto invernadero o un precursor de un gas de efecto invernadero.

Art. 1.9. Por «fuente» se entiende cualquier proceso o actividad que libera un gas, un aerosol o un precursor de un gas de efecto invernadero en la atmósfera.

Art. 3.4. Las Partes tienen derecho al desarrollo sostenible y deberían promoverlo. Las políticas y medidas para proteger el sistema climático contra el cambio inducido por el ser humano deberían ser apropiadas para las condiciones específicas de cada una de las Partes y estar integradas en los programas nacionales de desarrollo, tomando en cuenta que el crecimiento económico es esencial para la adopción de medidas encaminadas a hacer frente al cambio climático.

Art. 4.1 Todas las Partes (...) deberán:

- a) Elaborar, actualizar periódicamente, publicar y facilitar a la Conferencia de las Partes (...) inventarios nacionales de emisiones antropógenas por las fuentes y de la absorción por los sumideros de todos los gases de efecto invernadero (...), utilizando metodologías comparables (...).
- d) Promover la gestión sostenible y promover y apoyar con su cooperación la conservación y el reforzamiento, según proceda, de los sumideros y depósitos de todos los gases de efecto invernadero (...), inclusive la biomasa, los bosques y los océanos, así como otros ecosistemas terrestres, costeros y marinos.

Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, 1992.

Caja 1.9. Normativa relevante

En Europa (Fuente: <http://europa.eu.int>)

Las principales normas de derecho positivo emitidas por la Comisión Europea que afectan a diferentes sectores en cuanto a su vinculación con las emisiones de GEI son las siguientes:

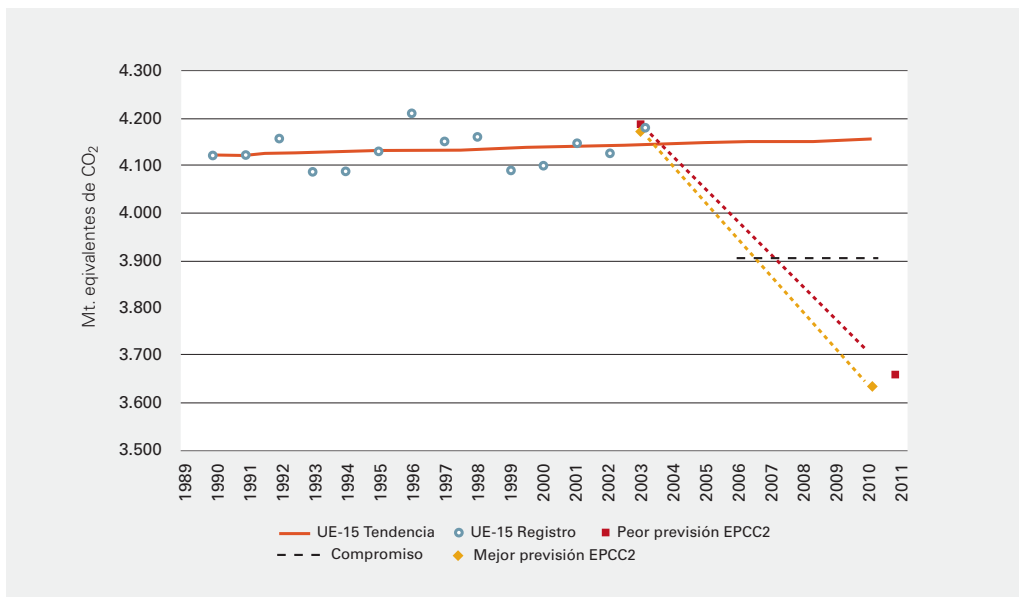
- Directiva 2002/91/CE relativa a la eficiencia energética de los edificios.
- Directiva 2004/8/CE relativa al fomento de la cogeneración sobre la base de la demanda de calor útil en el mercado interior de la energía.
- Directiva 2003/87/CE Comercio de Derechos de Emisión de Gases de Efecto Invernadero
- Directiva 2004/101/CE por la que se modifica la Directiva 2003/87/CE.
- Decisión 280/2004 sobre un nuevo mecanismo de seguimiento e informe de emisiones.
- Directiva 2001/77 sobre la promoción de la electricidad generada a partir de fuentes de energía renovables.
- Directiva 2003/30 sobre el fomento del uso de biocarburantes u otros combustibles renovables en el transporte.
- Propuesta de Directiva sobre la eficiencia del uso final de la energía y los servicios energéticos COM (2003) 739.

En España (Fuente: <http://www.boe.es>)

Las principales normas de derecho positivo emitidas por el Estado español que afectan a diferentes sectores en cuanto a su vinculación con las emisiones de GEI son las siguientes:

- R.D. 1866/2004, de 6 de septiembre, por el que se aprueba el Plan nacional de asignación de derechos de emisión 2005-2007.
- Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero.
- Real Decreto Ley 5 /2005, de 11 de marzo, de reformas urgentes para el impulso a la productividad y para la mejora de la contratación pública.
- Plan de Energías Renovables (PER) 2005-2010, aprobado en Consejo de Ministros el 26 de agosto de 2005.
- R.D. 1264/2005, de 21 de octubre, por el que se regula la organización y funcionamiento del Registro Nacional de Derechos de Emisión.
- R.D. 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación.

Figura 1.10. El Programa Europeo de Cambio Climático

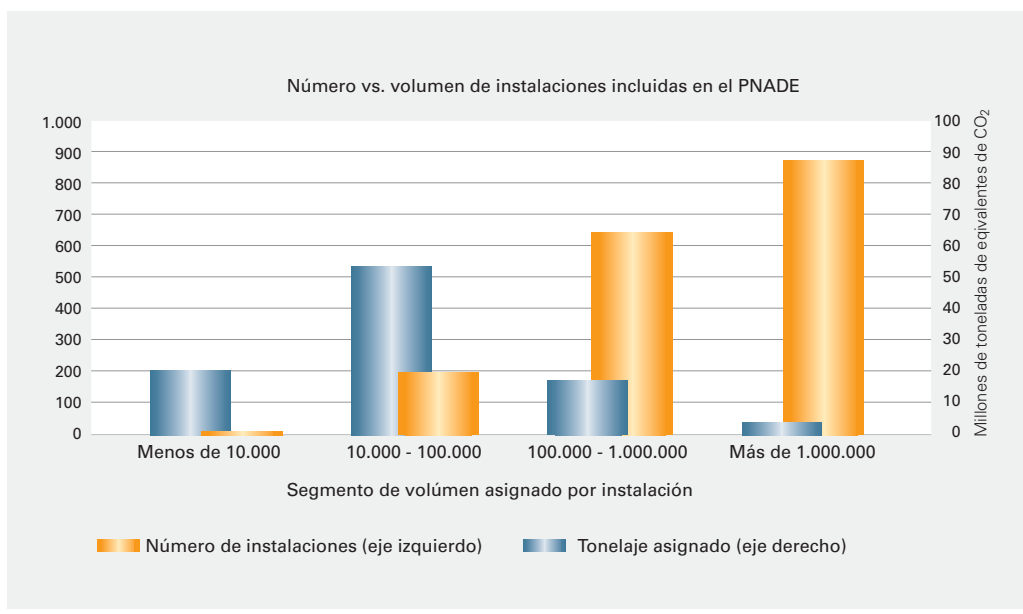


Las líneas seguidas por las instituciones españolas se enmarcan en su participación en los organismos de Naciones Unidas y en las instituciones europeas. En esa línea, se han desarrollado en España con mayor relevancia:

- La asignación de derechos de emisión a las empresas de determinados sectores, y la implementación de la estructura legal y administrativa que permita el correspondiente comercio: los sectores afectados son los de generación eléctrica y los industriales de mayor volumen de emisiones: refinado de petróleo, siderurgia, vidrio, cerámicas, cementos y pasta-papel.
- Una decidida apuesta por las energías más limpias y renovables, en este último caso mediante un esquema de incentivos a la generación eléctrica renovable que ya ha situado al país entre las primeras potencias eólicas del mundo.
- Un fuerte impulso a las campañas de concienciación y a la mejora de la eficiencia en el uso final de la energía, incluyendo la regulación de la edificación con criterios de sostenibilidad energética.

Los derechos de emisión asignados en España (Fig. 1.11) para 2005 tienen un valor, al precio de cierre del 31 de mayo de 2006, de 3.033 millones de euros, es decir, alrededor de un 1,30% del PIB de 2005. Aparentemente, la mayor parte de las empresas no van a tener problemas para cumplir sus topes de emisiones sin acudir al mercado, salvo en el caso de las eléctricas, que ya han procedido a sondear el mercado en busca de créditos baratos.

Figura 1.11. El Programa Nacional de Asignación de Emisiones



En algunos casos (el de Cementos Leona ha tenido amplio reflejo en prensa durante 2006), una buena política de eficiencia energética (Gamindez, 2006, com. pers.) reporta además beneficios dinerarios, al generar excesos de derechos que pueden venderse en el mercado. La evolución previsible del esquema pasa por la inclusión de nuevos sectores (aerolíneas) y por la exclusión de instalaciones o sectores de pequeño volumen (tejeras).

El Protocolo establece diferentes mecanismos que permiten flexibilizar la forma en que los países cumplen sus compromisos. Entre ellos, ha generado especial interés el Mecanismo de Desarrollo Limpio - MDL (Art. 12 del Protocolo; Caja 1.10), que permite a los países desarrollados acceder a créditos compensatorios de sus emisiones a precios inferiores al costo de la reducción en origen y, simultáneamente, crea una nueva fuente de financiación

para actividades de conservación de recursos y desarrollo sostenible en los países en vías de desarrollo. Por el MDL, un proyecto que se realice en un país no incluido en el Anexo I puede darse de alta ante el cuerpo creado al efecto (que se denomina Junta Ejecutiva del MDL), junto con una metodología de cálculo de las reducciones generadas por el mismo. Para aumentar la seguridad jurídica del mecanismo, una entidad operacional independiente (una empresa verificadora), también registrada ante la Junta Ejecutiva, verifica la existencia real de las reducciones, que con ello pueden emitirse en forma de Certificados de Reducción de Emisiones (CER por sus siglas en inglés), que pueden ser vendidos a (y comprados por) partes con compromisos. La lógica económica detrás de este mecanismo es una de eficiencia en un marco de mercado, ya que permite desplazar las actuaciones de reducción/secuestro allí donde son económicamente más eficientes, al tiempo que ayuda a las partes sin compromisos «a lograr un desarrollo sostenible».

Los problemas metodológicos que se han presentado durante la puesta en marcha del sistema que se viene comentando se hacen especialmente presentes en los asuntos relacionados con el uso de la tierra y la fijación de carbono en los bosques, aunque quizá ello sólo se deba al predominio que tradicionalmente han tenido los físicos y meteorólogos en cuanto se ha referido a proveer información científico-técnica a los negociadores. Así, el progreso se atascó durante años en discusiones sobre la duración del secuestro en los productos forestales, sobre la definición de bosque, sobre las pérdidas de carbono secuestrado en el ecosistema forestal a través de sus ciclos de vida, y muchas otras, que afortunadamente han quedado resueltas, en cuanto se ha dado la voluntad de aplicar el sentido común, mediante la asunción de sencillos criterios convencionales. Aun así, el volumen de la fijación de carbono en los bosques es marginal en términos económicos: los créditos procedentes de actividades de reforestación se consideran «temporales» (¿No es temporal la «no emisión» de carbono procedente de combustibles fósiles? ¿El petróleo o carbón que no se quemó una vez, ya nunca se quemará? El tamaño de las empresas en un sector condiciona los resultados «científicos», y su uso político), y se comercian con un descuento aún mayor que la general de las reducciones procedentes de países en desarrollo: de hecho, su precio se mantiene alrededor de los 2,5 euros.

Los párrafos precedentes han pretendido recoger los principales puntos de interés del pasado y el presente del problema. ¿Qué puede esperarse del futuro, qué significa eso del cambio global en la vida de cualquiera de los que hoy tenemos la mitad o más de nuestra vida por delante? Desde las visiones más catastrofistas, que vienen anunciando sucesivos fines del mundo regularmente, hasta otras absolutamente complacientes respecto de la situación actual, y continuistas con la misma, la oferta de planteamientos prospectivos es inmensa. Respecto de este amplio espectro, pueden ir anotándose algunos aspectos:

- *El ser humano está adquiriendo conciencia de los límites materiales del planeta:* aunque, como ya se ha dicho, el concepto de límite al crecimiento ha sido enunciado hace más de treinta años, está implícito en los planes e ideas globales su contrario: gobernantes

de todo el mundo y responsables de instituciones internacionales siguen proclamando el «crecimiento sostenido» como principal objetivo económico, el acceso a nuevos recursos como la forma de disminuir el porcentaje de pobres y el consumo como principal motor económico de las sociedades avanzadas. Además, las aproximaciones a los bienes públicos globales tienen importantes limitaciones conceptuales, ya que se definen los bienes públicos por negación, por ser «bienes no privados». El bien privado se define en la teoría económica neoclásica como el de «consumo rival y exclusivo» en una mala traducción del inglés.

- Consumo: del latín *consumptio*, ‘extinción’.
- Rival: el bien puede ser agotado, es finito.
- Exclusivo: el que lo consume puede excluir a otros de su consumo.

Así, por negación, el concepto contiene las nociones del bien público global como reservas infinitas y de libre acceso. El concepto presenta además otros problemas según se van tratando de definir soluciones: en el caso del aire, está clara la definición, pero ¿y en el caso del agua? ¿de la biodiversidad? ¿común de todos significa de cualquiera? No, las soberanías nacionales establecen o intentan establecer límites. Sin embargo, la evidencia va imponiéndose, como puede observarse en el movimiento del discurso público, que viene desplazándose desde el ya mencionado crecimiento sostenido hacia la «desvinculación de crecimiento y consumo de recursos/contaminación», por medio de la «desmaterialización» y «descontaminación» de la economía. No se renuncia, por tanto, al crecimiento, sino a su vinculación proporcional directa con el agotamiento de recursos y la contaminación. Este planteamiento no tiene probada su validez.

- *El ser humano está adquiriendo conciencia de la incertidumbre asociada al futuro:* además de la incertidumbre inherente a nuestro desconocimiento de la resiliencia de la biosfera, el progreso tecnológico, especialmente su aceleración, introduce un factor de incertidumbre «positiva», mientras que el aumento de la frecuencia de eventos extremos (uno de los efectos probados del cambio climático) aumenta la incertidumbre “negativa”.
- *El ser humano está adquiriendo, aún lentamente, capacidad para entender y manejar procesos complejos.* La pregunta que podría tratar de contestarse es, ¿cuál es la responsabilidad de los diferentes agentes sociales, tanto en lo que se refiere al problema como en lo que se refiere a su solución? Presentamos aquí algunas notas al respecto.

Gobiernos e instituciones

Estas estructuras tienen ante sí el reto principal de mejorar su gestión de la complejidad. Tanto sus capacidades de planificación, como su capacidad de responder con rapidez a los cambios que se vayan produciendo, son cruciales para mejorar su respuesta a las

necesidades de los ciudadanos a los que responden. Desde el punto de vista técnico, son las externalidades el principal reto a resolver, ya que su existencia genera problemas en todos los campos: pérdidas o ganancias injustificadas, agotamiento/contaminación de recursos globales, malestar social.

Empresas

Las empresas, especialmente la nueva categoría originada en los mercados globales, deben contribuir a la resolución de las situaciones de externalidad, en par con los gobiernos (regulador/regulado). También sus capacidades para la planificación deben resultar más capaces de funcionar en entornos complejos, con una mayor atención (que adquiere carácter estratégico para ellas mismas) a los plazos en que se produce su presencia en el planeta, que muchas veces superan los propios de las personas que las componen. El concepto central de responsabilidad corporativa abarca un conjunto de nuevos compromisos que la empresa, si es capaz de ello, deberá no sólo asumir sino convertir en ventajas competitivas, y por tanto incorporar al cuerpo central de su imaginario.

Sociedad civil

Tanto el individuo como las organizaciones no gubernamentales sin ánimo de lucro tienen dos responsabilidades principales: una, de carácter más social, tiene que ver con su capacidad para exigir, tanto de los gobiernos como de las empresas (por medio de su voto, de sus preferencias en el mercado, de los medios de comunicación y participación social, etc.), el cumplimiento de sus obligaciones y cometidos enunciados más arriba. Y otra, de carácter más personal, que tiene que ver esencialmente con la modificación de los patrones de consumo y comportamiento social hacia valores más sostenibles, incluso si ello requiere una revisión profunda (una suerte de «evaluación estratégica») de los principios, valores y objetivos personales. Sin esta última asunción de responsabilidad en el más local de los niveles posibles, en aquel «piensa globalmente, actúa localmente», ninguna de las anteriores será posible, y entonces probablemente nos encontremos, más rápido de lo que habíamos pensado, en alguno de los escenarios más catastrofistas.

1.8. Los bosques como sumidero. ¿La solución del problema?

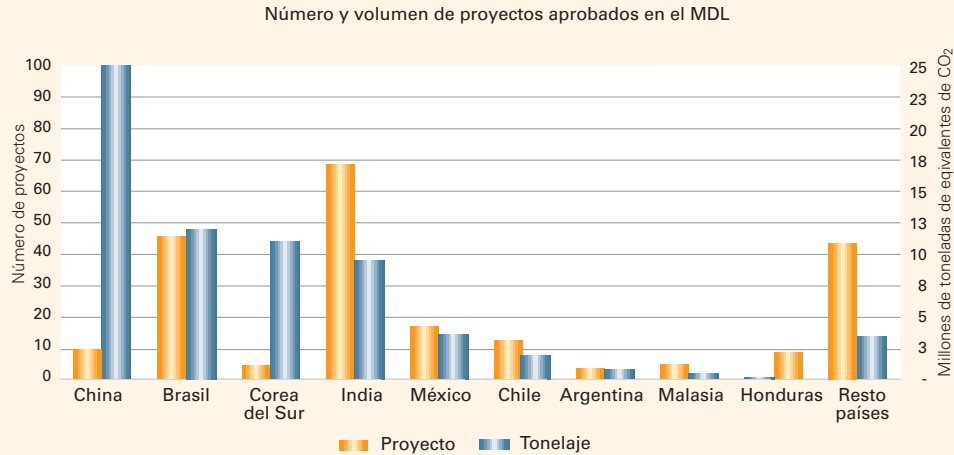
El Manual de Buenas Prácticas para el Uso de la Tierra, Cambio de Uso y Silvicultura (IPCC 2003), establece unos procedimientos o métodos estándar para la estimación del carbono almacenado (fijado) y las emisiones de gases de efecto invernadero. Las recomendaciones están dirigidas a bosques gestionados en los que todo el carbono de biomasa extraída en operaciones de aprovechamiento se oxida en el año de corte. Además

considera dos tipos de terrenos forestales: los bosques que siguen siendo bosques y las tierras que pasan a ser bosques (Caja 1.11)

La cuantificación del carbono debe registrar y notificar de manera transparente, congruente, comparable, completa, exacta, verificable y eficiente las variaciones de carbono, así como las emisiones de GEI y absorción por sumideros (IPCC, 2000).

Caja 1.10. ¿Qué es un mecanismo de desarrollo limpio?

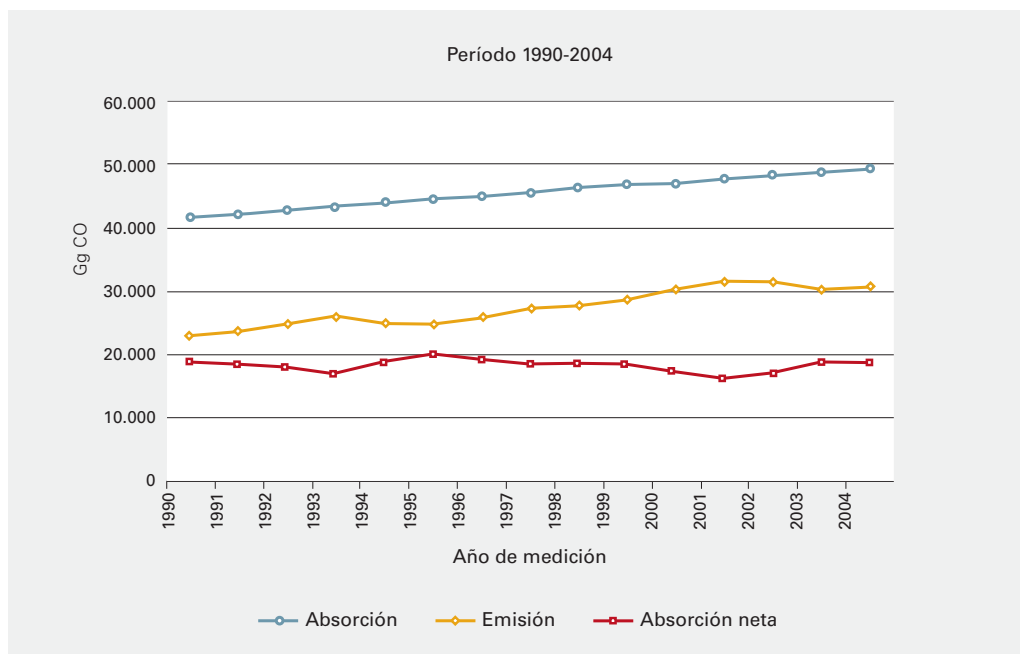
El Artículo 12 del Protocolo define «un mecanismo para un desarrollo limpio» (MDL). Por él, en los países sin compromisos de reducción pueden realizarse proyectos de reducción/secuestro, los cuales producen, mediante una metodología previamente aprobada, certificados equivalentes a una tonelada de CO₂ no emitida. Estos certificados pueden ser comprados por una parte con compromisos para cumplir éstos. La lógica económica detrás de este mecanismo es una de eficiencia en un marco de mercado, ya que permite desplazar las actuaciones de reducción/secuestro allí donde son económicamente más viables, al tiempo que ayuda a las partes sin compromisos «a lograr un desarrollo sostenible». Según una organización supervisora de este mecanismo, www.cdmwatch.org, a 20 de junio de 2006 se habían aprobado proyectos que suponían la reducción/secuestro de casi 70 millones de toneladas equivalentes de CO₂ anuales. Esta cifra, aproximadamente una cuarta parte de la demanda generada por el cumplimiento de compromisos, cotiza lógicamente a precios inferiores a los de las reducciones en origen, por el riesgo asociado a su producción: típicamente, con un descuento de alrededor del 50% sobre el precio de una tonelada ETS.



1. Bosques y gestión forestal, ¿una solución al cambio climático?

De acuerdo con el Inventario español de emisiones de gases de efecto invernadero (IEGEI) para el período 1990-2004 el sector de Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura es un sumidero neto de carbono con un incremento entre los años considerados del 54%. Así, en la figura 1.12, se observa la cantidad de carbono emitido y fijado por los sistemas forestales.

Figura 1.12. Emisión y absorción de CO₂ por los sistemas forestales



Fuente: Elaboración propia a partir del Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero.

Sería temerario decir que el incremento de la superficie arbolada fuera la solución del problema (debido al aumento del efecto fuente), sin embargo, sí se puede afirmar que los bosques son parte de la solución. Evaluar qué papel juega el bosque, en esa solución, es el nuevo reto de los profesionales del sector forestal de todo el mundo.

Caja 1.11. (a) El Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de España (1990-2004). MMA (2006)

El Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de España (IEGEI) se divide en 10 capítulos precedidos de un resumen ejecutivo que muestra las tendencias agregadas de emisiones y absorciones así como por tipo de gas y sector. Los sectores implicados son: Fuentes del Sector Energía (incluida combustión); Procesos industriales; Uso de Disolventes y otros productos; Agricultura; Uso de la Tierra, Cambios del Uso de la Tierra y Silvicultura (UTCUTS), y Residuos. En el caso de los terrenos forestales se incluyen las emisiones o fijaciones de carbono debidos a biomasa viva (aérea y subterránea), la materia orgánica muerta y los suelos de acuerdo a dos tipologías: (1) El bosque que se mantiene como bosque y (2) las Tierras que pasan a ser bosques. El inventario es de carácter anual y en el periodo de 1990 a 2004 los bosques han incrementado su papel de fijación de carbono en un 54%.

Para cada tipología (1) y (2) la manera de calcular el incremento de carbono en biomasa viva es diferente, teniendo en cuenta en el primer caso las ganancias debidas al crecimiento del arbolado existente y las pérdidas por corta y quema de biocombustibles o perturbaciones. En la segunda tipología interviene el incremento anual de existencias de carbono debido al crecimiento en tierras convertidas a bosque en las que se tiene en cuenta las masas con manejo intensivo (tierras agrarias reforestadas) y extensivo (ampliación de bosques con regeneración natural), en este caso no se consideran pérdidas de biomasa.

Hay que señalar que los datos de materia orgánica muerta y del suelo toman el valor que por defecto asigna el IPCC al aplicar la metodología menos exhaustiva en el inventario, que es la que se ha seguido en nuestro país. Dicho valor es cero, por lo que sólo se consideran las emisiones y absorciones debidas a la biomasa viva. En la actualidad se están realizando estudios para cuantificarlos y es de esperar que en el próximo IEGEI se incluyan ambos factores. Asimismo, tampoco se han considerado las emisiones debidas a los incendios forestales. De todos modos, aunque los incendios forestales emiten una gran cantidad de GEI, especialmente CO₂, es sabido que los suelos forestales son un gran sumidero de carbono¹, por lo que el balance seguiría siendo favorable a la absorción de carbono.

¹ Según el Informe Especial del IPCC sobre el Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura (2000), en el bosque templado, correspondiente a nuestra latitud, existen 100 Gt de carbono frente a 59 Gt que almacena la vegetación.

Caja 1.11. (b) El Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de España (1990–2004). MMA (2006)

La presentación y el desarrollo del IEGEI se hacen de tal forma que sean comparable entre las distintas partes del Protocolo de Kyoto. Así, la Unión Europea dispone de una plataforma en Internet (<http://cdr.eionet.europa.eu>) en la que los distintos países introducen sus inventarios anuales en formato de tablas y de informes. Un ejemplo de una de estas tablas se muestra a continuación para el periodo 2000–2004 del Inventario Español.

TABLE 10 EMISSION TRENDS (SUMMARY)

GREENHOUSE GAS EMISSIONS

	2000	2001	2002	2003	2004	Change from 2000 to latest reported year (%)
CO ₂ emissions (excluding land use change and forestry) ⁽¹⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
CO ₂ emissions including land use change and forestry ⁽²⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
CH ₄	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	0.00
N ₂ O	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	0.00
HFC	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	0.00
PFC	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	0.00
SF ₆	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	28 362.02	0.00
Total (including land use change and forestry) ⁽³⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Total (excluding land use change and forestry) ⁽⁴⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00

GREENHOUSE GAS EMISSIONS BY SECTOR AND SUB-CATEGORY

	2000	2001	2002	2003	2004	Change from 2000 to latest reported year (%)
CO ₂ emissions (excluding land use change and forestry) ⁽¹⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
CO ₂ emissions including land use change and forestry ⁽²⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Energy	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Industrial Processes	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Fugitive emissions	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Agriculture	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Land Use, Land-Use Change and Forestry ⁽³⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Other	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
CO ₂ emissions (excluding land use change and forestry) ⁽⁴⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00
Total (including land use change and forestry) ⁽⁵⁾	207 862.02	207 862.02	208 200.02	208 200.02	207 862.02	0.00

Resumen de la tendencia de emisiones del IEGEI periodo 2000–2004.

1.9. Bibliografía

Arsuaga, J. L., Martínez, I. (1998), *La especie elegida*, Ed. Temas de Hoy, 342 pp.

Ciesla, W. M. (15), 1996. *Cambio climático, bosques y ordenación forestal. Una visión de conjunto*, FAO, Roma.

CMNUCC [Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático], 2006, [en línea] http://unfccc.int/portal_espanol/essential_background/items/3336.php (última consulta: 31 de mayo de 2006).

Cook E. R. (1985), *A Time Series Analysis approach to tree-ring standardisation*. Published by Tree- Ring Laboratory Lamont-Doherty Geological Observatory Palisades, Nueva York.

Cook E. R., Kairiustkistis L. A. (1990). *Methods of Dendrochronology, Applications in the Environmental Sciences*. Kluwer Academic Publishers.

Creus, J., Fernández, A. (1997). «Climatic reconstructions of the last thousand years of the Spanish mainland on the basis of dendrochronological series», *Paleoclimatological revision of climate evolution and environment in western Mediterranean regions*: 39-108, C. Bajos y Baretino (eds.).

Creus, J., Puigdefabregas, J. (1976) *Climatología histórica y dendrocronología del Pinus uncinata Ramona*», *Cuadernos de Investigación* (Geografía e Historia), 2(2):17-30.

DGCN (1998). *Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1996*. Ed. Ministerio de Medio Ambiente.

DGCN (2002). *Plan Forestal Español*. Ed. Ministerio de Medio Ambiente.

Dubourdieu, J. (1993). *Manual de ordenación de montes*. Ed. Paraninfo.

Fritts H. C. (1976), *Tree rings and climate*. Academic Press, Londres.

García, L., Guindeo A. (1988), *Anatomía e identificación de las maderas de coníferas españolas*. Ed. AITIM, Madrid, 142 pp

Gribbin, J., Gribbin, M. (1992), *Hijos del hielo. Clima y orígenes del hombre* Ed. Pirámide, Madrid.

Hardin, G. (1968), «The tragedy of the commons», *Science* vol. 162. n.º. 3859, pp. 1243-1248.

Holmes R. L. (1983), «Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement» (*Tree Ring Bull*), 43:69-75.

1. Bosques y gestión forestal, ¿una solución al cambio climático?

Hughes, M. (2002), *Dendrochronology in climatology - the state of the art*. *Dendrochronologia*, 20/1-2: 95-116.

Hughes, M.; Kuniholm, P.; Eischeid, J.; Garfin, G.; Griggs, C.; Latini, C. (2001), *Aegean tree-ring signature years explained*. *Tree ring research*, 57:67-73.

IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change 'Panel internacional sobre el Cambio Climático'] (2000), *Informe Especial del IPCC. Uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. Resumen para responsables de políticas*. Ed. Omm-Pnuma.

IPCC (2001), *Tercer informe de Evaluación, Cambio Climático*.

IPCC 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Ed. Omm-Pnuma.

Krebs C., Fisher C. (1931), El pluviómetro secular. *Circ. Sec. Prop. & Inf. Ministr. Agr.* Buenos Aires, 847: 1-24.

Lough, J. (1984), *Response function: User's manual*. Tree-Ring Laboratory, University of Arizona, Tucson.

Meadows, D.L. et al. (1972), *The limits to growth*. Ed. Universe Books, Nueva York.

MMA (2006), *Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de España. Años 1990-2004. Comunicación a la Comisión Europea*. 444 p. Disponible pdf en: <<http://cdr.eionet.europa.eu/es/eu/colqfqaq>>

ONU, (1972), *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment*, ONU, Nueva York.

ONU, (1987), *Report of the World Commission on Environment and Development. Our Common Future*. ONU, Nueva York.

Osborn, T. J. (2004), «Simulating the winter North Atlantic Oscillation: the roles of internal variability and greenhouse gas forcing». *Climate Dynamics* 22, 605-623.

Pérez-García, J.; Joyce, L. A.; McGuire, A. D., Xiao, X. (2002), «Impacts of Climate Change on the Global Forest Sector», *Climate Change* 54, 439-461.

Reid, G. C. (1997). «Solar forcing of global Climate Change since the Mid-17th Century», *Climate Change* 37, 391-405.

Schweingruber, F. (1988), *Tree rings. Basics and applications of dendrochronology*. Kluwer Dordrecht.

Stokes M., Smiley, T. (1968), *An Introduction to Tree-Ring Dating*. University Chicago Press.

Villalba R., Boninsegna, «Dendrochronological studies on *Prosopis flexuosa* DC». *IAWA Bulletin*, vol. 10(2) 155-160.

Capítulo 2

El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales

Juan F. Gallardo y Agustín Merino.

2.1. Gases con efecto invernadero relacionados con la actividad de los ecosistemas terrestres

Los gases con efecto de invernadero

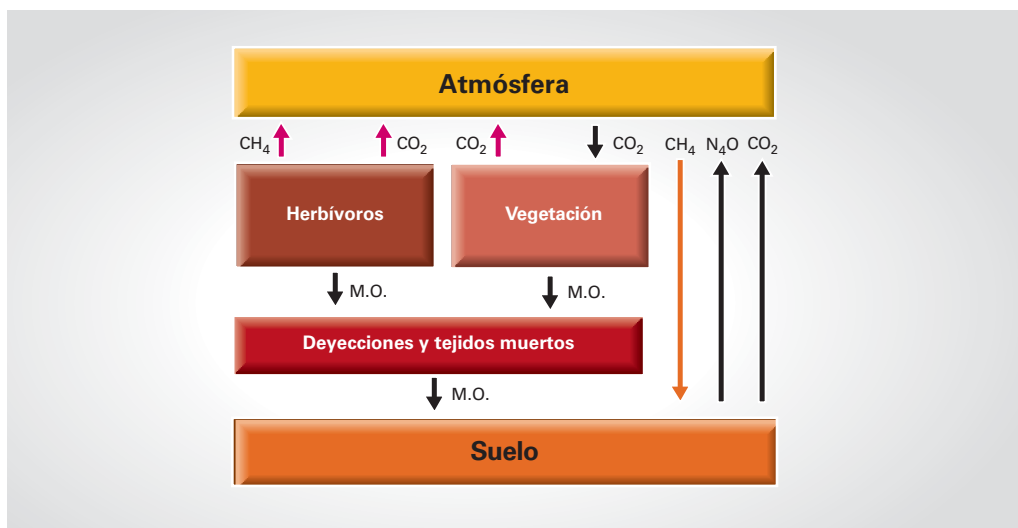
El dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O), los compuestos clorofluorcarbonados (CFC) y el ozono (O₃) son denominados gases de efecto invernadero (GEI), los cuales permiten la entrada de radiación solar de onda corta, pero atrapan un gran porcentaje de la radiación de onda larga saliente procedente de la superficie terrestre. Esta acción condiciona la temperatura del planeta, así como los climas que podemos encontrar en él. Por este motivo, aumentos relativamente pequeños de las concentraciones de estos gases pueden tener una importante repercusión ambiental (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Principales gases con efecto invernadero resultantes de la actividad humana (IPCC, 2001)

Substancias	Dióxido de C (CO ₂)	Metano (CH ₄)	Óxido nitroso (N ₂ O)	Clorofluorcarbonos (CFC)	Ozono (O ₃)
Concentración actual en atmósfera (partes por billón en volumen)	367.000	1720	310	CFC-11: 0.28 CFC-12: 0.48 Otros: 0.005-0.12	20 a 100
Concentración preindustrial en atmósfera (partes por billón en volumen)	280.000	790	280-290	0	10
Vida media en la atmósfera	50-200 años	10 años	120 a 150 años	CFC-11: 65 años CFC-12: 120 años Otros: 0 a 400 años	Horas a días
Potencial de calentamiento en relación al CO ₂	1	21	310	CFC-11: 3970 CFC-12: 5750 Otros: 3710-5440	Depende de la altitud
Contribución relativa del efecto invernadero (%)	60	15	5	12	8

De los cinco gases de efecto invernadero tan sólo los CFC son de origen exclusivamente industrial (xenobiótico; Tabla 2.1). Buena parte de los aumentos que experimentan el CO₂, el metano y el óxido nitroso tienen su origen en los ecosistemas terrestres y proceden de la actividad de los vegetales, los animales o están relacionados con procesos biológicos de los suelos (Fig. 2.1). Pero entre un 8 a un 12% de las emisiones de CO₂, cerca del 30% de las de metano y un alto porcentaje de las de óxido nitroso se deben a la intensa perturbación que ha realizado el ser humano en los ecosistemas terrestres (Fig. 2.2).

Figura 2.1. Flujos de materia orgánica y gases con efecto invernadero en el planeta Tierra



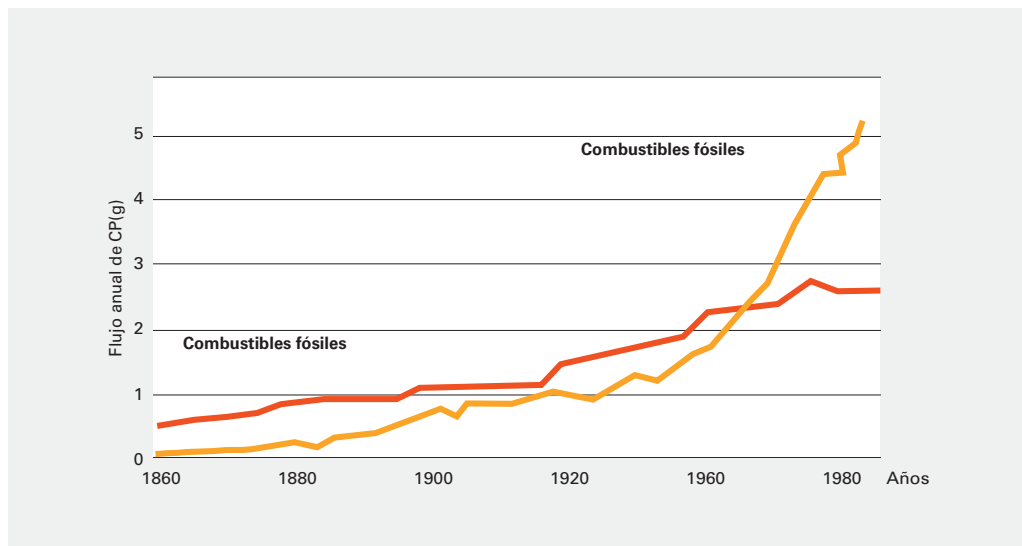
Fuente: Elaboración propia.

La concentración actual del CO₂ atmosférico (367 ppmv; ppmv = partes por millón, expresado en volúmenes) es 30% superior a la que existía antes de la revolución industrial. Se estima entonces que la emisión anual de CO₂ debida a actividades antrópicas, o sus consecuencias, puede oscilar entre 5,5 y 6,5 Pg C (Schlesinger, 2005; 1 Pg equivale a 10¹⁵ g). En la actualidad se están realizando grandes esfuerzos por intentar estabilizar la concentración de CO₂ atmosférico entre niveles de 450 y 650 ppmv. Para este propósito no sólo se han adoptado medidas conducentes a reducir las emisiones industriales y urbanas, sino que también se pretende aprovechar la capacidad de almacenamiento de carbono de los ecosistemas acuáticos y terrestres. Buena parte de las estrategias consideran la gestión agroforestal como método para fijar el carbono atmosférico en la biomasa vegetal y en los suelos.

El relativo incremento experimentado por el metano (CH_4) y ha sido aún mayor, superior a un 150% (la concentración atmosférica actual es 1,8 ppmv). El flujo terrestre a la atmósfera estimado es de poco más de 0,5 Tg C a^{-1} (Tg es 10^{12} g) (Schlesinger, 2005).

Sin embargo, las medidas para controlar las emisiones de metano son más difíciles. En este caso más del 50% de esas emisiones proceden de mecanismos naturales o sistemas agrícolas (sistemas pantanosos, humedales, volcanes, estómago de rumiantes y termitas, fuegos naturales, plantaciones de arroz, etc.). Además, parte del aumento de este gas responde a la pérdida de capacidad metanotrofa de los suelos de cultivo cuando éstos reciben fertilizantes nitrogenados. Esto hace que tan sólo un tercio de las emisiones de este gas podrían disminuirse mejorando la eficacia del uso de los combustibles fósiles, evitando las emisiones por fuegos forestales, modificando la gestión del cultivo de arroz o aumentando la superficie forestal. La diferencia del porcentaje a 100 (alrededor de un 20%) se encuadra en una difusa frontera entre lo que proviene naturalmente o se debe a la influencia antrópica, como la posible disminución de la cantidad de rumiantes en la ganadería, las termitas o el consumo de arroz.

Figura 2.2. Emisión de carbono estructural desde 1850 a 1980 (natural, antropozógena e industrial)



Fuente: Houghton et al. (1983).

En el caso del óxido nitroso (gas que también está implicado en el deterioro de la capa de ozono) se estima un aumento del 17%, siendo la concentración actual próxima a 314 ppbv (ppbv = una milésima parte por millón, expresado en volúmenes). Este gas se produce fundamentalmente en los suelos de cultivos fertilizados con nitrógeno, especialmente en los que presentan una limitada aireación.

Al igual que en el caso del CO₂ y del metano, el incremento de la superficie forestal y la menor intensificación de los sistemas agrícolas parecen ser las medidas más factibles para controlar su concentración en la atmósfera.

Existen suficientes evidencias en la actualidad que muestran que los incrementos de estos gases en la atmósfera durante el último siglo están alterando la climatología del planeta.

2.2. El ciclo de carbono en el planeta Tierra

El carbono del planeta se almacena en cinco grandes compartimentos: a) las reservas geológicas, b) los océanos, c) la atmósfera, d) los suelos, y e) la biomasa vegetal.

Compartimentos terrestres

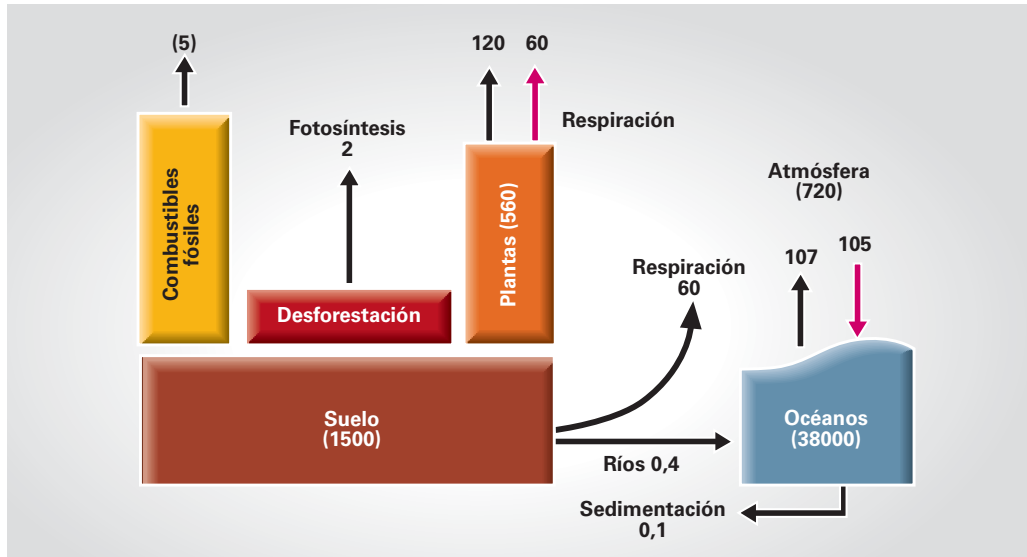
Existe en la atmósfera entre 720 y 780 Pg de C (1 Pg equivale a 10^{15} g) (Gallardo, 1988; Schlesinger, 2005), según autores, principalmente en forma de dióxido de carbono (CO₂). Formando parte mayoritaria de la vegetación terrestre se encuentra capturado (más o menos transitoriamente) 850 Pg de carbono, de los cuales en materia viva están 550 Pg y como necromasa (mantillo) otros 300 Pg.

El carbono orgánico de los horizontes superiores de los suelos (epipedones) contiene entre 1200 a 1500 Pg de C, principalmente como sustancias humificadas bioestables (Fig. 2.3); considerando la profundidad total del suelo, algunos autores elevan la cantidad de carbono orgánico del suelo (COS) terrestre a 2300 Pg.

Esas cifras resultan insignificantes frente a los contenidos de carbono en el océano y rocas geológicas (Gallardo, 1988). Así, se estima que en el conjunto de los mares y océanos está presente en forma inorgánica disuelta (como carbonato sódico y bicarbonato cálcico), orgánica disuelta (COD) o incluido en las partículas orgánicas en suspensión, unos 3800 Pg de carbono.

Las reservas geológicas almacenan más de 60 Zg (1 Zg equivale a 10^{21} g) de carbono como sedimentos varios, precipitados o acumulados, terrestres y oceánicos (como carbonatos y combustibles orgánicos fósiles), si bien es verdad que parte de tales reservas de carbono se encuentran en forma poco activa (carbonatos precipitados de calcio y magnesio, unos 20 Zg de carbono).

Figura 2.3. Compartimentos y flujos globales de carbono (en Pg)



Fuente: Schlesinger y Xu (1991).

Las formas orgánicas presentes en las rocas sedimentarias terrestres se consideran importantes (estimadas en más de 10 Zg C), aunque de ellas sólo una fracción relativamente pequeña (probablemente unos 10.000 Pg de C, se puede considerar utilizable como combustibles fósiles (carbón mineral, petróleo, gas) por ser accesibles con las técnicas y a precios actuales. El drama de los combustibles fósiles es que los yacimientos de carbono orgánico explotables necesitan imperiosamente ser extraídos para complementar las necesidades energéticas crecientes de los países desarrollados (en especial Estados Unidos de América, la Unión Europea, Rusia, Japón y la economía en fuerte expansión de China), agravado por una población mundial en constante crecimiento (Tabla 2.2).

El ser humano comprende una escasa biomasa, de unos de 50 Tg (1 Tg equivale a 10^{12} g) de carbono, aún menor que la de la microbiología (alrededor de 2 Pg); pero ésta es la verdaderamente responsable de gran parte de la mineralización orgánica y correspondiente producción de CO_2 (aunque, bien es verdad, la actividad microbiana puede ser modulada por el manejo humano de los recursos naturales).

Tabla 2.2. Producciones de CO₂ de diferentes países (y su renta per cápita)

Países	CO ₂ desprendidos (1995) (Pg)	Sobre el total de emisiones mundiales de CO ₂ (%)	Población total (millones de personas)	Renta per cápita (Mg CO ₂ /persona)	Variación últimos años
Estados Unidos	5230	23.7	263	20	13 %
Unión Europea	3150	14.2	375	8.5	-3.52 %*
Alemania	885	4.0	82	11	-12 %
Gran Bretaña	565	2.6	60	10	-5 %
Italia	425	1.9	58	7.5	5 %
Francia	365	1.6	58	6.5	-2 %
España	250	1.1	40	6.5	14 %
China	3000	13.6	1200	2.5	s.d.
Rusia	1550	7.0	150	10.5	-26 %
Japón	1150	5.2	126	9.5	s.d.
India	800	3.6	930	0.9	s.d.
Canadá	475	2.1	30	16	8 %
Ucrania	430	2.0	52	8.5	-25 %
Polonia	336	1.5	39	8.7	-12 %
México	330	1.5	95	3.5	s.d.
Sudáfrica	325	1.5	42	8.0	s.d.
Brasil	290	1.3	160	1.8	s.d.
Australia	290	1.3	18	16	19 %

* Estimación.

Flujos de carbono entre compartimentos

Flujos anuales.- Los compartimentos anteriores no son estancos unos de otros, sino que se encuentran interconectados mediante flujos (Fig. 2.2). Además, las actividades humanas tienen una repercusión directa sobre el flujo de carbono entre estos compartimentos, afectando a la distribución de carbono en cada uno de ellos.

Las emisiones naturales de CO₂ son las debidas a la respiración de los microorganismos telúricos, por la correspondiente descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS, del orden de 60 Pg C a⁻¹) y de la necromasa (unos 0,5 Pg C a⁻¹), la respiración de los organismos superiores (otros 59 o 60 Pg C año⁻¹) y el intercambio de gases en el océano (entre 90 y 105 Pg C año⁻¹, según autores).

A ello habrá que sumar las emisiones antrópicas por combustión de energía fósil (unos 5 Pg C año⁻¹) y las derivadas del uso de la tierra (entre 0,6 y 2,6 Pg C año⁻¹ según autores) (figura 2.3). Schlesinger (2005) supone que, debido a la ampliación de la frontera agrícola (cambio de uso de la tierra), hay en la actualidad una emisión de CO₂ cifrada globalmente en alrededor de 2 Pg C año⁻¹.

Obviamente todas estas cifras aquí expuestas, varían dependiendo del autor consultado, de acuerdo a sus propios cálculos. El cómputo total arrojaría una cifra total de emisiones de 217 Pg C año⁻¹.

La mayor parte de estas emisiones se consumen mediante mecanismos naturales, como es la fotosíntesis de los vegetales terrestres, del orden de $120 \text{ Pg C año}^{-1}$, a los que se suma otros $92 \text{ a } 105 \text{ Pg C año}^{-1}$ debido al intercambio con los océanos (también variable según los autores), (véase la figura 2.3). La suma de ambos mecanismos, $225 \text{ Pg C año}^{-1}$, no llega a compensar teóricamente las emisiones, por lo que anualmente se incorporan a la atmósfera unos $3,3 \text{ Pg C año}^{-1}$ (ténganse en cuenta los errores que se cometen en estos cálculos, por ahora inevitables).

A la biomasa vegetal neta producida anualmente se le asigna un periodo medio de renovación inferior a 30 años, deduciéndose con dichos cálculos que cada año se fijan unos 2 Pg C año^{-1} netos en el balance (Fig. 2.3). Esta producción neta es la utilizada como alimento, combustión energética, aprovechamiento forestal, etc., en general, activada por la acción humana, por lo que ese balance queda casi igualado. El problema surge cuando esta cantidad no es suficiente para mantener nutrida a una creciente población humana y menos el nivel de vida de los países occidentales más desarrollados industrialmente, por lo que se tiene que acudir irremediabilmente a suplir la carencia de energía quemando energía fósil o generando energía nuclear.

El intercambio neto entre suelos y vegetación, mayormente diferencia entre entradas orgánicas (*humificación*) y salidas de carbono a la atmósfera (*mineralización*) se cifra entre $0,10 \text{ y } 0,50 \text{ Pg C año}^{-1}$ (según autores); pero este posible superávit se encuentra perturbado por las actividades antropozoógenas (v.g.: agricultura intensiva y sobrepastoreo), pudiéndose alcanzar los $0,5 \text{ Pg C año}^{-1}$, aunque es posible que las nuevas técnicas (v.g.: agricultura con labranza reducida, ampliación y mayor eficiencia del riego y los fertilizantes) lo hayan reducido sensiblemente.

Sin embargo algunos científicos piensan que durante el Holoceno ha existido una fase de acumulación neta de carbono en los ecosistemas terrestres, cifrados en decenas de $\text{kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Schlesinger, 2005).

El intercambio entre océanos y atmósfera es menos conocido (Fig. 2.3) y se supone del orden de $90 \text{ a } 105 \text{ Pg C a}^{-1}$. Pero mientras algunos autores piensan que, al existir más CO_2 atmosférico, se retira este exceso como carbonatos en los fondos marinos (estimado en unos 2 Pg C año^{-1}), otros autores aseguran que el océano también emite actualmente CO_2 a la atmósfera (según algunos autores españoles, de unos 16 Pg C a^{-1}); esto es, es incapaz de disolver más CO_2 . Aún así se piensa que los sedimentos que llegan al mar por erosión llevan inmersos unos $0,5 \text{ Pg C año}^{-1}$, escapándose hacia los fondos marinos una cuarta parte de ellos.

La diferencia de cifras entre autores podría deberse a que, a pesar de que el 30% del CO_2 atmosférico puede estar siendo secuestrado por el mar (más acusadamente en los océanos fríos), podría ser devuelto por las corrientes marinas en periodos de decenas, centenas o miles de años, según el ciclo de cada tipo de corriente marina (Fig. 2.3). Esto quiere decir que el comportamiento del mar en el futuro podría reflejar los excesos del pasado y esa incertidumbre incluye aquellas diferencias.

Emisión histórica.– Desde la revolución industrial (Fig. 2.2) las emisiones de carbono, como consecuencia de la combustión de energía fósil, se cifran en 270 Pg C, mientras que la transformación de terrenos forestales a agrícolas ha supuesto la emisión de otros 136 Pg C adicionales a la atmósfera (Lal, 2004), procedentes tanto de la biomasa vegetal (58 Pg C) como del suelo (78 Pg C). Estas emisiones no se han compensado totalmente, por ejemplo, por los mecanismos naturales de absorción oceánica, a deducir del aumento continuo del CO₂ atmosférico.

En resumen, se puede afirmar que del ciclo de carbono se conoce bastante bien la parte terrestre exógena, peor la parte oceánica exógena, pero aún menos lo referente al ciclo endógeno, sea terrestre o marino; aunque esto último sólo tendría efectos a escala geológica y no es de preocupación a un plazo de cientos o miles de años.

2.3. El carbono en los ecosistemas terrestres

El carbono edáfico y los ecosistemas forestales

Ya se dijo que en los ecosistemas terrestres el carbono puede encontrarse ocluido en la biomasa vegetal, o en el suelo (carbono orgánico edáfico = COS, mayormente como sustancias húmicas).

La tabla 2.3 recoge el reparto de carbono entre los diferentes ecosistemas terrestres. En esta misma tabla se muestra también la distribución de ese carbono en biomasa y suelo.

Aproximadamente el 50% del total de carbono contenido en los ecosistemas terrestres se encuentra en los suelos y la biomasa de los ecosistemas forestales (Tabla 2.3), mientras

Tabla 2.3. Producciones y reservas de carbono de los ecosistemas terrestres

Ecosistemas	Superficie	Biomasa	Biomasa	Producción	Producción	Carbono suelo	C/N	Carbono suelo	Carbono total
		(ecosistema)	(mundial)	(ecosistema)	(mundial)	(ecosistema)	suelo	(mundial)	(mundial)
(Unidades)	(x 106 km ²)	(Mg C ha ⁻¹)	(Pg C)	(Mg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	(Pg C a ⁻¹)	(Mg C ha ⁻¹)	(media)	(Pg C)	(Pg C)
Bosque tropical	17 a 25	120 a 190	215 a 230	7 a 19	14 a 22	13	10	214 a 250	428 a 553
Bosque templado	10 a 13	57 a 140	59 a 139	4	6,5 a 8,1	90	14	100 a 153	159 a 292
Bosque boreal	12 a 14	42 a 90	88 a 57	2,5	2,6 a 3,2	150	14	338 a 471	395 a 559
Sabana	15 a 25	18 a 29	66 a 79	3,5 a 8	14,9 a 17,7	54	16	120 a 264	326 a 330
Pradera templada	9 a 15	7 a 14	9 a 23	6 a 7	5,3 a 7,0	230	11	170 a 295	200 a 304
Agrosistemas	14 a 15	43	3 a 4	3	4,0 a 5,0	s. d.	10	128 a 180	131 a 169
Semiárido, matorral	42 a 46	2 a 4	8 a 10	1	1,4 a 3,5	s. d.	10	20 a 191	159 a 199
Tundra y humedales	10 a 12	2 a 3	17 a 21	0,5 a 30	0,5 a 4,3	220	20	117 a 225	357 a 367
TOTAL	150	s. d.	466	s. d.	60 a 63	s. d.	s. d.	1500 a 2000	2200 a 2500

Fuente: Adaptado de Whittaker y Likens (1975), Likens et al. (1984), Paul y Clark (1989) y Schlesinger (2005).

que en las praderas y sistemas agrícolas se acumulan el 33 y el 17% del C, respectivamente. El elevado porcentaje de carbono acumulado en los bosques justifica la importancia de estos ecosistemas a la hora de considerar la posible captura de carbono.

Los ecosistemas que acumulan las mayores cantidades de carbono son los bosques tropicales y los boreales. Sin embargo, en estos sistemas la distribución interna del carbono es muy diferente (García Oliva et al., 2006b). En los trópicos se acumula mucho más carbono en la vegetación que en los suelos; por el contrario, los suelos de los bosques de zonas templadas y frías acumulan cantidades muy superiores a la vegetación.

El contenido de carbono en la biomasa vegetal

Hay que hacer notar que la vegetación arbórea incluye el 70 % de todo el carbono acumulado en la vegetación del planeta. Los demás ecosistemas terrestres tienen menos importancia en cuanto a biomasa vegetal (más o menos permanente), ya que, o son matorrales y chaparrales más o menos ralos, o bien pastizales anuales en los que propiamente no hay compartimento de biomasa, si no que la producción es un simple flujo más del sistema (al igual que pasa en los agrosistemas).

Dentro de los principales ecosistemas forestales (Tabla 2.3), de acuerdo con la climatología zonal, destaca el carbono capturado como biomasa aérea de las regiones tropicales pluviales (hasta 200 Mg C ha⁻¹). Tras ellos suceden los bosques tropicales de estación seca y los bosques de zonas templadas (hasta 150 Mg C ha⁻¹). Ya más lejos se encuentran los bosques boreales (hasta 90 Mg C ha⁻¹).

Las producciones medias forestales son muy variables (Tabla 2.3), desde los bosques tropicales (media de más de 10 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) a los bosques templados (con una media de 4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) bajando a la taiga (bosque de coníferas cercanas al Ártico, con menos de 3 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Con cantidades muy inferiores, se encuentran los bosques o matorrales de regiones secas (con menos de 1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹; Duvigneaud 1978).

Dada la gran superficie que ocupan los bosques tropicales en el planeta Tierra se estima que pueden acumular como biomasa aérea unos 220 Pg de C, que es prácticamente la mitad de la biomasa terrestre, estimada en unos 470 Mg C ha⁻¹. De ahí el interés de que no sean desforestados.

Los bosques templados, al estar principalmente en lugares densamente poblados y, en la mayoría de las veces, con sociedades avanzadas técnicamente, han sufrido fuertes cambios. En gran parte de Europa es difícil encontrar un bosque seminatural, pues o han sido destruidos por las frecuentes guerras como en Centroeuropa (lo que existe son repoblaciones, generalmente bien dirigidas), o han sido incendiados, adehesados o transformados en montes bajos como en la península Ibérica. Por tanto, la variación de la biomasa espacial causada por la acción antropozooégena es muy fuerte, pudiéndose ser

sólo interesante conocer la capacidad máxima de un supuesto bosque climácico, u otro bien manejado, o justo antes de su tala si fuera un monte bajo.

Pero la paradoja surge cuando, a efectos de captura de carbono, es tanto más interesante conocer la línea base (el estado actual de carbono capturado, como se verá más adelante) como la capacidad máxima de acumulación de C, dado que se pagará respecto a la primera como referencia.

Aunque, en general, los bosques de latitudes medias acumulan menores cantidades de carbono que los bosques tropicales, dentro de aquéllos existen zonas lluviosas donde la producción se incrementa considerablemente, almacenando cantidades muy elevadas de carbono, tanto en la vegetación como en los suelos. Éste es el caso de los sistemas forestales de la Cornisa Cantábrica, donde las plantaciones de eucaliptos y coníferas acumulan carbono a un ritmo excepcionalmente elevado. Los bosques naturales o seminaturales templados llegan a acumular cantidades superiores de biomasa (a veces más de 200 Mg C ha⁻¹) que plantaciones de rápido crecimiento, aunque, debido a su menor velocidad de crecimiento, esta biomasa permanece estable durante mucho más tiempo mientras su gestión siga siendo forestal, sin adehesamiento.

Por tanto, también hay que plantearse si, en la captura de carbono, se debe bonificar simplemente el incremento de carbono fijado conseguido en la naturaleza, o considerar también el destino final de los productos madereros. No es lo mismo fijar carbono en árboles de crecimiento rápido destinados a combustibles o productos perecederos, como papel, muebles de aglomerado, etc., cuyo carbono se devuelve a la atmósfera en un periodo de tiempo relativamente corto, que en árboles de crecimiento más lento (por ejemplo robles madereros o castaños) cuya madera se destina principalmente para muebles duraderos o viguerías de construcciones rústicas.

El contenido de carbono orgánico de los suelos (COS) del planeta Tierra

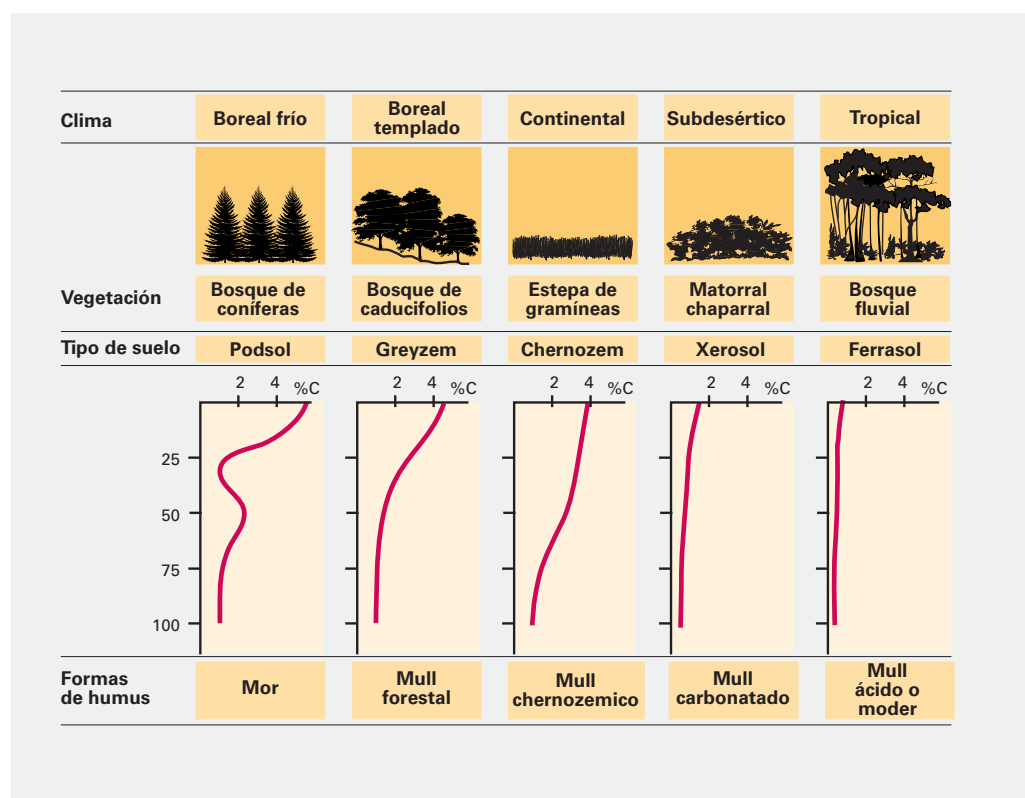
Debido a que el carbono orgánico de los suelos es uno de los principales subcompartimentos de carbono más sensibles a la actividad humana, se han realizado cálculos de cuánto carbono se acumula en cada tipo o clase de suelos existentes en el planeta (Tabla 2.3 y Caja 2.1). Ésta tabla muestra los diferentes contenidos medios de carbono de los diferentes ecosistemas, mientras que la figura 2.4 ilustra el contenido de carbono en algunos suelos típicos. Ya se ha adelantado que los ecosistemas terrestres se diferencian considerablemente en la cantidad de carbono acumulado en el suelo, independientemente de la cantidad de biomasa vegetal (Gallardo, 1988; Batjes, 1996). Parte de estas diferencias se deben a las muy diferentes condiciones climáticas que afectan a la actividad de los microorganismos del suelo responsables de la descomposición de los restos vegetales, pero también de la materia orgánica de los suelos. En este sentido es importante conocer la constante de descomposición (k , año⁻¹) de los sistemas, inversa del tiempo medio de residencia (TMR) de los restos orgánicos como se verá más adelante. En la tabla 2.4 se dan algunos ejemplos.

2. El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales

Se observa cómo los bosques tropicales, con abundante biomasa vegetal y elevada producción, poseen poco carbono, dado el escaso tiempo medio de mineralización de los residuos vegetales (unos seis meses). En el extremo opuesto se encuentra la tundra, con escasa biomasa vegetal y producción, pero con una fuerte acumulación de carbono, dado que el tiempo medio de residencia es de siglos, debido a que el frío inhibe la actividad microbiana y, como consecuencia, la descomposición orgánica.

Los suelos que más carbono acumulan son los de la taiga (bosques boreales) con casi 150 Mg C ha⁻¹ seguidos por los bosques templados, con valores cercanos a 90 Mg C ha⁻¹, para seguir disminuyendo cuando se llega a la estepa; baja también a menos de 60 Mg C ha⁻¹ en las sabanas y aún más en los bosques tropicales, máxime cuando éstos tienen una estación seca (García Oliva et al., 2006a y 2006b); las praderas templadas y los humedales, por su parte, acumulan gran cantidad de carbono (cerca de 225 Mg C ha⁻¹).

Figura 2.4. Principales ecosistemas terrestres y carbono edáfico



Fuente: Gallardo 1988.

Tabla 2.4. Biomasa vegetal, producción de Hojarasca, materia orgánica del suelo, biomasa microbiana de los más importantes tipos de ecosistemas terrestres

Ecosistemas	Producción hojarasca (g C m ⁻² año ⁻¹)	Constante de descomposición (Kj)	TMR*
Bosque tropical	710	0.05 ?	17?
Bosque templado	368	0.03	24.5
Bosque boreal	250	0.02	60
Sabana	360	0.06	15
Pradera templada	667	0.03	34.5
Tundra	75	0.001	293

* TMR= Tiempo medio de residencia.

Fuente: Adaptado de Whittaker y Likens (1975) y Paul y Clark (1989).

La distribución y las existencias totales de carbono edáfico en el planeta se estiman multiplicando los contenidos medios por la superficie que ocupa cada tipo en el globo terráqueo, relativamente fácil de determinar vía satélite. Así, en la tabla 2.3 se expone uno de estos cálculos (de los muchos existentes, con mayor o menor aproximación); también se incluyen la producción anual neta (P.P.N.) y la hojarasca (más o menos continua) acumulada, con fines comparativos. El resultado obtenido es, en este caso, que entre 1500 y 2500 Pg de carbono (según autores, probablemente sumando los carbonatos o bien considerando diferentes profundidades edáficas; Tabla 2.3) se encuentra bloqueado en la totalidad de los suelos del planeta.

Las mayores existencias de carbono orgánico del suelo se localizan en los bosques boreales (normalmente suelos de tipo *podsol*, dominante en la taiga), donde se almacenan más del 20% del carbono contenido en los suelos del planeta. Se observa también que la importante acumulación de carbono orgánico en los suelos tropicales (13%) se debe más a su amplia extensión que a su contenido efectivo.

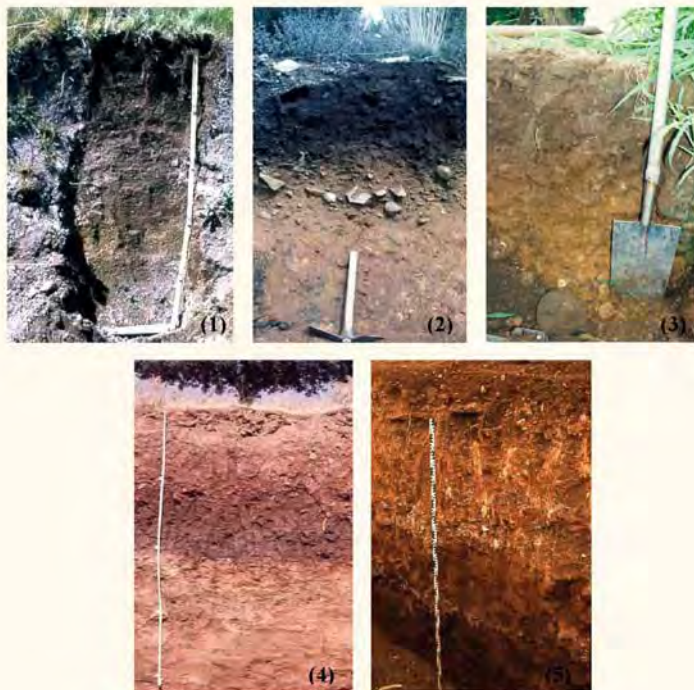
Por el contrario, el conjunto de turberas (*histosoles*, frecuentes en la tundra) y humedales, representando ambos menos del 10% de la superficie continental, acumulan alrededor del 10% del carbono orgánico edáfico del planeta, por lo que estas formaciones turbosas son clave para la regulación de la composición atmosférica. Afortunadamente se encuentran en su mayor extensión próximos a los círculos árticos y antárticos, con escasas poblaciones humanas, por lo que su explotación suele ser muy restringida (salvo, quizás, en Escocia). El drenaje antrópico realizado en algunas de estas áreas ha derivado en una fuerte mineralización del COS, pero afortunadamente las restricciones para el aprovechamiento de estos ambientes ha ralentizado su destrucción.

Caja 2.1. ¿Cuánto carbono acumulan los suelos?

El contenido de carbono en los suelos del mundo es cerca de tres veces superior al contenido en la vegetación. Por este motivo, el carbono orgánico del suelo desempeña un papel crítico en el balance global de carbono. Además, la materia orgánica del suelo (MOS) es el componente edáfico que influye en la porosidad y en la reserva de agua y nutrientes del suelo. Además, es uno de los parámetros más importantes para evaluar la susceptibilidad edáfica a la erosión.

La cantidad de materia orgánica está primeramente determinada por aspectos ambientales, como el clima, topografía, vegetación, etc., aunque la gestión silvícola también influye de manera determinante en esos contenidos.

Los mayores contenidos de materia orgánica (hasta 1 Gg C ha^{-1} ; 1 Gg es 10^9 g) se dan en las turberas (histosoles, Foto 1), donde las bajas temperaturas y el exceso hídrico retardan la descomposición orgánica. Los contenidos de carbono también son importantes (hasta 200 Mg C ha^{-1}) en los *umbrisoles* (Foto 2) de las regiones templadas del norte de España y de las zonas montañosas, donde alta precipitación y temperatura moderada coadyuvan a una gran producción de restos orgánicos. Los niveles se reducen considerablemente, entre $80\text{--}150 \text{ Mg C ha}^{-1}$, en los *cambisoles* (Foto 3), muy extendidos en España. En las superficies antiguas de las mesetas dominan los *luvisoles* (Foto 4), asociados generalmente a áreas semiáridas, con baja precipitación que limita la producción vegetal, a no ser que se riegue. En amplias zonas semiáridas españolas, sobre todo en Levante y el Sudeste, abundan los *calcisoles*, donde el carbono se encuentra como carbonatos (Foto 5).



Por otro lado, alrededor del 10% de la reserva edáfica de carbono (unos 100 Pg de C) se encuentran repartidos en cada uno de los conjuntos de suelos asociados a bosques templados, praderas y agrosistemas (Tabla 2.3). De ello se deduce que, para mantener el total de carbono orgánico edáfico, no se deberían perturbar o degradar los bosques y praderas y, a la vez, procurar incrementar los contenidos de materia orgánica de los suelos cultivados (por ello, en esta idea, la Unión Europea otorga fondos y subvenciones para estos fines, o se implementó el *set-aside* o, también, la llamada agricultura sin labranza en los Estados Unidos de América).

El carbono como carbonatos

El carbono inorgánico (mayormente como carbonatos cálcicos y magnésicos) se concentra en los suelos áridos y semiáridos (estimado en 1040 Pg C) y, ya en menor cantidad, en suelos poco evolucionados (3800 Pg C, en general, proceden de roquederos calizos) y suelos de climas continentales (2700 Pg C). El carbono inorgánico representa, pues, en total, unos 1800 Pg de carbono (Tabla 2.3), lo que significa otro subcompartimento aún más grande que el del carbono orgánico del suelo, pero, a diferencia de éste, es poco activo, es decir, no se emite fácilmente a la atmósfera como CO₂ pero tampoco sucede al contrario (formación de carbonatos).

El fenómeno de la lluvia ácida también podría acelerar el proceso de disolución de los carbonatos, pero debido a las medidas tomadas en el sector industrial de los países desarrollados (este de Norteamérica y norte y centro de Europa) ésta ha sido considerablemente reducida a situaciones puntuales.

2.4. Actividades en los ecosistemas terrestres que derivan en emisiones de gases con efecto invernadero

Actividad humana y emisiones de gases con efecto invernadero

Los tres tipos de actividades humanas sobre los ecosistemas que más influencia tienen sobre el incremento de gases con efecto invernadero en la atmósfera han sido la transformación de suelos forestales a cultivos, la explotación de turberas y los incendios.

Cambio de uso del suelo

La actividad humana sobre los ecosistemas que más ha contribuido a incrementar la concentración de gases con efecto invernadero en la atmósfera es la transformación de ecosistemas forestales en terrenos agrícolas (García Oliva et al., 2006a). Esta perturbación ha provocado, por una parte, una reducción substancial del flujo de carbono hacia el suelo,

además que la remoción del suelo incentiva la descomposición de la materia orgánica edáfica (MOS), incrementándose la liberación de CO₂ a la atmósfera.

Además, la generalidad de cambios de uso del suelo ha acelerado esa mineralización de la materia orgánica, lo que implica la emisión neta de CO₂ desde este compartimento. La exposición del suelo a la radiación solar implica una mayor temperatura edáfica, lo cual, junto con el volteo del horizonte superficial (epipedón), potencian la descomposición de los escasos residuos orgánicos que llegan al suelo, que se deriva en pérdidas del 30-50% del carbono contenido en los suelos. Téngase en cuenta que, si bien esta pérdida viene determinada por el manejo, el nivel de materia orgánica de los agrosistemas (Sánchez y Dios, 1995; Díaz Raviña et al., 2005) está condicionado también por los aportes de abonos orgánicos (entradas), la fertilización aportada (producción) y la intensidad del laboreo (aireación), mención aparte del regadío.

Diferentes estudios (Post y Kwon, 2000) demostraron que, en la década de los años 80, como consecuencia de la transformación de terrenos forestales a agrícolas, se perdieron alrededor de 16 Pg C a⁻¹ en forma de CO₂; aunque, bien es verdad en las últimas décadas la provisión de petróleo y carbón en los continentes económicamente más desarrollados ha supuesto una significativa recuperación de la superficie forestal (Fig. 2.5). De ahí que los nuevos cambios de uso del suelo van en dirección contraria, a tener en cuenta no sólo la producción final, si no que también la ganancia o mantenimiento del carbono orgánico del suelo.

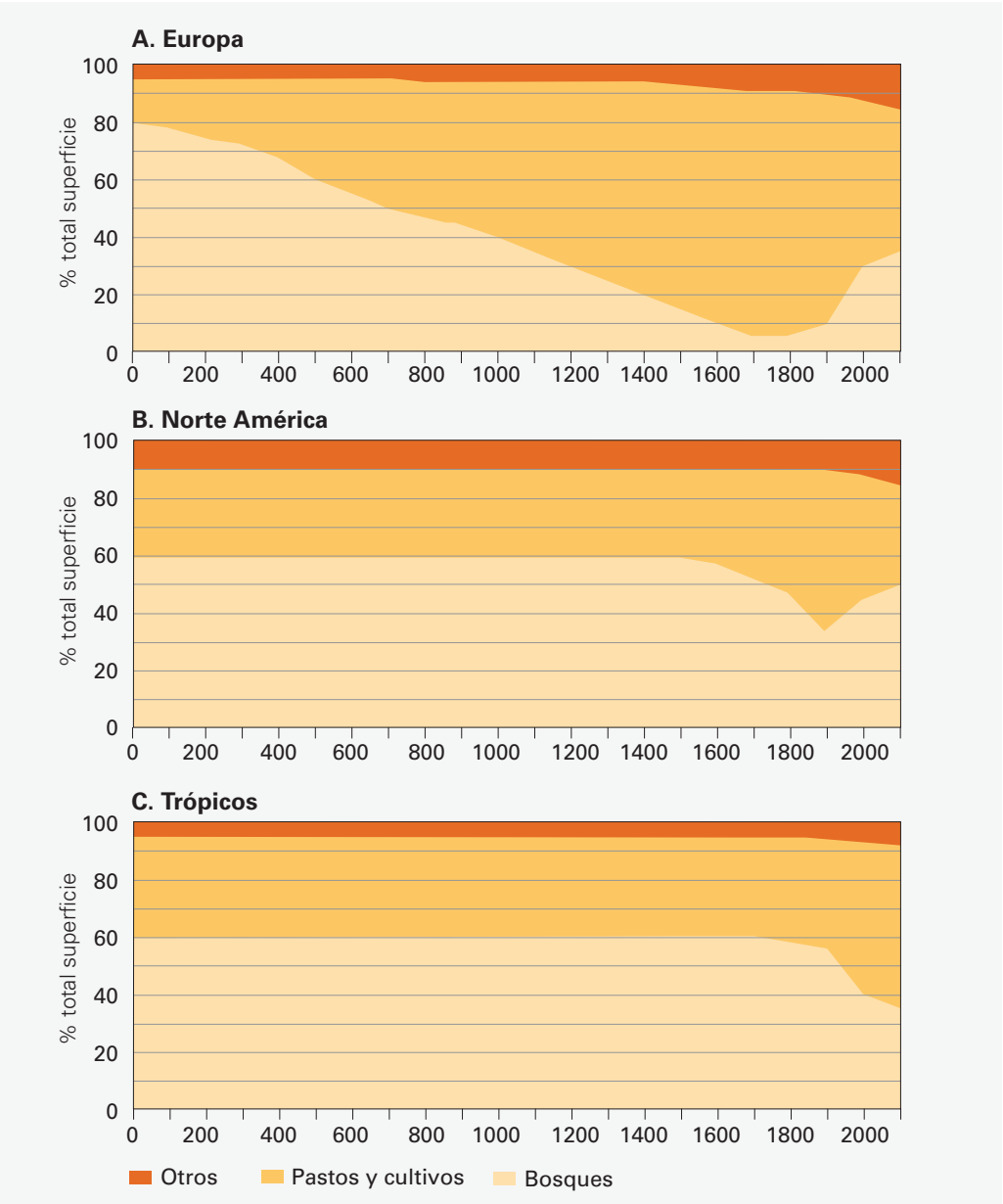
Emisiones importantes de CO₂ también se producen en las cortas forestales. Las emisiones desde el suelo pueden ser importantes en los aprovechamientos con cortas a matarrasa, especialmente cuando se realiza laboreo intenso (Turner y Lambert, 2000).

Además, la erosión y degradación del terreno también potencia la liberación de CO₂. Las pérdidas de carbono pueden llegar a ser importantes en terrenos de cultivos sometidos a erosión (Bouwman, 1990; Martínez-Mena et al., 2002).

El importante incremento de la superficie destinada a arrozales y el aumento de la actividad ganadera son las principales causas del aumento del metano atmosférico. A esto hay que sumar la pérdida de suelos forestales capaces de absorber este gas gracias a su capacidad metanotrofa. La fertilización con fertilizantes nitrogenados de los suelos de cultivo es la principal causa del incremento del óxido nítrico en la atmósfera (Bouwman, 1990).

Por otra parte, cuando las zonas húmedas se drenan para su aprovechamiento forestal el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) puede decrecer por incremento de la mineralización al acceder un exceso de O₂ en el sistema.

Figura 2.5. Evolución de la superficies forestal y cultivo



Fuente: IPCC, 2001.

Turberas. Esto también es cierto en el caso del aprovechamiento de las turberas. Estas formaciones retienen una cantidad importante de carbono orgánico y, en condiciones normarles, emiten metano a la atmósfera, dadas las condiciones anóxicas (la lenta mineralización es únicamente anaeróbica). Cuando estos suelos se drenan para su aprovechamiento agronómico la emisión de metano cesa, pero se potencian las emisiones de enormes cantidades de CO₂ y óxido nitroso a la atmósfera. En las turberas cultivadas de Norteamérica (poco más de un siglo de historia) es posible ver un descenso, a veces de casi un metro, entre los lugares donde se cultiva históricamente con respecto a aquellos que no se cultivaron por mantenerse con otro uso no agrícola. Esto obviamente no es posible evidenciarlo en España, dado el tamaño relativamente escaso de las turberas ibéricas (de altitud en los sistemas alto-montañosos como Sierra Nevada, Gredos o los Pirineos; o bien costeras, como en la Cornisa Cantábrica, Alicante o Huelva).

Fuego. Los efectos del fuego sobre los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS) son muy dependientes de su intensidad. Las quemas restringidas de los restos de corta y fuegos rápidos, normalmente sólo afectan al mantillo forestal y no suelen alterar el contenido de materia orgánica; incluso, a veces, es igualmente aprovechable la biomasa aérea o el rebrote natural es rápido. En algunas ocasiones también se han descrito rápidos aumentos como consecuencia de la invasión de plantas fijadoras de nitrógeno, generalmente colonizantes, tras la quema (caso de los alisos en el Tucumán argentino; Aceñolaza et al., 2000).

Otra cosa son los fuertes incendios que permanecen intensos en un mismo lugar cierto tiempo, como suelen ser los intencionados en los trópicos (tumba, roza y quema) o mismamente incendios forestales hispanos; estos sí causan evidentes pérdidas de materia orgánica, dependiendo de su intensidad y permanencia (Chandler, 1983). Así, se han registrado fuertes pérdidas iniciales de hasta casi un 20 % de carbono orgánico en los -5 cm superiores edáficos (Fernández et al., 1997).

2.5. Impacto del cambio climático sobre la dinámica de gases con efecto invernadero en los sistemas terrestres

Incremento del CO₂ atmosférico. Un importante aspecto es la respuesta de las plantas a la mayor concentración de CO₂ en la atmósfera. El aumento de la concentración atmosférica de CO₂ potencia la tasa de fotosíntesis y la eficacia hídrica, por lo que el crecimiento de muchos vegetales (especialmente los de tipo C3) aumentará (veáanse los trabajos de Bottner y Couteaux). Este efecto incrementaría la cantidad de biomasa, al aumentar la eficiencia del uso del nitrógeno, lo que también podría repercutir en un mayor contenido de materia orgánica edáfica.

Nutrientes y agua. Lógicamente, las posibles limitaciones de nutrientes y agua limitarán en parte dicha respuesta. Sin embargo, a pesar de que la respuesta individual del árbol es positiva frente a la mayor concentración de CO₂, existen otros factores implicados, como la fenología, la composición química de las hojas y la descomposición de éstas (en especial la relación carbono-nitrógeno, C/N, pues, al aumentar ésta, la descomposición de los residuos se hará más lenta; Duchaufour, 1984) que pueden alterar esta tendencia en un sentido u otro.

Temperatura. El aumento de la temperatura que se predice sí puede originar, de manera directa o indirecta, otras perturbaciones en los ecosistemas, como es la mayor incidencia de daños por insectos o enfermedades o aumentar el riesgo de incendios. La tendencia general sería que en los sistemas fríos y templados aumentará la producción si existe agua suficiente, pero por el contrario también aumentaría la mineralización de la materia orgánica del suelo (Bottner et al., 2000). Todos estos factores hacen que no se pueda efectuar estimas precisas del efecto del mayor nivel de CO₂ atmosférico a escala del ecosistema (Díaz-Fierros y Vallejo, 2005; Gracia et al., 2005).

Tabla 2.5. Secuestro potencial de carbono en ecosistemas agrícolas y forestales de regiones templadas y frías (IPCC, 2001)

Actividad	Tasa de secuestro de carbono (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)
I. Transformación de usos	
1. Restauración de ambientes degradados	0,20-0,80
2. Restauración de minas	0,20-0,50
3. Restauración de humedales	0,50-1,00
II. Agricultura y selvicultura	
1. Agricultura: Laboreo de conservación, rotaciones, fertilizaciones orgánicas, etc.	0,20-0,60
2. Praderas: Control de pastoreo, especies mejoradas, gestión del fuego	0,20-0,40
3. Sistemas forestales: Cortas selectivas, preparaciones no intensivas, gestión de nutrientes	0,10-0,20
III. Terrenos urbanos	
1. Jardines	0,20-0,50
2. Terrenos recreativos	0,40-0,60

Sin embargo, a pesar de que algunos investigadores han encontrado que la tasa de respiración del suelo es poco sensible a cambios moderados de temperatura ambiental, no cabe duda de que un aumento de temperatura provoca la pérdida de carbono edáfico si existe humedad suficiente en el suelo (Leirós et al., 1999). Pero hay que pensar que ese incremento de la temperatura aumenta la evapotranspiración, por lo que puede producirse déficit hídrico o incrementarse si ya existiera precedentemente. Como es conocido, en

ausencia de humedad no es posible la mineralización de la materia orgánica del suelo, por lo que su descomposición se interrumpe (Martín et al., 1994); esto es clásico durante el verano mediterráneo.

En un reciente estudio realizado en Inglaterra y Gales (Bellamy et al., 2005) se encontró que los suelos de estas regiones están perdiendo carbono orgánico a un ritmo anual del 0.6% por el incremento de la temperatura media en los últimos años en la isla británica; puesto que esta pérdida se produce, al parecer, con independencia del tipo de uso, hay que atribuir ese efecto al incremento de temperatura, pues es difícil admitir que los efectos de los diversos manejos son equivalentes. Pero esto sólo sucedería en países húmedos.

En esta misma línea cabe señalar que el deshielo de los suelos congelados (*permafrosts*) derivaría en emisiones muy importantes de este gas (Turetsky et al., 2002), pero también hay que suponer que su vocación es más bien forestal (taiga), por lo que el efecto neto es, como se viene insistiendo, bastante incierto.

2.6. La gestión del suelo forestal como sumidero de CO₂ y otros gases con efecto invernadero

Estrategias

La gestión de los ecosistemas terrestres puede contribuir a mitigar las concentraciones de los gases con efecto invernadero a través de tres estrategias generales:

- La **conservación** o mantenimiento de las cantidades de carbono existentes en la biomasa y suelos de los ecosistemas para evitar las emisiones a la atmósfera. Aquí se recoge la conservación de los bosques naturales, de turberas y humedales.
- La **captura**, secuestro o aumento de la cantidad de carbono retenido en los ecosistemas, retirándose CO₂ de la atmósfera. Entre las actuaciones generales de esta estrategia se encuentra el incremento de la superficie forestal, la gestión silvícola, la protección de turberas y humedales, la recuperación de espacios degradados y la extensión de la agroforestería. En la tabla 2.5 se muestran las cantidades de carbono que se estiman podrían capturarse mediante diferentes estrategias (IPCC, 2001).
- La **sustitución** de los materiales y técnicas forestales de corta duración o con destino a producción de energía, empleando otros productos menos consumidores de energía vegetal o fósil para reducir las emisiones de CO₂.

Todas estas cuestiones, con especial referencia a los sistemas forestales, se comentarán en capítulos posteriores, por ejemplo, medidas de carbono en ecosistemas forestales españoles. Trabajos relativos a esta temática pueden encontrarse en Gallardo y González (2004) y García Oliva et al., (2006b).

2.7. Bibliografía

Aceñolaza, P. G., Cueva, P., Gallardo, J. F. y Turrión, B. (2000), «Edaphic modification in a successional gradient in a mountainous subtropical forest of NW Argentina», *Zbl. Geol. Palaeont.* (Stuttgart), teil I, 7/8:1095-1105.

Batjes, N. H. (1996), «Total carbon and nitrogen in the soils of the world», *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.

Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M., Kirk, G. J. D. (2005), *Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. Nature* 437: 245-248.

Bottner, P., Couteaux, M. M., Anderson, J. M., Berg, B., Billes G., Bolger, T., Casabianca, H., Romanya, J., Rovira, P. (2000), «Decomposition of 13 C-labelled plant material in a European 65-40° latitudinal transect of coniferous forest soils: simulation of climate change by translocation of soils». *Soil Biology and Biochemistry* 32: 527-543.

Bouwman, A. F. (1990), «Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere», en Bouwman, A. F. (ed.) *Soils and the Greenhouse effect*. Wiley, Chichester, pp. 61-127.

Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., Williams, D. (1983), *Fire in Forestry. Vol. I. Forest Fire Behavior and Effects*, John Wiley, Nueva York.

Díaz-Fierros, F., Vallejo R. (2005), «Impactos sobre los recursos edáficos», en: Moreno Rodríguez, J. M. (ed.), *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, pp. 355-398.

Díaz-Raviña, M., Bueno, J., González-Prieto, S. J., Carballas, T. (2005), «Cultivation effects on biochemical properties, C storage and 15N natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone». *Soil Tillage Research* 84: 216-221.

Duchaufour, PH. (1984), *Edafología*. Masson, Barcelona.

Duvigneaud, P. H. (1978), *La síntesis ecológica*, Alhambra, Madrid.

Etchevers, J. D., Vergara, M. A., Acosta, M., Monrela, C. M., Jiménez, L. (2005), «Soil organic carbon, quality index and soil fertility in hillside agriculture», pp. 589-604, en: R. Lal, B.A. Stewart, N. Uphoff, & D.O. Hansen (ed.). *Carbon sequestration in soils of Latin America*. Taylor & Francis, Boca Raton, Florida.

Fernández, I., Cabaneiro, A., Carballas, T. (1997), «Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating», *Soil Biology and Biochemistry* 29: 1-11.

Gallardo J. F. (1988), «El Humus», *Investigación y Ciencia (Scientific American)*, Julio, 8-16 (1980). Compilado en: *Biología vegetal* J. M. Barea (ed.), *Prensa científica*, Barcelona, 148-156.

Gallardo J. F., González, M.I. (2004), «Sequestration of C in a Spanish chestnut coppice», *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.*, vol. extra, pp. 108-113.

García Oliva, F., Gallardo J.F., Montano, N. M., Islas, P. (2006a), «Soil Carbon and Nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico», *Agroforestry Systems* 66: 93-100.

García Oliva, F., Hernández, G., Gallardo, J. F. (2006b), «Comparison of ecosystem C pools in three forests in Spain and Latin-America», *Annals of Forest Science* 63: 519-523.

Gracia, C., Gil, L., Montero G. (2005), «Impactos sobre el sector forestal», en: Moreno Rodríguez, J. M. (ed.), *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 399-436.

Houghton, R. A., Hobbie, J. E., Melillo, J. M., Moore, B., Peterson, B. J., Shaver, G. R., Woodwell, G. M. (1983), «Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980 – a net release of CO₂ to the atmosphere», *Ecological Monographs* 53: 235-262.

IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change ‘Panel Internacional sobre el Cambio Climático’] (2001), Third assessment report. Climate change 2001. Cambridge University Press, Cambridge. <http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg3/index.htm>.

Lal, R. 2004. «Soil carbon sequestration to mitigate climate change», *Geoderma* 123, 1-22.

Leirós, M. C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., Gil-Sotres, F. (1999), Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture», *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 327-335.

Likens, G. E. (1981), «Some perspectives of the major biogeochemical cycles», J. Wiley, Nueva York.

Martin, 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-Mena, M., Álvarez Rogel, J., Castillo, V., Alvadalejo, J. (2002), «Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil», *Biogeochemistry* 61: 309-321.

Paul, E. A., Clark, F. E. (1989), «*Soil Microbiology & Biochemistry*», Academic Press, Londres.

Post, W. H., Kwon, K. C. (2000), «Soil C sequestration and land-use change: processes and potential», *Global Change Biology*, 6: 317-327.

- Sánchez, B., Dios, R. (1995), *Estudio agrobiológico de la provincia de Ourense*. C. S. I. C. Pontevedra.
- Schlesinger W. H. (2005), *Biogeochemistry*. Elsevier, Amsterdam.
- Schlesinger. M. E., Xu, J. (1991), «Revised projection of future greenhouse warming», *Nature* 350: 219-221.
- Turestky, M. R., Wieder, R. K., Vitt, D. H. (2002), «Boreal peatland C fluxes under varying permafrost regimes», *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 907-912.
- Turner J., Lambert M. (2000), «Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia», *Forest Ecology and Management*, 133: 231-247.
- Whittaker R. H., Likens, G.E. (1975), «Carbon in the Biota», en: G. M. Woodwell & E. V. Pekar (eds.), *Primary productivity*, C.O.N.F., U. S. Atomic Energy Commissions. Springfield, Virginia (EUA).

Capítulo 3

Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

Felipe Bravo, José Antonio Delgado, Juan F. Gallardo, Andrés Bravo-Oviedo, Ricardo Ruiz-Peinado, Agustín Merino, Gregorio Montero, Asunción Cámara, Rafael Navarro, Cristóbal Ordóñez y Elena Canga.

3.1. Introducción

El sector forestal requiere disponer de información veraz del estado en que se encuentran los montes y poder predecir su evolución con el objeto de que las personas encargadas de tomar decisiones a distintos niveles (política forestal, planificación o gestión sobre el terreno) dispongan de todos los elementos precisos para hacer su tarea de forma correcta y eficaz. El establecer un sistema de información que sirva para el objetivo apuntado se enfrenta con dos barreras importantes para su desarrollo: (1) los plazos en los que se desarrolla la actividad forestal suelen ser largos, sin notar diferencias significativas de un año a otro, debiendo esperar un periodo, que supera muchas veces la vida profesional de los encargados de desarrollar e implementar estos sistemas; y (2) la dificultad tradicional que existe para traducir el innegable valor de los montes en un precio que la sociedad pueda comparar con el de otros usos del territorio.

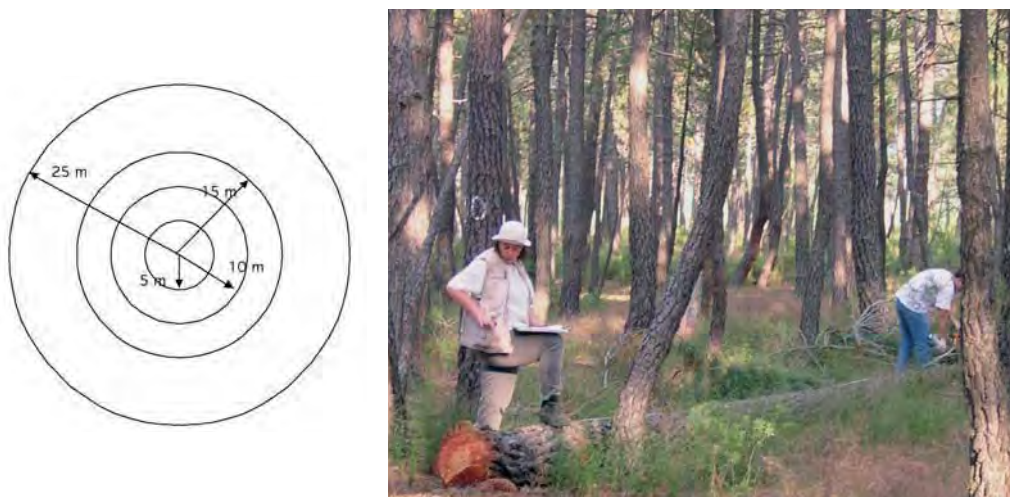
Dentro de un sistema de información forestal, uno de los retos fundamentales que tiene actualmente la comunidad científica es llegar a definir una metodología para estimar la cantidad de carbono fijada por los ecosistemas forestales. Esta metodología debiera cumplir los siguientes requisitos: a) ser aceptada de forma generalizada; b) ser estable en el tiempo, de manera que se puedan hacer comparaciones a largo plazo; y c) ser asequible económicamente teniendo en cuenta que los retornos económicos (en dinero) del sector forestal son bajos.

En este capítulo se presentarán las diferentes herramientas que la comunidad científica dispone para estimar la evolución del carbono almacenado en los bosques.

3.2. Inventarios forestales a gran escala

Los inventarios forestales a gran escala se han utilizado tradicionalmente para conocer el estado de los bosques, dar cuenta de su evolución por comparación entre dos mediciones sucesivas y ayudar al desarrollo de instrumentos de política y planificación forestal. En España, a mediados de los años sesenta, se desarrolló el Primer Inventario Forestal Nacional (IFN1) que fue fundamental para conocer el estado de partida de nuestros montes y sirvió como instrumento de planificación durante casi veinte años. A principios de los años 80, con la entrada de España en la Comunidad Europea, surgió la necesidad de contar con sistemas estadísticos estables y, entre ellos, se planteó la necesidad de retomar los trabajos del Inventario Forestal Nacional. Este segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2) se planteó con una metodología radicalmente diferente al primero y estableció las bases para un inventario forestal continuo. Es decir, los puntos de muestreo del IFN2 serían remedidos en sucesivas ocasiones, cada diez años, de tal manera que, las diferentes variables sería medidas de nuevo y, además, se incorporarían las mejoras durante el plazo de ejecución de cada inventario. Baste recordar que a mediados de los 80, cuando se iniciaron los trabajos del IFN2, herramientas que hoy nos parecen casi triviales, como la teledetección o los sistemas de información geográfica, estaban en sus albores. El IFN2 se desarrolló entre los años 1985 y 1996 y el IFN3, que se inició inmediatamente después, está en estos momentos culminando su ciclo. Ya se han comenzado los trabajos previos para definir las modificaciones metodológicas previstas para el IFN4.

Figura 3.1. Diseño de una parcela del Inventario Forestal Nacional y toma de datos en parcelas de inventarios forestales



Fotografía: C. Ordóñez.

El IFN está basado en la remediación, cada diez años, de unos noventa mil puntos de muestreo dispuestos de forma regular, sobre una malla de un kilómetro por un kilómetro, por todo el país. Cuando un nodo de esta malla se sitúa encima de un bosque, se instala un punto de muestreo que consta de una parcela concéntrica de cuatro radios (5, 10, 15 y 25 metros). En las coronas definidas por estos radios (Fig. 3.1) se mide la altura y el diámetro de los árboles que alcanzan un diámetro, a un metro y treinta centímetros del suelo, variable con el radio (75, 125, 225 y 425 milímetros respectivamente). Como todos estos árboles están numerados y localizados mediante coordenadas son remedidos cada diez años, de manera que se puede saber el crecimiento de cada árbol, si el árbol ya no existe, si ha sido cortado o ha muerto de forma natural o si es un árbol nuevo incorporado a la masa forestal. Además, en cada uno de estos puntos de muestreo, se hacen mediciones relacionadas con el estado erosivo del bosque, su vitalidad, biodiversidad, madera muerta, etc.

Dos son los problemas fundamentales que dificultan la comparación de los sucesivos ciclos del IFN, uno es la diferente cartografía de base utilizada en cada uno de los IFN (de esto nos ocuparemos en el siguiente epígrafe) y otro es el manejo de ingentes bases de datos, que ha sido solventado por el desarrollo del programa informático BASIFOR (Caja 3.1)

3.3. Evaluación de cambios de superficie

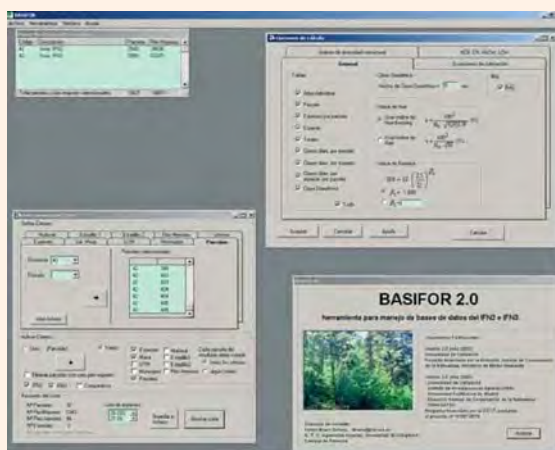
Como ya hemos comentado antes, uno de los mayores problemas a la hora de comparar los inventarios forestales nacionales es que en cada uno de ellos se ha utilizado una base cartográfica diferente (Villanueva y Vallejo, 2002). En el segundo IFN se utilizó como base para estimar las superficies forestales el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) a escala 1:50.000 del año 1974, aunque en algunas Comunidades Autónomas se utilizaron mapas forestales más actualizados. Sin embargo, en el IFN3 ya se disponía de información actualizada y con mayor detalle (Villanueva y Vallejo, 2002). Así, en la actualidad, se dispone de un mapa forestal a escala 1:50 000 (MFE50) que es un proyecto de cartografía continua, de forma que cada diez años se rehace la cartografía forestal de todo el país. El ritmo de modificaciones del MFE50 hace que un año antes de que se realicen los trabajos de campo del IFN en una provincia concreta se revise la información cartográfica disponible. La tesela mínima cartografiada en el MFE50 (Villanueva y Vallejo, 2002) es de 6,5 hectáreas, aunque en casos concretos el detalle puede llegar hasta las dos hectáreas. Es decir, cualquier bosque español que ocupe una superficie igual o mayor que seis campos y medio de fútbol (unas 6,5 ha) está cartografiado y por tanto georreferenciado. De cada una de estas teselas se anotan las tres especies forestales con mayor presencia y la importancia relativa de cada una de ellas, su estado de desarrollo y la cobertura arbórea del total de la tesela.

Caja 3.1. Basifor: Sistema para el manejo de datos del Inventario Forestal Nacional (IFN)

La aplicación informática Basifor simplifica las tareas de acceso y de cálculo con las bases de datos del IFN, y así minimiza el tiempo invertido en obtener la información requerida por cada usuario. El programa Basifor (Río *et al.*, 2001; Bravo *et al.*, 2002) fue originalmente desarrollado por la Universidad de Valladolid, en colaboración con empresas y organismos (entre ellos la Dirección General de Conservación de la Naturaleza), en el marco de un proyecto de investigación financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (1FD97-0879/RYEN). La segunda versión del programa, Basifor 2.0 (Bravo *et al.*, 2005), fue concebido en el marco de un convenio entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Universidad de Valladolid, con el propósito específico de servir como herramienta para la investigación forestal, permitiendo manejar con flexibilidad y potencia las bases de datos existentes del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3). No obstante, esta aplicación, al igual que su versión anterior, puede ser utilizada para fines de gestión y planificación al permitir el cálculo de existencias, densidad, estructura forestal, composición específica, etc., en una región geográfica definida por el usuario.

Las bases de datos del Inventario Forestal Nacional suponen una fuente de información útil para la investigación y la gestión forestal que debe ser aprovechada. El programa informático BASIFOR permite simplificar las tareas de acceso a las bases de datos y realización de cálculos, facilitar el uso de las mismas, y minimizar el tiempo invertido en obtener la información requerida por cada usuario del IFN2 y del IFN3. A partir de las bases de datos originales (IFN2 ó IFN3), se seleccionan ciertas parcelas de interés, en función de una serie de criterios que define el usuario del programa según sus finalidades, y mediante el cálculo apropiado se determinan para cada una de ellas variables de interés como la densidad, el volumen maderable, la biomasa, el carbono fijado, etc.

Los archivos de instalación del programa han sido puestos a disposición de los posibles usuarios, científicos y gestores forestales, en la página web (www.palencia.uva.es/etsiaa/pvs/investiga) del grupo de investigación sobre Gestión Forestal Sostenible de la Universidad de Valladolid (UVA) que está integrado dentro de la Unidad Mixta de Investigación INIA-UVA sobre modelización y gestión forestal sostenible.



3.4. Ecuaciones de biomasa arbórea

La estimación de la biomasa seca para las especies forestales arbóreas presenta un gran interés en estudios de flujos de nutrientes en ecosistemas y, con un interés más reciente, para estudios de cuantificación de carbono relacionados con el cambio climático. Para su cuantificación es necesaria la construcción de modelos de estimación de biomasa específicos que cuantifiquen el peso de biomasa seca.

Existen dos formas ampliamente usadas para estimar la biomasa forestal a partir de los datos de inventario (Brown, 2002):

- Factores de expansión de biomasa (BEFs: biomass expansions factors).
- Ecuaciones de estimación de biomasa.

Los factores de expansión de biomasa (Caja 3.2) son simplemente coeficientes que permiten convertir el volumen de madera (habitualmente expresado en m³) de un árbol o de una masa forestal en su conjunto en el peso de materia seca del árbol o de la masa (habitualmente expresado en toneladas).

Por otro lado, las ecuaciones de estimación de biomasa son relaciones entre el peso seco de biomasa y alguna variable medida sobre el árbol o que representa las condiciones del sitio donde dicho árbol vive (densidad, productividad...)

Caja 3.2. Factores de expansión de biomasa (BEF's)

En España existen factores de expansión de biomasa aérea realizados por el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), aunque estos factores no se han realizado para todas las especies forestales sino solamente para las principales especies presentes en Cataluña.

Estos factores de expansión están contruidos para la estimación de la biomasa aérea no existiendo factores para la estimación de biomasa radical en España, fracción muy importante que puede suponer entre un 15 y un 45% de la biomasa total (Montero *et al.*, 2005).

Para su construcción es necesario: 1) el cálculo del volumen (V) del árbol o de la masa y 2) la determinación de la biomasa aérea (Ba) del árbol o de la masa.

$$BEF(kg/m^3) = \frac{Ba}{V}$$

El volumen de madera del árbol está calculado aplicando la metodología habitual de los inventarios forestales, utilizando ecuaciones que incluyen el diámetro del árbol a la altura de 1,30 m., la altura total y un coeficiente de forma.

El cálculo de la biomasa aérea de un pie se realiza en dos etapas. En primer lugar, se obtiene la biomasa del fuste multiplicando la densidad de la madera (kg/m³) por el volumen maderable obtenido de la forma anteriormente apuntada. En segundo lugar, se realiza el cálculo de la biomasa de ramas y hojas a partir del diámetro normal del árbol, utilizando ecuaciones alométricas construidas con árboles tipo (Ibáñez *et al.*, 2002).

Para la utilización de los datos en estudios de funcionamiento de ecosistemas, ciclos de nutrientes y cuantificación de los reservorios de carbono, normalmente se realiza el estudio por separado de las diferentes fracciones del árbol:

- Biomasa aérea.
- Fuste.
- Ramas con diámetro mayor de 7 cm.
- Ramas con diámetro entre 7 y 2 cm.
- Ramas con diámetro inferior a 2 cm.
- Hojas o acículas.
- Sistema radical.

La elaboración de ecuaciones de biomasa puede realizarse a partir de métodos destructivos y métodos no destructivos. Los métodos destructivos requieren la corta del árbol y la separación y pesaje de las distintas fracciones del mismo (fuste, ramas, ramillas...) y la extracción del sistema radical, mientras que los métodos no destructivos consisten en la cubicación del volumen de madera en el tronco y las ramas del árbol vivo, estimando la biomasa simplemente multiplicando este volumen por la densidad básica de la madera. En cualquier caso, será preciso completar el trabajo con un muestreo destructivo de las fracciones delgadas (ramillas y hojas).

Por el grado de precisión que permite alcanzar, el procedimiento más utilizado es el destructivo. Habitualmente se selecciona una muestra grande de árboles que representen todos los tamaños (tanto en diámetro como en altura) y todas las condiciones en que habita la especie (densidad, productividad etc.). Estos árboles se cortan y, como se ha comentado antes, se separan las diferentes fracciones. Éstas se pesan tanto en fresco, en el bosque recién cortado el árbol, como en seco, después de que en el laboratorio se hayan secado muestras de las diferentes fracciones (Figura 3.2 y Caja 3.3). Relacionando las condiciones del árbol (tamaño) y del bosque en que se desarrollaba (densidad, productividad etc.) con el peso seco de las diferentes fracciones se pueden obtener ecuaciones que cuantifiquen la materia seca del árbol para luego, por suma, obtener el peso seco de la biomasa de la masa forestal (Caja 3.4).

Figura 3.2. Toma de datos para la elaboración de ecuaciones de biomasa

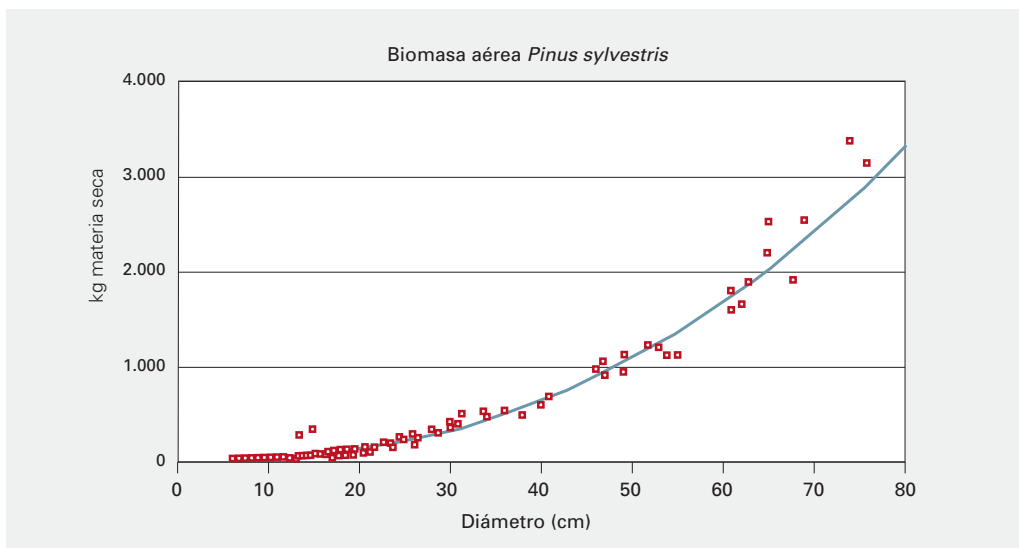


Desde la figura superior izquierda (en el sentido de las agujas del reloj): corta del árbol muestra, pesada de las ramillas de diámetro menor de 2 cm, pesada de ramas de diámetro entre 2 y 7 cm, extracción del tocón, pesada de ramas de diámetro mayor a 7 cm. (Fotografías: R. Ruiz Peinado, Fototeca Forestal).

Se dispone de ecuaciones de estimación de biomasa para casi todos los bosques del mundo (existen recopilaciones de ecuaciones para Europa en Zianis et al., 2005 o para Norteamérica en Jenkins et al., 2003), siendo algunas de ellas específicas y otras genéricas (por grupos de especies: coníferas y frondosas, o por géneros: *Pinus*, *Quercus*, *Fagus*, etc.). Para España se han realizado ecuaciones para la estimación de la biomasa arbórea de las 32 principales

especies forestales (Montero et al., 2005). En la figura 3.3, podemos ver gráficamente la evolución del peso seco de la fracción aérea de un árbol de pino silvestre en función de su diámetro, según estas ecuaciones.

Figura 3.3. Representación gráfica de los valores muestreados y de la ecuación ajustada para la biomasa aérea de *Pinus sylvestris*



Con las ecuaciones de biomasa para cada una de las fracciones se puede estimar la cantidad de materia seca existente en los árboles de un bosque determinado (Montero et al., 2004). A partir de este dato, se puede cuantificar la cantidad de carbono retenido en la materia seca mediante el empleo de los valores que estiman el carbono presente en la madera. Según Kollmann (1959), la composición de la madera es similar en las distintas especies leñosas, así como en las distintas partes de un mismo árbol (tronco, ramas y raíces), considerando que aproximadamente un 50% de la materia seca de un árbol es carbono. Este mismo valor es el que recomienda utilizar el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 1997) para el caso de no existir valores específicos de carbono en la madera. En España, el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals de Catalunya (CREAF) ha calculado la cantidad de carbono presente en la madera para las especies medidas en el Inventario Ecológico y Forestal de Cataluña. Estas cantidades varían en coníferas desde 49,7 (*Pinus radiata*) a 51,1 (*Pinus pinaster*) gramos de carbono por cada 100 gramos de madera seca, y en frondosas de 47,2 (*Quercus suber*) a 48,6 (*Fagus sylvatica*) gramos de carbono por cada 100 gramos de madera seca (Ibáñez et al., 2002).

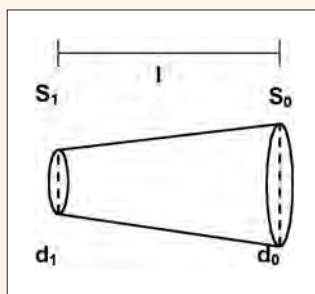
Caja 3.3. (a) Desarrollo de ecuaciones para predecir la biomasa forestal (toma de datos)

El primer paso para la construcción de estas ecuaciones es la selección de los pies a muestrear. Éstos deben ser representativos de la especie, estar bien conformados y no estar dañados o debilitados. Deben de haber crecido en condiciones de espesura (no deben ser árboles aislados), ni estar afectados por el efecto borde. Aunque parece una labor sencilla, el proceso de selección de los árboles a muestrear es muy importante para la fiabilidad y posibilidad de aplicación de las ecuaciones.

Para que la muestra sea representativa debe realizarse el muestreo en todas las clases diamétricas existentes, desde los pies menores (diámetro inferior a 7,5 cm) hasta las clases diamétricas superiores (diámetro mayor de 70 cm) para que no sea necesario extrapolar en la aplicación de las ecuaciones fuera del rango diamétrico de construcción.

Una vez seleccionados los pies para su muestreo se realiza la medición de las variables dendrométricas: diámetro medido con forcípula a 1,30 m del suelo, altura total del árbol, de fuste y altura de copa medidas con hipsómetro. Estas medidas de altura, para una mejor precisión, pueden realizarse una vez apeado el árbol, en el suelo, con cinta métrica. Después se procede a la corta del árbol. Una vez apeado el árbol se realiza la separación en fracciones de la muestra e inmediatamente después se hace el pesaje de cada fracción (Fig. 3). Este pesaje se realiza normalmente con romana que pueda realizar pesadas de hasta 100 kg, con una precisión de 250 g. Si el fuste, debido a sus dimensiones, no pudiera ser pesado, se realizaría una medición de diámetros metro a metro para su posterior cubicación por trozas utilizando la fórmula de Smalian.

$$V = \frac{S_1 + S_0}{2} \cdot l = \frac{\pi}{8} (d_1^2 + d_0^2) \cdot l$$



V= Volumen de la troza (m³), S₀= Sección inferior (m²), S₁= Sección superior (m²), l= Longitud de la troza (m), d₀=Diámetro de la sección inferior (m), d₁= Diámetro de la sección superior (m)

Caja 3.3. (b) Desarrollo de ecuaciones para predecir la biomasa forestal (toma de datos)

Al volumen así calculado se le aplica la densidad básica específica de la madera (relación entre el peso de la materia seca y el volumen en verde), y se realiza el paso a materia seca. Si no existen valores de densidad básica para la especie considerada, ésta será calculada de manera experimental. Para la cuantificación del peso del sistema radical es necesaria su extracción. Este trabajo se realiza con una retroexcavadora, que hará una zanja alrededor del tocón y las raíces principales. Se excavará tan profundo como se necesite para extraer el tocón, el raigón y las raíces de mayor tamaño. Durante el trabajo se recogerán aquellas partes del sistema radical que se vayan rompiendo para su pesaje. Este sistema es adecuado, puesto que así se extrae la mayor parte del sistema radical (en peso), quedando solamente una pequeña fracción de raíces delgadas en el suelo. Una vez extraído el sistema radical completo, se realizarán pesadas en campo o se transportarán hasta una báscula fija cercana cargadas en un camión, para realizar el pesaje. Para hallar el peso seco de las fracciones consideradas, se debe calcular la humedad presente en dichos compartimentos. Para ello, de las fracciones pesadas en campo, se escogerá una muestra de unos 10 kg de peso que se llevará a laboratorio para la determinación de la humedad. Se secará en una cámara de desecación a $102 \pm 2^\circ\text{C}$ hasta que la muestra presente peso constante. Para el cálculo del porcentaje de humedad de la muestra se aplica la siguiente relación: $\% \text{ humedad} = (\text{Peso verde} - \text{Peso seco}) / \text{Peso verde}$. Los porcentajes de humedad (realmente los porcentajes de cantidad de materia seca existente en la materia verde) se aplican a los pesos en verde obtenidos por el pesaje en campo y se transforman en peso de biomasa seca.

Caja 3.4. Desarrollo de ecuaciones para predecir la biomasa forestal (ajuste de la ecuación)

Con los datos de peso seco por árbol y sus variables dendrométricas medidas en campo se ajustan ecuaciones de regresión para estimar la biomasa seca por árbol (variable dependiente) en función de las variables que se suelen medir en campo (variables independientes). Normalmente se suele utilizar el diámetro medido a 1,30 m del suelo, la altura total del árbol y/o el producto del diámetro por la altura.

Los modelos más comúnmente utilizados son el lineal y el no lineal, cuyas formas son las que aparecen a continuación

Lineal
$$y = \beta_0 + \beta_1 x$$

No lineal
$$y = \beta x$$

donde y es el peso seco de biomasa aérea o fracción de biomasa (kg), x es la variable dasométrica del árbol (diámetro, altura, etc.), β_0 y β_1 son parámetros del modelo.

El modelo más utilizado es el no lineal, ya que presenta un comportamiento más parecido a la naturaleza (tiene sentido biológico), aunque es linealizado como forma logarítmica para evitar problemas de heterocedasticidad (aumento de la varianza proporcional a la magnitud de la observación), asemejándose la distribución logarítmica a una normal.

Forma logarítmica
$$\ln y = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln x$$

Al realizar la re-transformación de los valores obtenidos utilizando el modelo logarítmico se introduce un ligero sesgo, se realiza una subestimación de los valores predichos. Esto es porque el antilogaritmo de la media de logaritmos es la media geométrica y no la media aritmética buscada. Para la corrección del sesgo, algunos autores (Baskerville, 1972; Sprugel, 1983) proponen la introducción de un coeficiente de corrección en el modelo logarítmico, dependiente del error estándar de la estimación (SEE).

Coeficiente de corrección
$$t = \frac{SEE}{2}$$

quedando el modelo logarítmico como sigue
$$\ln y = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln x + t^2$$

Las variables de cada árbol utilizadas en las ecuaciones de regresión son el diámetro y la altura total, y, a veces, el diámetro al cuadrado por la altura. Ésta última expresión es ampliamente utilizada ya que relaciona el peso de biomasa con el volumen del árbol, representando en esta forma el diámetro al cuadrado la sección del tronco y la altura, la longitud del tronco. Montero et al., (2005), en sus ecuaciones, relacionan el peso seco de biomasa aérea, radical o de alguna de las fracciones con el diámetro medido a 1,30 m del suelo (diámetro normal). Se justifica por la sencillez de ser una variable que se mide en todos los árboles en un inventario forestal, al contrario que la altura que sólo se mide en una muestra de los árboles medidos, y además, en muchas ocasiones, la inclusión de la variable altura no incrementaba la precisión del ajuste. Sin embargo, en otros trabajos se incluyen entre las variables explicativas la densidad o la productividad del bosque.

3.5. Modelos de crecimiento y producción

Los modelos son una abstracción o simplificación de un fenómeno que se da en la naturaleza con un doble objetivo, predecir o explicar dicho fenómeno. En el caso de masas forestales, el fenómeno puede ser el crecimiento en diámetro o altura y, por lo tanto, del volumen o de la biomasa, o bien la respuesta de dicho crecimiento ante cambios en las condiciones ambientales.

Los modelos pueden ser una ecuación o un sistema de ecuaciones, normalmente relacionadas, que describen los fenómenos de forma determinista, en los que las estimaciones son fijas bajo unas mismas condiciones de partida, o de forma estocástica cuando las estimaciones llevan asociadas cierta probabilidad de ocurrencia. Dependiendo de la escala de trabajo, los modelos forestales se pueden clasificar de la siguiente manera (de mayor a menor escala):

- Modelos a escala paisaje.
- Modelos de masa.
- Modelos de clases de tamaño, normalmente de diámetros.
- Modelos de árbol individual.
- Modelos de procesos o fisiológicos.

Cada uno de estos modelos tiene por objeto describir o explicar un fenómeno de interés. En el caso de los modelos a escala de paisaje, puede tratarse de la fragmentación de la distribución de la vegetación en relación con el área de campeo de cierta especie de fauna o un aumento o disminución de la cubierta forestal en relación con el cambio de clima. Un modelo de masa permite estimar la cantidad de biomasa y de carbono fijado de un monte arbolado, o una comarca. Si queremos conocer cómo se distribuye esa biomasa o carbono, utilizaríamos un modelo de clases de tamaño. Si lo que deseamos es conocer como se distribuye en un árbol la biomasa en sus distintas fracciones: raíces, tronco, ramas y hojas y la relación que existe entre dicha distribución y, por ejemplo, la competencia que ejercen otros árboles, el modelo que más nos puede ayudar es el modelo de árbol individual. Finalmente, si queremos describir o conocer los procesos fisiológicos mediante los cuales se transforma la energía de la luz en biomasa deberemos acudir a un modelo de procesos.

Como puede verse, existe una relación clara de continuidad entre unos modelos y otros, especialmente entre los modelos de árbol individual, de clases de tamaño y de masa. En efecto, por agregación de los resultados del modelo de árbol individual obtenemos los resultados por clase de tamaño y, de aquí, de masa. La elección de un tipo de modelo o de otro dependerá, entonces, del grado de detalle y de la utilización que de los resultados se vaya a realizar. Atendiendo a la estructura interna del modelo podemos encontrar modelos estáticos, en los que la variable tiempo no interviene, y modelos dinámicos, en los que podemos conocer la evolución temporal del estado de la vegetación.

4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

Un responsable de políticas estará más interesado en conocer cómo cambia, y a qué ritmo, la cubierta vegetal a nivel autonómico o estatal, por lo que un modelo de paisaje o de masa será suficiente. Un gestor público estará más interesado en los modelos de masa a escala monte y de clases de tamaño, que le permitan planificar mejor las actuaciones que debe desarrollar. Un investigador puede estar más interesado en las relaciones inter e intra árboles para generar conocimiento.

Para la construcción de un modelo es preciso tomar una serie de datos cuyo coste económico y temporal depende del detalle del estudio y de los medios. La manera de obtener los datos es por muestreo, en el que se mide la característica de interés a estudiar. Por ejemplo, si lo que deseamos es conocer la presencia y abundancia de una determinada especie se tomarán dichos valores de acuerdo con rangos definidos.

Para la construcción de modelos forestales las mediciones se realizan sobre unidades de muestreo llamadas parcelas y en las que son medidas ciertas características de los árboles, del suelo o de la vegetación acompañante, dichas parcelas pueden ser:

- 1.Parcelas temporales:** Son aquellas en las que se mide una única vez los atributos que se quieren estudiar. Son las parcelas que menos información aportan pero son las de menor coste. Por ejemplo, en estudios de presencia-abundancia de especies en un determinado momento. Los modelos resultantes son estáticos.
- 2.Parcelas de intervalo** (real y reconstruido): En este caso las parcelas se miden en dos ocasiones espaciadas un tiempo t , que varía con el ritmo de crecimiento de la especie. Otro tipo de parcelas de intervalo son las de intervalo reconstruido mediante “*backdating*”, en estas parcelas, que se miden una sola vez, se utiliza el crecimiento en diámetro y en altura evaluado mediante barrenas, árboles apeados o medidas anuales, el tiempo que se quiere reconstruir. El nivel de información es más alto y los modelos son dinámicos, sin embargo, presentan el inconveniente de tener muy limitado el grado de adaptación a grandes cambios en el ambiente.
- 3.Parcelas permanentes:** En este caso las parcelas son medidas en más de dos ocasiones. El coste de mantenimiento e inventariación es mayor pero la información que ofrecen es mucho más completa. Un ejemplo son los Sitios de Ensayo de Gestión Forestal Sostenible del Centro de Investigación Forestal del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, que posee una red de parcelas que se vienen midiendo desde mediados de los años 60. Los modelos que se pueden realizar son dinámicos y pueden contener respuestas de la vegetación ante variaciones climáticas.

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. En caso de no disponer de datos independientes se procederá a utilizar cualquiera de las técnicas de evaluación estadística disponible del tipo *jackknife* o *bootstrap*.

La utilización de los modelos debe restringirse a la especie o estructura forestal para los que fueron diseñados. Además, la utilización de un modelo en otro ámbito geográfico distinto al que se tomaron los datos presenta problemas de calibración que deben ser resueltos. A continuación vamos a presentar algunos ejemplos de modelos que, a diferentes escalas, permiten simular la dinámica de los bosques.

Modelo Landis

El modelo forestal a escala de paisaje Landis (Mladenoff et al., 1993) simula la interacción de los procesos de paisaje y la dinámica sucesional de los bosques. El modelo Landis requiere como información de partida la proporcionada por imágenes de satélite (He et al., 1999) y sus outputs son:

- Operar sobre paisajes extensos y heterogéneos en varias resoluciones espaciales.
- Simular la dinámica de sucesión forestal de diez en diez años.
- Simular el cambio de paisaje a nivel de especie.
- Simular la respuesta ante perturbaciones como vendavales, fuego y aprovechamientos.
- Simular la interacción entre sucesión y perturbación.
- Simular la dispersión de semillas.

Conceptualmente, el modelo opera sobre la idea de que el paisaje es una cuadrícula con celdas de igual tamaño con coordenadas únicas. En cada cuadrícula existe una especie o una serie de especies de las que se conoce la edad y la longevidad, así como la capacidad de establecimiento (regeneración), la susceptibilidad al fuego y a los vendavales. Respecto a las perturbaciones, se pueden definir distintos escenarios para el fuego y el vendaval, teniendo en cuenta el tiempo desde el último evento, la probabilidad de ocurrencia y de intensidad así como la cantidad de combustible presente, para el fuego. En el caso de los aprovechamientos, se debe conocer la unidad de gestión a la que pertenece cada cuadrícula (tramo regeneración, tramo mejora...) el último tratamiento al que ha sido sometido e información sobre rodales o cantones vecinos.

Modelo Silves

Las claras son un tratamiento selvícola intermedio que condiciona la evolución y desarrollo de la masa forestal. Su objetivo es el mantenimiento de un estado sanitario y de crecimiento óptimo que permita obtener al final del turno una serie de productos, cuantificados en número de pies, volumen o biomasa, que cumplan los objetivos de gestión determinados para el monte. El programa informático Silves (Río y Montero, 2001) permite analizar la evolución de masas de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) en los Sistemas

Central e Ibérico ante distintos escenarios de gestión (con o sin clara, con o sin mortalidad natural). Se trata de un modelo de clases diamétricas que consiste en una serie de ecuaciones que predicen el volumen en el instante t_i y proyectan el crecimiento en área basimétrica y el volumen al momento t_i+5 y añaden una función de mortalidad natural. Posteriormente se predicen las características de la masa después de la clara, en concreto, el diámetro medio cuadrático después de la clara, con datos de masa antes de la clara y del peso de la misma en número de pies o en área basimétrica. Con estos datos, el modelo calcula los datos por clases diamétricas, ofreciendo al gestor una información valiosa. Otro tipo de modelo de masa que permite la desagregación en clases diamétricas es GesMO desarrollado para *Pinus radiata* D. Don y *P. sylvestris* L. procedentes de repoblación en Galicia. Este modelo ofrece la posibilidad de clasificar los productos obtenidos según su destino: desarrollo, trituración y sierra.

Modelo Sortie

El modelo Sortie (Pacala *et al.*, 1993, Pacala *et al.*, 1996) es un modelo dependiente de la distancia o espacialmente explícito, y que trata de modelizar la dinámica del bosque a partir de submodelos de árbol individual. Los submodelos son de crecimiento, supervivencia, dispersión y reclutamiento, así como submodelos que predicen la disponibilidad de nutrientes. En el modelo cada árbol ocupa una determinada posición, sin tener en cuenta celdas como el caso del modelo de paisaje. Cada característica de cada árbol se proyecta, según los escenarios, y mediante agregación se determina la evolución del bosque. El modelo utiliza iteraciones. En la primera iteración el modelo calcula la disponibilidad de nutrientes para cada individuo, posteriormente, con esta información el modelo proyecta el crecimiento de cada planta y calcula su probabilidad de supervivencia, una vez determinado los árboles que van a morir, el programa calcula el número y posición de los reclutamientos o nuevos individuos que cada árbol puede generar. Hasta aquí se ha completado una iteración, que tiene una duración de 5 años. Sucesivas iteraciones predicen cambios a largo plazo en la abundancia, edad y estructura de tamaños, así como la distribución espacial de todas las especies.

La importancia de estos modelos empíricos en la estimación del carbono fijado es la información de entrada que proporcionan para modelos más complejos como el CO₂FIX (Caja 3.5). Otros modelos que directamente incluyen variables climáticas o de respuesta de la vegetación ante cambios de escenarios de emisiones son el modelo Finnfor y el modelo Species.

Modelo Finnfor

Finnfor (Kellomaki *et al.*, 1993) es un modelo que permite calcular, con resolución horaria, la respuesta de bosques boreales al cambio climático, para ello toma como

variables climáticas la temperatura y la precipitación. El modelo fue concebido para incluir el cambio climático en la simulación de regeneración, crecimiento y muerte desde el punto de vista de los procesos del árbol individual, pero permite también simular masas o regiones mediante agregación. Para ello establece tres grupos:

- Entorno físico
 - Simulación del patrón climático anual (radiación solar, temperatura, precipitación, humedad del aire, carbono atmosférico y velocidad del viento).
 - Simulación de las condiciones del suelo anualmente (reserva de nutrientes, temperatura y agua).
- Procesos biológicos
 - Incorporación de pies (germinación, establecimiento y crecimiento de plántulas controladas por las condiciones físicas, teniendo en cuenta la competencia).
 - Crecimiento de los árboles (controlados por condiciones atmosféricas y del suelo).
 - Muerte (controlada por la eficiencia del crecimiento y la longevidad de las especies).
 - Descomposición de la materia orgánica (cuya tasa de descomposición es controlada por la temperatura del suelo, humedad y nutrientes).
- Gestión selvícola
 - Ayudas a la regeneración, claras, fertilización, tratamientos en el suelo y duración del turno.

La estructura del modelo se basa en la hipótesis de que el clima influye directa e indirectamente en el funcionamiento y estructura del ecosistema forestal. La salida del modelo incluye existencias forestales y crecimiento así como el carbono fijado.

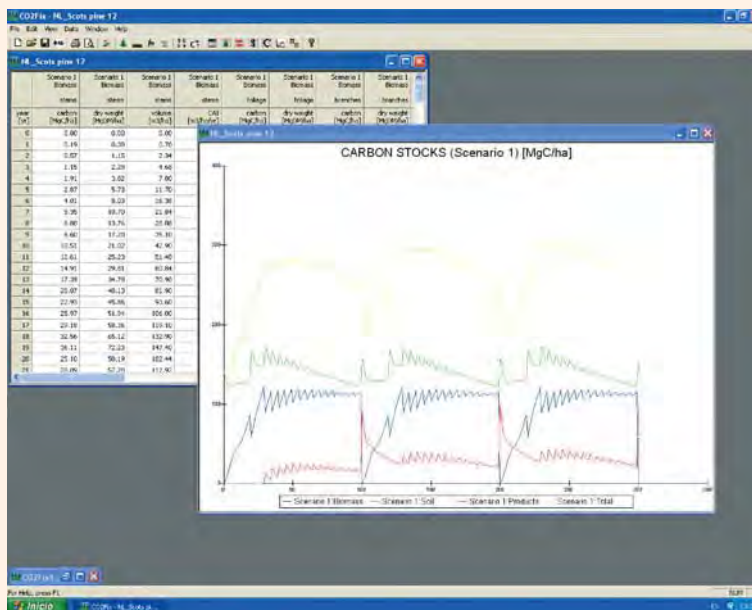
Modelo Species

Species (Pearson et al., 2002) es un modelo que permite predecir la distribución potencial de especies vegetales bajo un rango de escenarios de cambio climático. Para inicializar el modelo se necesita un submodelo hidro-climático en el que las variables de entrada son la temperatura mínima absoluta, la temperatura máxima anual, los días-grado y el déficit y superávit de humedad en el suelo, definiendo áreas potenciales climáticamente adecuadas para las especie. Aunque el modelo es independiente de la escala de trabajo, se ha utilizado con éxito a escala nacional y europea.

Caja 3.5. El modelo CO2FIX v 3.1. (Maser et al., 2003; Shelhass et al., 2004)

El modelo más utilizado es el CO₂FIX que simula, a nivel de rodal, el carbono almacenado en la biomasa, la materia orgánica y la cadena de productos forestales anualmente. El modelo se compone de seis módulos: biomasa, suelo, productos, bioenergía, financiero y almacenamiento de carbono. El almacenamiento de carbono en la biomasa se calcula como el balance entre el aumento de la biomasa debido al crecimiento y las pérdidas debidas a mortalidad y aprovechamientos. En el caso del suelo se toman los valores de desfronde, incorporación de la materia muerta y restos de cortas. Para los productos el carbono se tiene en cuenta la eficiencia industrial, la longevidad del producto (no «secuestra» carbono el mismo tiempo un mueble que un tablero o el papel) y el reciclaje. Los productos que no intervienen en el módulo anterior se contabilizan como materia prima en la generación de bioenergía. El módulo financiero calcula el beneficio financiero de los diferentes escenarios y el último módulo considera todos los flujos de la atmósfera y hacia la atmósfera y determina el balance de carbono que existe ante distintos escenarios. Todas las simulaciones de almacenamiento, flujos, costes, ingresos y créditos de carbono están referidas a la hectárea y por un periodo de un año.

La salida del programa puede ser tanto gráfica como en tablas en las que se muestrea el ciclo del carbono en el módulo de biomasa, suelo, productos y el total. Los módulos financiero y de bioenergía se muestran sólo en formato tabla.



3.6. Estimación de la biomasa del matorral

Aunque para un profano pueda parecer sencillo, la definición y caracterización de los matorrales es compleja y ha ocupado a multitud de investigadores (Valle, 1990). Ruiz de la Torre (1981) los identifica como un tipo de agrupación vegetal definido por su estructura o por su aspecto, conferidos por el hecho de que el estrato superior, o el más alto con espesura, está caracterizado por el predominio de matas (plantas plurianuales leñosas, de menos de 7 m de altura, con tallo ramificado desde su base, de manera que no se distingue entre tronco y copa). La importancia de estas comunidades forestales leñosas no arbóreas en los procesos biofísicos y de cambio que experimentan los ecosistemas, especialmente los mediterráneos, es enorme (Di Castri et al., 1981), tanto por su importancia en el funcionamiento y evolución como por la gran extensión de territorio que cubren. El abandono de usos tradicionales está haciendo que las superficies ocupadas por el matorral sea cada año más grande y que ya se está hablando de procesos de matorralización.

Como ocurre en el resto de agrupaciones vegetales, la fitomasa es una variable estructural clave para investigar la dinámica, la biodiversidad, y papel en el ciclo del carbono de los matorrales o sus alternativas de gestión (Waring y Running, 1996). En este contexto, la cuantificación de los recursos de fitomasa es necesaria para el análisis del ciclo del carbono y la evaluación de flujos y depósitos de fitomasa (Nabuurs y Mohren 1995; Cannell et al., 1999).

Tradicionalmente, las estimaciones de fitomasa en ecosistemas de matorral referidas a especies o a comunidades vegetales se han llevado a cabo mediante métodos directos (destructivos o extractivos) o indirectos (análisis dimensional). Los métodos directos, que se basan en la extracción y pesado de todo el material vegetal de interés que se encuentra dentro de los límites de unas parcelas de muestreo, ofrecen estimaciones muy precisas pero suponen la extracción de gran número de muestras (Ojea et al., 1992), por lo que resultan métodos tremendamente laboriosos y de un elevado coste, resultando a menudo inviables (Uresk et al., 1977). Las dimensiones y el número de parcelas empleadas depende de la complejidad específica y estructural de la comunidad estudiada, aunque se ha observado que en parcelas de superficie igual o superior a 8 m² se recoge suficiente información sobre la composición específica, y la distribución vertical y horizontal de la cobertura en matorrales (García-Plé et al., 1989; Merino et al., 1990; Guillén et al., 1994 o Pastor-López y Martín, 1995), aunque en general suelen realizarse parcelas de tamaño muy superior. Los métodos indirectos, por el contrario, se basan en la medición de distintas variables morfológicas de la vegetación, como la altura o la cobertura del matorral, que utilizadas como entradas en modelos matemáticos permiten relacionarlas con la biomasa vegetal. Estos métodos son más operativos y ofrecen estimaciones similares a las que se puede obtener mediante métodos directos con un coste relativamente bajo (Whittaker y Woodwell, 1968; Ibáñez et al., 1999; Hierro et al., 2000; Passera et al., 2001; Sternberg y Shoshany, 2001); con la ventaja adicional de poder abordar estudios mediante series de mediciones repetidas durante varios años.

3. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

A partir de estas mediciones repetidas durante varios años o mediante cronosecuencias (mediciones únicas donde se mide la biomasa del matorral y su edad), se pueden desarrollar modelos de evolución temporal de la fitomasa (Navarro y Blanco, 2006). El problema principal en este caso es la determinación de la edad del matorral, dato del cual se carece habitualmente. En algunas ocasiones es posible contar con la fecha del último tratamiento de desbroce, lo cual permite establecer relaciones fiables con la fitomasa aérea, pero no con la subterránea (raíces, cepas...). El último problema que plantea el análisis de estimaciones del carbono fijado en matorrales es el cálculo de la producción. La producción la definimos como el aumento de biomasa por unidad de tiempo ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) y depende tanto de las especies que componen el matorral como de la productividad del lugar en que se desarrollan (Tabla 3.1). En algunos trabajos se ha estimado la producción primaria, entendida como el incremento de biomasa de la vegetación, y más específicamente de la producción primaria neta de un ecosistema definida como la tasa de asimilación de CO₂. El cálculo de la productividad primaria neta se puede hacer a partir de la fitomasa y la tasa de crecimiento relativo (Lambers et al., 1998, Terradas, 2001).

Tabla 3.1. Modelos de regresión para la estimación de la biomasa de diferentes tipos de matorral mediterráneo en función de la edad

Tipo de vegetación	Ecuación	R ²	SE	Sig. F	N
Matorral de <i>Erica sp.</i>	$B = 9,43 A^2 - 184,11 A + 1034,2$	0,992	202,62	0,0076	5
Matorral de <i>Cistus ladanifer L.</i> y <i>Erica sp.</i>	$B = 27,54 A + 1,202$	0,718	0,598	0,0697	5
Matorral de <i>Cistus ladanifer L.</i>	$B = 0,064 A^2 + 79,39 A - 76,42$	0,971	196,54	<0,001	9
Matorral de <i>Genista</i> y <i>Ulex</i>	$B = 1,58 A^{2,0714}$	0,804	0,17	0,2914	3
Matorral de <i>Mancha</i>	$B = 28,06 A^{1,3868}$	0,862	0,419	0,0025	7
Matorral de <i>Pistacia lentiscus L.</i>	$B = 1,58 e^{0,088 A}$	0,946	0,148	0,0053	5

(B=biomasa, A=edad, R=coeficiente de correlación, SE=error estándar, Sig. F=significación, N=número de observaciones) (Navarro y Blanco, 2006).

Caja 3.6. (a) Estimación de biomasa en matorrales mediterráneos

Una revisión de los estudios publicados muestra que la fitomasa aérea en formaciones de matorral mediterráneo varía bastante. La fitomasa aérea del matorral de *Erica* se encuentra en el intervalo comprendido entre los 1.143 g m⁻² encontrados por Basanta (1982) y Navarro y Blanco (2006) en jaral acidófilo con presencia de *Erica sp.*, y los 6.680 g m⁻² en brezales no intervenidos tipo *canuto* (Fernández et al., 1995), en la Sierra de Cádiz (edad superior a los 40 años). En el caso del jaral es más difícil separar por su composición específica, presentando valores comprendidos entre 447 g m⁻² y 788 g m⁻² (Navarro y Blanco, 2006) y los 2.726 g m⁻² encontrados por Basanta (1982) en Sierra Morena y entre 1.730-3.030 g m⁻² en la Sierra de Cádiz, (Fernández et al., 1995). La fitomasa aérea de los aulagares es muy elevada, con valores de próximos a 1.400 g m⁻² en Cádiz (Navarro y Blanco, 2006) y en matorrales de *Genista* de S^a Nevada (Fernández et al. 1995) y de 1514-1689 g m⁻² en un matorral de *Asparagus albus* en Mallorca (García-Ple et al., 1989). La fitomasa aérea del matorral de *mancha*, también presenta una fuerte variación, desde valores bajos (695 g m⁻² en Cádiz por Navarro y Blanco, 2006) frente a los 2.895 g m⁻² obtenidos por Basanta (1982) en Sierra Morena, siendo algo más elevados para el matorral tipo de *Pistacia lentiscus*, que alcanza valores de 1.404 g m⁻² en Cádiz (Navarro y Blanco, 2006) y de 2.895 g m⁻² obtenidos en Sierra Morena para *manchas* altas con abundante presencia de lentisco (Basanta, 1982). La causa de esta diferencia puede estar en la edad del matorral, mal representada por la altura media del estrato dominante, ya que las estimaciones obtenidas a partir de los modelos elaborados en este trabajo estiman una fitomasa a los 30 años para este tipo de matorrales de 2.353 g m⁻², muy próxima a los valores indicados. La comparación de la relación biomasa fotosintética/biomasa total (B_f/B_t) está muy influida por la edad de los individuos y la comunidad estudiada, al menos al nivel de especie, y por la dificultad del estudio y cuantificación de las raíces.

Caja 3.6. (b) Estimación de biomasa en matorrales mediterráneos

Tipo de matorral y localización	Especies	Altura (m)	Biomasa total (g m ⁻²)	Bf/Bt	Referencias
Brezal Sierra Morena	<i>Erica umbellata</i> <i>Halimium ocymoides</i> <i>Chamaespartium tridentatum</i>	0,5-1,5	1.248	0,26	Basanta, 1982
Garriga Francia	<i>Quercus coccifera</i>	1	2.350	0,17	Loissant, 1973
Jaral acidófilo Sierra Morena	<i>Erica australis</i> <i>Cistus ladanifer</i> <i>Phyllirea angustifolia</i> <i>Genista hirsuta</i> <i>Lavandula stoechas</i> <i>Helichrysum stoechas</i>	1,5-2,5	2.482		Basanta, 1982
Matorral noble Sierra Morena	<i>Arbutus unedo</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Pistacia lentiscus</i> <i>Erica arborea</i> <i>Rhamnus alaternus</i> <i>Cistus salvifolius</i> <i>Phyllirea latifolia</i> <i>Lavandula viridis</i>	2-4,5	2.895	0,12	Basanta, 1982
Matorral noble Sierra Morena	<i>Erica scoparia</i>		1.520		Fernández et al., 1995
Matorral noble Sierra Cádiz	<i>Arbutus unedo</i>		6.680		Fernández et al., 1995
Jaral Sierra de Cádiz	<i>Erica arborea</i> <i>Viburnum tinus</i> <i>Cistus ladanifer</i>		3.030		Fernández et al., 1995
Encina Mallorca	<i>Quercus ilex</i> <i>Arbutus unedo</i> <i>Calicotome spinosa</i> <i>Cistus salvifolius</i> <i>Rhamnus alaternus</i>	2	2.802-2.580	0,16-0,18	García-Plé et al., 1989
Aulagar Mallorca	<i>Ganista lucida</i> <i>Erica multiflora</i> <i>Dorycnium pentaphyllum</i>		3.106-2.142	0,19	García-Plé et al., 1989
Jaral Mallorca	<i>Asparagus albus</i> <i>Cistus albidus</i> <i>Chamaerops humilis</i>		1.514-1.689	0,27-0,25	García-Plé et al., 1989
Maquia de madroño y brezo			1.000-6.000		Terradas, 2001
Coscojares			1.000-5.000		Terradas, 2001
Acebuchales			1.000		Terradas, 2001
Matorrales y jarales			<2.500		Terradas, 2001

3.7. Evaluación del carbono en el suelo

La importancia de conocer el contenido de carbono en el suelo

El Protocolo de Kyoto (1997) incluye la posibilidad de compensaciones por la captura de carbono en los suelos. Como ya se ha comentado en el capítulo 2 los suelos están entre los mayores depósitos de carbono del planeta (fig. 3.4a). Numerosos estudios han demostrado que la captura de carbono en los suelos es realista y una posible opción, a medio plazo, de la creciente concentración de CO₂ y otros gases en la atmósfera. Con ello se favorecerán créditos nacionales para la formación de sumideros de carbono en suelos.

El carbono en los suelos se encuentra incluido en la materia orgánica edáfica, donde representa aproximadamente el 58% de su composición y, en las zonas de climas áridos y semiáridos, en forma de carbonatos. Sin embargo, este último compuesto es mucho menos activo y sensible a cambios de uso.

Los suelos acumulan cantidades de carbono muy variables en función del tipo de vegetación (aporte de residuos, composición de la planta, etc.), condiciones climáticas (temperatura y humedad) y propiedades del suelo (textura, contenido y mineralogía de la arcilla, acidez, etc.). Además, algunos factores, como son la fertilidad edáfica, manejo o riego, tienen efectos sobre la producción vegetal y, por tanto, sobre el contenido de materia orgánica. En suma, el contenido de ésta resulta de un equilibrio entre entradas y salidas de carbono al suelo, condicionadas por el factor descomposición; a su vez, la tasa de mineralización puede estar influenciada por el drenaje, el manejo del suelo, vegetación, etc.

Para poder estimar el potencial de captura de carbono de los suelos es preciso conocer las existencias originales de carbono y los posibles cambios en respuesta a alteraciones ambientales o de uso. También es importante valorar la estabilidad de los compuestos orgánicos donde se incorpora este carbono (puesto que cuanto más pasiva sean, más probabilidad hay de acúmulo orgánico), lo que permitirá disponer de una información del tiempo de residencia de los compuestos que se forman durante el proceso de captura de carbono.

En este apartado se recogen, de manera general, los principales métodos para cuantificar el carbono (sea orgánico o inorgánico) en los suelos. No se ha pretendido proporcionar los detalles de las diferentes técnicas, sino comentar las metodologías más usuales para cada propósito. El lector, en todo caso, puede consultar diferentes manuales generales de análisis de suelo tanto en inglés como en castellano (v. g.: Guitián Ojea y Carballas Fernández, 1976; Porta et al., 1986; *Soil and Plant Analysis Council*, 2000; Lal et al., 2001). También se proporcionarán algunos pocos ejemplos de trabajos específicos realizados en España.

Cuantificación del contenido total del carbono edáfico (COS)

En el carbono total del suelo (CTS) se puede considerar tanto el carbono orgánico (COS) como el carbono inorgánico (CIS). Dentro del suelo se pueden contemplar diferentes subcompartimentos de COS, delimitando los horizontes húmicos (*Ab*) y minerales (*B*, *E*), aunque ello no sea siempre posible (Fig. 3.4), como en los suelos semiáridos o áridos (para una revisión se puede consultar Gallardo et al., 1987).

Cuantificación del carbono del mantillo o necromasa (horizonte en O)

Además, a los anteriores hay que añadir otro compartimento diferente (aunque a veces, equivocadamente, se incluye como suelo) e importante a tener en cuenta en la mayoría de los suelos forestales (González y Gallardo, 1982), cual es el carbono orgánico de la hojarasca forestal (mantillo o necromasa; se le denomina horizonte O).

El principal problema de la medida de la necromasa es que varía de acuerdo con dos factores:

- a) Desfronde de la hojarasca (que también varía con la edad de la plantación, con la gestión forestal y a lo largo del periodo vegetativo; Roig et al., 2005); y
- b) Descomposición del mantillo (más intenso en los meses cálidos y húmedos; Kurz-Besson et al., 2006).

Como consecuencia de la referida dinámica la cantidad de necromasa dependerá del tiempo de la toma de la muestra de mantillo (Fig. 3.4b), por lo cual se hace necesario normalizar la fecha de su medida.

Un buen criterio, que es válido para los bosques caducifolios, es medir la necromasa justo antes de la caída de la hojarasca (en general, final de verano a inicio del otoño). En bosques perennifolios la época de muestreo puede ser justo durante el estiaje, cuando suele haber una renovación de hojas o acículas y la descomposición está paralizada por la sequía, procediéndose de la misma manera.

Otro criterio, si no hubiera un patrón bien definido de caída de hojarasca, sería tomar muestras de necromasa justo antes del inicio de la época de lluvias, pues mientras el suelo esté seco el mantillo no se descompone (estiaje mediterráneo), por lo que no se encontrarán variación significativa por diferente fecha de muestreo, siempre que no empiece a llover y, por consiguiente, a humedecerse la necromasa y se acelere su descomposición.

La forma de medirlo (Fig. 3.4.b) es tomar al azar, al menos por triplicado, 1 m² de mantillo; se pesa bien transportándolo al laboratorio tras el correspondiente secado, bien in situ; en este caso se recoge una muestra representativa y se determina en el laboratorio la humedad. En esa misma muestra representativa, si se deseara realizar un estudio más detallado de la composición de la necromasa (o realizar análisis químicos posteriormente), se pueden separar las distintas fracciones del mantillo (ramas, hojas, yemas, flores, frutos, etc.).

Descontando la humedad de la cantidad pesada se obtendrá la materia seca (MS); sin embargo, los resultados finales se deberán referir a carbono. La forma más exacta sería determinar el carbono de cada fracción de la hojarasca. Sin embargo, no siempre ello es posible, por lo que un método rápido y aproximado es suponer que la necromasa contiene un 50% de carbono. Entonces, la cantidad de carbono estimada será el resultado de dividir por 2,0 el dato de la MS; pero siempre se debe tener en cuenta que este cálculo es una mera aproximación.

Una vez determinada la materia seca del mantillo, el resultado se dará obviamente en kg MS m^{-2} ó en kg C m^{-2} . Como habrá que referirlo finalmente a hectárea, multiplicando los resultados anteriores por 10 se obtendrá la cantidad referida a Mg MS ha^{-1} ó Mg C ha^{-1} , respectivamente.

Figura 3.4. (a) Los horizontes del suelo contienen muy diferentes cantidades de carbono orgánico. Consecuentemente, la estimación del contenido de carbono orgánico total edáfico debe realizarse sumando los contenidos de carbono de cada uno de los horizontes. En el caso de que se desee conocer el carbono total acumulado, además, deberá sumarse el carbono que esté en forma de carbonatos (cuando el pH edáfico sea de neutro a básico). (Fotografía: A. Merino) y (b) Toma de muestras de mantillo en un ecosistema forestal (fotografía: F. Solla).



Para determinar la necromasa es útil utilizar cuadros de hierro o acero manufacturados y lanzarlos a voleo; como normalmente suelen ser más pequeños ($0,5 \times 0,5 \text{ m}^2$, para facilitar su transporte) ello exige replicar al menos cinco veces el muestreo al azar. El número de réplicas dependerá de la heterogeneidad de la masa, pero se recomiendan cinco veces como mínimo.

Otro resultado interesante sería obtener la producción anual que, obviamente, habría que medir colocando cajas de recolección (para una superficie de 1 ha serían necesarias al menos 10 cajas, de un mínimo de 0,5 m² de superficie cada una) que permitan dejar pasar el agua (para mantener la hojarasca lo más seca posible), pero que sean suficientemente altas para que no permitan que el viento se lleve hojas, yemas o inflorescencias (fig. 3.5)

Figura 3.5. Cajas de producción de hojarasca



Fotografía: M. Santalla.

Tiempo medio de residencia del mantillo forestal

Una ventaja adicional de determinar la producción anual es que con este dato (expresado en Mg C ha⁻¹ a⁻¹) y el de necromasa (expresado en Mg C ha⁻¹) se puede calcular el tiempo medio de residencia (TMR) del mantillo utilizando la fórmula:

$$\text{TMR (años)} = \text{Mantillo (Mg C ha}^{-1}\text{)} / \text{Producción (Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{)}.$$

Obviamente este cálculo es bueno siempre que la cantidad de mantillo sea superior a la producción (TMR > 1 año); es decir, que la necromasa se descomponga en un tiempo superior a un año. Esto no suele ocurrir en caducifolios de clima templado y húmedo, por cuanto el mantillo no suele permanecer de manera continua durante todo el año, sino que permanece tan sólo unos meses tras el desfronde.

El carbono total contenido en el suelo

Cuantificación del carbono orgánico edáfico. En cuanto al contenido de carbono orgánico del suelo, puesto que los diferentes horizontes edáficos tienen muy diferentes contenidos

de carbono, su determinación se realizará para cada uno de ellos. La suma de los contenidos de los diferentes horizontes dará como resultado el contenido total de carbono orgánico del suelo (COS).

Lo primero que hay que establecer, pues, son los diferentes horizontes del suelo, midiendo el espesor de cada uno de ellos. Para ello se requiere realizar, previamente, un corte vertical (perfil) de la profundidad (o más) del suelo. Dada la variabilidad del terreno, frecuentemente es preciso abrir varias calicatas.

En efecto, referirse sólo a los -30 cm superiores del suelo puede originar una subestimación del 50% (o más) del carbono total existente en el suelo en climas húmedos a subhúmedos. En sistemas semiáridos o áridos, sin embargo, el contenido de carbono orgánico en los horizontes superficiales suele ser, por lo general, muy bajo (pero téngase presente que el carbono inorgánico puede ser alto en suelos calizos).

Posteriormente, se delimitan los diferentes horizontes edáficos (o capas homogéneas), midiéndose cuidadosamente su espesor (en cm). En cada uno de estos horizontes se tomarán muestras edáficas no perturbadas en cilindros metálicos, normalmente de 100 cm³, para medir la densidad aparente (*Da*). A continuación, se toman muestras representativas de suelo para la posterior determinación de la pedregosidad y del carbono.

Normalmente, el carbono orgánico edáfico se mide en la capa arable por el método del dicromato potásico u otro método que utilice un oxidante por vía húmeda. En laboratorios normalizados la determinación del carbono se realiza más exactamente por vía seca, mediante un analizador de carbono (*TOCA*). Si el suelo tiene carbonatos hay que eliminarlos previamente con HCl. En todo caso, el resultado se expresa en mg C g⁻¹ (antiguamente en tanto por ciento de carbono sobre suelo).

Una correcta medida de la densidad aparente (*Da*) y de la pedregosidad es fundamental para poder referir los resultados de carbono en Mg C ha⁻¹ (determinados inicialmente en mg C g⁻¹ suelo) de acuerdo con la fórmula:

$$\text{COS (Mg C ha}^{-1}\text{)} = \text{COS (mg C g}^{-1}\text{)} \times \text{Da (Mg m}^{-3}\text{)} \times \text{Prof. (m)} \times 10 \text{ (mg g}^{-1} \text{ ha m}^{-3}\text{)}.$$

Donde Prof. significa la altura (en profundidad) de cada horizonte (o capa) edáfico considerada (expresada en m).

Si se desea corregir con la pedregosidad (COS real) el resultado anterior (COS muestra) habría que multiplicarle por el porcentaje volumétrico, según la ecuación:

$$\text{COS real} = \text{COS muestra} \times (100 - \text{Pedregosidad \%})$$

El gran problema en los suelos pedregosos o con abundantes gravas, (lo que suele ser frecuente en suelos forestales), es que siempre se cometerán errores debido a la variación espacial de los contenidos de piedras y gravas.

Si se considerara únicamente el horizonte superficial (epipedón) edáfico sólo habría que considerar una densidad aparente, siendo referida normalmente una profundidad de -30 cm.

3. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

Esto es lo que suele tenerse en cuenta en los suelos áridos y semiáridos y, en general, en los suelos cultivados.

Si se considerara más profundidad edáfica (lo usual en climas húmedos y subhúmedos, esto es, el noroeste y norte hispano) habría que sumar cada resultado obtenido del contenido de carbono de cada horizonte (o capa) que se hubiera muestreado en el total de la profundidad. Por lo general, dicho contenido disminuye con la profundidad, salvo en suelos podsólicos y algunos agrícolas arcillosos; obviamente ello exige el conocimiento y determinación de la densidad aparente (D_a) de cada horizonte muestreado, que suele aumentar con la profundidad. Por ejemplo, si fueran tres horizontes (0-25, 25-40 y 40-70 cm) el resultado final del carbono orgánico del suelo (COS referido a una profundidad de -70 cm) sería la suma de los COS determinados para cada uno de esos tres horizontes, teniendo en cuenta la D_a respectiva a cada profundidad.

Cuantificación del carbono inorgánico (carbonatos) de los horizontes minerales. En suelos semiáridos (gran parte del este y eudeste hispano, así como las áreas semiáridas de las dos mesetas castellanas) sería conveniente determinar el carbono inorgánico edáfico (CIS) contenido como carbonatos, (aunque bien es verdad que esta forma de carbono es lenta en conformarse o disolverse en la naturaleza).

Estos carbonatos (generalmente CaCO_3 , no siendo raro que aparezcan también junto con yesos, CaSO_4) se localizan como horizontes cálcicos subsuperficiales en el que se evidencian desde manchas blancas a concreciones, incluso acumulaciones continuas netas, a veces muy endurecidas (horizontes petrocálcicos). A estos horizontes cálcicos o costras calizas los lugareños suelen llamarlos localmente con diferentes nombres, como caliches, toscas, etc.

La profundidad de los horizontes calizos suele estar inversamente relacionada con la cantidad de lluvia, siendo más superficiales cuanto menor es la pluviometría. En lugares con erosión los antiguos horizontes petrocálcicos enterrados afloran en superficie formando lapiaces característicos (falsos *karts*), fosilizando debajo el resto de suelo (horizonte C o BC).

La determinación del carbono inorgánico del suelo se hace con el mismo analizador de carbono total (TOCA) por diferencia entre el resultado del carbono total de la muestra edáfica sin tratar (CTS) y de la muestra acidulada con HCl para eliminar los carbonatos (CIS). En otro caso, si no se dispone de un TOCA, la determinación del carbono inorgánico del suelo (CIS) se hace por volumetría del CO₂ desprendido al añadir un exceso de HCl a la muestra de suelo en un aparato sencillo que consta de una bureta y un manómetro.

Este contenido de carbono inorgánico edáfico (CIS) de los suelos áridos o semiáridos habría que sumarlos, en rigor, a los contenidos del carbono orgánico edáfico (COS, que suele ser de bajo a escaso en estos ambientes) para conocer el carbono total del suelo (CTS), pero obviamente delimitando netamente que fracción es la orgánica (COS) y cuál la inorgánica (CIS).

Estimaciones de las existencias de carbono total en el suelo a nivel regional. Los datos obtenidos con estas técnicas pueden ser referidos a unidad de superficie (kg C m^{-2} o Mg C ha^{-1}) para áreas específicas y diferentes profundidades (que conviene indicar).

Las escalas pueden ser grandes (parcelas, masa forestal, cuenca), medias (región) o pequeñas (país, etc.). Dependiendo del nivel de detalle se usarán diferente número de perfiles de suelos, por ejemplo, por ha o por km^2 . Algunos ejemplos de estimaciones de carbono en suelos a diferentes escalas son las realizadas por Batjes et al., (1996), Rodríguez-Murillo (2001) o Ganuza y Almendros (2003). Es interesante que estos datos se encuentren georreferenciados (usando, por ejemplo, tecnología GIS). Igualmente, es muy útil el uso de bases nacionales de datos y de redes sistemáticas de supervisión.

Para poder explicar el almacenamiento de carbono a medio o largo plazo es también interesante recoger información de los factores que controlan su distribución espacial en el suelo; esto es, la relativa al tipo de gestión (incluyendo la historia de uso), al tipo de suelo o a las características climáticas.

Descomposición del carbono orgánico del suelo

Mantillo u horizonte O. Anteriormente se ha descrito un método para medir el tiempo medio de residencia (TMR) del mantillo. Una manera de conocer la constante de descomposición (K) de esa necromasa sería aplicando la sencilla fórmula:

$$K (\text{año}^{-1}) = 1/\text{TMR}$$

Sin embargo, esta constante falla al aplicarla a los climas templados o cálidos (húmedos a subhúmedos), en los que se encuentran gran parte de los ecosistemas forestales ibéricos. Por tanto, conviene usar otro método para determinar la velocidad o constante de descomposición.

Metodología para conocer la constante de descomposición de la hojarasca. Una de las metodologías más usada es la de las bolsitas de descomposición (*litter-bags*). El método (indicado por Cortina y Vallejo, 1994; Santa Regina et al., 1995 y Palma et al., 2000, entre otros) consiste en colocar una cantidad determinada (de 1 a 2 g referido a materia seca) de hojas dentro de una bolsita de malla plástica o tul de pequeño poro (inferior a 0,5 mm para disminuir las pérdidas de materia) y colocarlas sobre el suelo o entre el mantillo, para simular iguales condiciones. Se recogen bolsitas por duplicado o triplicado cada cierto tiempo y se mide la cantidad de MS residual, tras ser secadas y limpiadas. Obviamente, el tiempo mínimo de realización del experimento de descomposición debe ser de un año, al principio retirando bolsitas más frecuentemente (por ejemplo, cada dos semanas) y luego más distantes (por ejemplo, cada mes o, incluso al final, cada dos meses). Se suelen recoger por triplicado, desechando aquellas bolsitas que den errores evidentes frente a los otros pares de bolsas y se anotan las medias obtenidas. Además de la materia seca (MS) se puede determinar el carbono orgánico y, en su caso, los demás bioelementos para estudios más profundos.

3. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

Una vez obtenidos los datos de materia seca o, mejor, de carbono correspondientes a los diferentes tiempos (puntos) se ajustan a una curva exponencial negativa:

$$R_t \text{ (mg)} = H \text{ (mg)} + Le^{-kt} \text{ (mg)}$$

Donde R_t es el residuo orgánico residual a cada tiempo t (expresado en fracción de año), H es la fracción resistente (recalcitrante o fracción humificada) de los residuos foliares, L es la fracción lábil (mineralizable) de los residuos foliares y k es la constante de descomposición (año⁻¹).

No se debe confundir esta k con la K calculada anteriormente, pues las metodologías son diferentes. No obstante, cuando k es pequeña, la fracción lábil L permanece mucho tiempo en el suelo y viceversa; es decir, es paralela a la anterior K . También pueden ajustarse otros tipos de ecuaciones, dependiendo de los objetivos perseguidos.

Téngase en cuenta que si lo que se mide es la materia seca residual lo que ha desaparecido se considera que ha sido emitido como CO₂ (o se ha mineralizado en el caso de los demás bioelementos).

Este método es aplicable a la mayoría de los ecosistemas forestales españoles (Martín, et al., 1993; Martín et al.; 1994; Gallardo et al., 1998; Moro y Domingo, 2000; Santa Regina, 2001) y se han obtenido datos de k desde 0,15 a⁻¹ en pinares silvestres de alturas, hasta 0,50 a⁻¹ (o más) en encinares semiáridos españoles; en el primer caso la potencia de mantillo es superior a 10 cm, mientras que en los últimos es prácticamente inexistente (o discontinua) a finales de la primavera y la necromasa se reduce a poco más que unos trocitos de ramas y otros restos ya no reconocibles.

La constante k así determinada en realidad suele tener error por defecto, dado que la mesofauna descomponedora no puede acceder al interior de las bolsitas; bien es verdad que este error puede ser finalmente compensado, dado que en las bolsitas sólo se tiene en cuenta la fracción foliar de la necromasa, sin tener en cuenta las ramillas y ramas cuya descomposición es evidentemente más lenta (más lignica), aunque su cantidad no suele ser tan abundante como las hojas. En todo caso, aunque sean valores aproximados, se acercan significativamente a la realidad.

Edad de las sustancias húmicas. Una manera de conocer la estabilidad de las sustancias húmicas sería calculando su edad (al existir una relación directa).

Un sencillo método para conocer su edad (muy similar al empleado para la datación del TMR de la hojarasca) sería calcular, de manera aproximada, el tiempo medio de residencia (TMR) de las sustancias húmicas del epipedón (horizonte A superficial). Pero en este caso se necesita conocer, además de la producción anual (expresada en Mg C ha⁻¹ a⁻¹), el contenido de carbono del epipedón (Mg C ha⁻¹); el resultado de la siguiente fórmula dará el tiempo medio de residencia (TMR) del humus del epipedón:

$$\text{TMR (años)} = \text{Carbono epipedón (Mg C ha}^{-1}\text{)} / \text{Producción (Mg C ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{)}.$$

Este método sólo es aplicable cuando no existe mantillo (horizonte O) de forma permanente; evidentemente, este TMR es mucho más alto que el calculado para la hojarasca.

A partir de este TMR se puede calcular la constante de descomposición (K) de las sustancias húmicas del epipedón, aplicando la sencilla fórmula:

$$K \text{ (año}^{-1}\text{)} = 1/\text{TMR}$$

Este método es sólo válido cuando la reserva de humus (COS) es mucho más alta que la producción ($\text{TMR} > 0,1$), aunque por fortuna suele ser lo usual.

Otro método para determinar la edad de los residuos orgánicos de un suelo es utilizar la metodología del ^{14}C , como se verá más adelante.

Emisiones de CO_2 , CH_4 y N_2O en el suelo

La actividad microbiana de los suelos hace que se emitan esos tres gases (anhídrido carbónico, metano y óxido nitroso) relacionados con el efecto climático llamado de invernadero. No obstante, la mayor parte de los suelos no saturados y, especialmente, los forestales absorben metano (CH_4).

En las últimas décadas se han desarrollado diferentes técnicas para cuantificar estos flujos, lo que ha permitido conocer la influencia de la gestión del suelo sobre la dinámica de estos gases y estimar, a corto plazo, la incidencia de la gestión agrícola y forestal (Caja 3.7). Estos datos también son valiosos para realizar balances de carbono a nivel de ecosistema.

Cuantificación de emisiones de CO_2 del suelo. Como se dijo anteriormente, la constante de descomposición (k) es una medida indirecta de emisión de CO_2 , aunque lo que se determine sea del residuo orgánico y la emisión sea obtenida por diferencia entre el carbono inicial y la pérdida de carbono (y, por simple cálculo posterior, la emisión de CO_2).

Otro método de medir directamente las emisiones de gases se efectúa mediante la realización de una respirometría en campana cerrada, tanto in situ (real en el campo), como in vitro (en el laboratorio, usual y aproximadamente a $23\text{ }^\circ\text{C}$ y humedad equivalente a la capacidad de campo; se le denomina potencial, por determinar generalmente un máximo de emisión). La diferencia, por tanto, es que mientras que esta última mide la máxima respiración posible en condiciones optimizadas (mineralización potencial), la primera mide la respiración real en cada momento, cuyos niveles varían temporalmente, como respuesta a las fluctuantes condiciones meteorológicas.

A pesar de que se requiere, lógicamente, un esfuerzo adicional, el seguimiento periódico de las emisiones de CO_2 en campo proporciona una aproximación de la emisión de este gas por el suelo. Dependiendo del objetivo se puede medir la respirometría in situ, in vitro o las dos.

El método más usual es el de colocar hidróxido sódico (NaOH) diluido y normalizado como absorbente de CO₂ bajo una campana que contenga una superficie conocida de suelo (o una muestra pesada de suelo) y, posteriormente, precipitar éste en la disolución como carbonato bórico (BaCO₃); se determina exactamente el BaCO₃ precipitado y se calcula el CO₂ emitido (una revisión de los diferentes métodos puede consultarse en García et al., 2003 y, más concretamente, en Hernández y García, 2003). Se puede referir a mg CO₂ emitidos g⁻¹ COS, o bien a mg C kg⁻¹ suelo o kg C ha⁻¹ emitidos por el suelo, según fines (Véase Leirós, 1999; Romanyà et al., 2000).

Otra opción es utilizar una campana provista de un *septum* para tomar muestras de gases, que son analizadas posteriormente mediante cromatografía de gases empleando un detector *ECD.*, lo que permite determinar el óxido nitroso (N₂O) al mismo tiempo (Hutchinson y Mosier, 1981). Esta técnica ha sido utilizada recientemente por Merino et al., (2004).

Actualmente existen aparatos respirométricos automáticos, tanto para su uso en laboratorio o bien como portátiles para medidas directas en campo; el CO₂ desprendido se mide por espectrometría infrarroja. Su uso es relativamente fácil, aunque se necesite cierta inversión inicial puesto, que conviene que los medidores de CO₂ de campo también determinen, a la vez, la temperatura y la humedad edáfica como referencia.

Flujos de metano del suelo. El metano (CH₄) es un gas que sólo se emite cuando el suelo se encuentra saturado con agua y/o compactado (síntomas de anoxia). Contrariamente, la mayor parte de los suelos no saturados de agua y, especialmente, los forestales, tienen la capacidad para absorber metano porque contienen microorganismos metanotrofos.

Tanto las emisiones como las absorciones edáficas de CH₄ se pueden determinar empleando una campana provista de un *septum*, tomando muestras de aire con una jeringuilla (Hutchinson y Mosier, 1981). La concentración de este gas se determina usando también cromatografía de gases, pero esta vez con un detector FID.

Fracciones de carbono orgánico edáfico y su bioestabilidad

Las sustancias húmicas. El carbono edáfico del suelo (COS) forma parte del complejo y heterogéneo conjunto de compuestos orgánicos y microorganismos, mezclados o asociados con los constituyentes minerales. Los tiempos medios de residencia (TMR) oscilan desde uno a pocos años en los materiales verdes descomponiéndose (dependiendo de los componentes integrantes: lignina, aminoácidos, celulosas, hemicelulosas, etc.), hasta siglos o milenios de la materia orgánica ya humificada (las sustancias propiamente húmicas o fracción orgánica bioestable). Estas sustancias húmicas representan, por lo general, más del 80% del carbono orgánico del suelo y son a las que se les debe denominar humus en el sentido más estricto (¡no confundir, pues, con mantillo, que algunos denominan capa de humus!).

Se utilizan diferentes técnicas analíticas para aislar, separar, fraccionar e identificar los diferentes grupos de compuestos que conforman el humus (Duchaufour, 1984). En general, el resultado suele ser la separación de fracciones orgánicas denominadas ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas (entre otros), cada una de ellas con diferente resistencia a la mineralización.

No obstante, es preciso tener en cuenta que el Protocolo de Kyoto (1997) no considera estas distinciones y sólo tiene en cuenta el carbono total capturado, con independencia de los compuestos orgánicos estables que se formen durante este proceso.

Biomasa microbiana. La biomasa microbiana viva es una fracción que representa del 1 al 5% del total de la materia orgánica; pero es la fracción más activa, aunque varíe estacionalmente y responda fácilmente a cambios en la gestión del suelo.

La técnica clásica para su determinación consiste en la extracción del carbono microbiano con solución de K_2SO_4 en muestras de suelo previamente fumigadas con cloroformo y restarle el carbono extraído también con solución de K_2SO_4 en muestras no fumigadas. Para ésta y otras técnicas se puede consultar la revisión de Albiach et al., (2003), el libro de García et al., (2003) o el trabajo de Villar et al., (2004).

Persistencia de la materia orgánica del suelo: uso del carbono-14 para determinar el TMR

La estimación del tiempo medio de residencia (TMR) de la materia orgánica y de las fracciones húmicas del suelo puede hacerse en base a métodos de isótopos, como el ^{14}C o la abundancia natural del ^{13}C .

La cantidad de ^{14}C que existe en un residuo vegetal o humificado permite estimar su edad y, por consiguiente, su resistencia a la descomposición. Este método es adecuado para tiempos de renovación de años a siglos. Para periodos más largos, siglos a milenios la determinación de la abundancia de ^{13}C es más adecuada.

Otro método para determinar la edad de los residuos orgánicos de un suelo sería utilizar la presencia de ^{14}C en la atmósfera. Las continuas explosiones atómicas desde el final de la Segunda Guerra Mundial y durante la época de la posterior Guerra Fría ocasionaron que la cantidad de ^{14}C de la atmósfera fuese aumentado constantemente, por lo que éste era fijado cada vez más por la biomasa arbórea. Cuando los políticos mundiales, alertados por los científicos, se dieron cuenta del peligro que suponía para la especie humana (sin distinción alguna, fueran o no políticos) el aumento constante de ese isótopo inestable del carbono, se firmó el Tratado de No Proliferación de bombas nucleares a mediados de los años 60, con lo cual la cantidad de ^{14}C volvió a decrecer.

Así se ha sabido, por ejemplo, que las sustancias húmicas de los epipedones de la Estación Experimental de Rohamsted tienen unos 1.500 años de antigüedad, mientras que las situadas a más de 1 metro de profundidad tienen más de 10.000 años. O que las diferentes fracciones fúlvicas, húmicas o huminas son más viejas en el sentido expuesto, por ejemplo, en Mollisoles.

Caja 3.7. Intercambio suelo-atmósfera de gases con efecto invernadero

Entre el suelo y la atmósfera existe un activo intercambio de gases. Buena parte de los aumentos de la concentración de anhídrido carbónico (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) que experimenta la atmósfera se deben a las alteraciones de la actividad microbiana del suelo que modifican este intercambio.

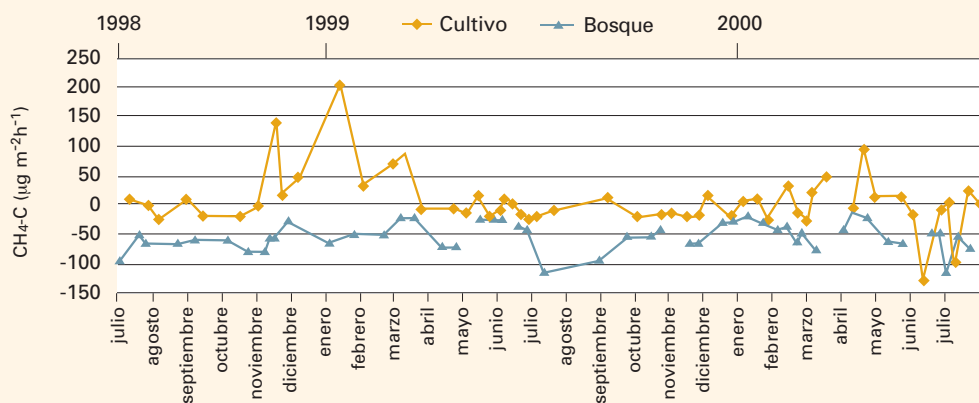
El estudio de los flujos de estos gases ha sido objeto de una intensa investigación durante los últimos años. Las actuales metodologías, basadas en la toma de muestras de aire en campo (in situ) por medio de campanas y posterior análisis de concentraciones por cromatografía de gases, permiten cuantificar los flujos existentes entre suelo y atmósfera.

Estos estudios han revelado que las emisiones de CO₂ del suelo se incrementan durante las cortas forestales (especialmente cortas a hecho), la preparación del terreno, la fertilización, o los incendios.

Por otro lado, los suelos forestales tienen un importante papel en la regulación de los contenidos del CH₄ atmosférico. Así, la reforestación de tierras agrarias contribuirá a recuperar la capacidad metanótrofa perdida en los suelos cultivados.



Cámara de medición de emisión de gases del suelo
(Fotografía: A. Merino).



Evolución temporal de emisión de metano en un suelo forestal (Merino et al., 2004).

3.8. Teledetección

La teledetección es una técnica que puede aportar una información muy útil para una mejor gestión y conocimiento del planeta Tierra, en particular, como es en nuestro caso, al cambio climático y la relación con la cubierta vegetal. Además, el rápido desarrollo tecnológico en campos como sensores de medida, plataformas espaciales, sistemas de comunicación digital e informática (*software* y *hardware*) está dando lugar a una importante evolución y mejora en su aportación, lo que la hace casi imprescindible para un buen gestor o investigador en todos los campos de estudio de la Tierra (Caja 3.8). La teledetección espacial está aportando información muy valiosa en todo el problema global del cambio climático. Aparte de las relacionadas con la cubierta vegetal que será algo más detallada en los siguientes puntos, las líneas de trabajo donde la teledetección está suministrando información relacionada con el cambio climático son muy variadas (Caja 3.9).

Aparte de las ventajas propias del sistema de observación espacial como son: cobertura global y exhaustiva, muestreo repetitivo y multiescala espacial, medida en varias regiones de espectro. En la última década, la política de las grandes agencias espaciales, como la NASA americana o la ESA europea, es la puesta en marcha de programas cuyo principal objetivo es aportar información necesaria para el seguimiento de globo terrestre y del problema del cambio climático. Así, por ejemplo, los tres satélites operativos de la NASA en el programa EOS (Earth Observing System) del nuevo milenio: *Terra/Aqua/Aura* puestos en órbita respectivamente en 1999, 2002 y 2004 montan múltiples sensores que buscan un estudio exhaustivo a resolución espacial media 250 m-1 km de datos de la cubierta terrestre, marina y la atmósfera (Fig. 3.6) En la ESA el satélite *Envisat* (lanzado en 2002) con sensores como el Sciamachy que mide concentraciones totales y perfiles en altura de los principales gases invernadero o el radiómetro Meris son un ejemplo claro de esta apuesta de la teledetección en aportar datos para conocer mejor el globo terrestre. Centrándonos en las aportaciones para el análisis de la cubierta vegetal y los flujos de CO₂ podemos analizar con algo más de detalle los sistemas de estimación de biomasa o PNN (producción neta primaria) que marcará el volumen de CO₂ que fija la cubierta vegetal y los sistemas en teledetección para hacer inventarios de usos de suelo y de cambios que son muy necesarios para evaluar la capacidad de fijación de esa superficie o si es una fuente o sumidero de CO₂.

Caja 3.8. Conceptos básicos de la teledetección

Se puede entender la teledetección como una herramienta de observación de la Tierra basada en la obtención de imágenes desde aviones o satélites espaciales. Dichas imágenes no se quedan en las clásicas fotografías del visible sino que miden en otras regiones del espectro electromagnético como el infrarrojo microondas y permiten tener mucha más información que la suministrada en una fotografía aérea obtenida midiendo la reflectancia del visible.

Podemos señalar como datos importantes de las imágenes obtenidas que:

- Son imágenes digitales, y cada uno de los elementos mínimos (**píxeles**) que define la imagen corresponden a la medida de la radiación electromagnética emitida o reflejada por una porción de terreno de área observada.
- Cada uno de los píxeles tiene detrás una porción de terreno observado. Así se atribuye a esa imagen una de las características fundamentales: **la resolución espacial**. Podemos decir que un satélite tiene una resolución espacial de 30x30 m cuando a cada píxel de la imagen generada le corresponde 30x30 m² de terreno.
- Las imágenes son generalmente **multiespectrales**, es decir medimos en muchas zonas del espectro electromagnético y no solo nos limitamos al visible como hace la fotografía clásica. Así podemos tener imágenes de azul, verde, rojo, infrarrojo próximo, infrarrojo medio, infrarrojo térmico. En cada una de esas «bandas» donde se mide obtenemos una propiedad nueva de la superficie observada y que hace que la información sea más útil para el mejor estudio de la superficie.
- Es en general importante conocer la posibilidad de repetir la observación sobre la misma porción de territorio: **resolución temporal**. Así, por ejemplo, podemos tener satélites que generan imágenes cada media hora (para estudios meteorológicos) y otros satélites que tardarían 26 días en repetir una imagen sobre la misma zona de la Tierra (con fines cartográficos).
- A través de la medida de radiación que tenemos en cada píxel de la imagen (en la fotografía b/n clásica nos definiría el gris de ese punto) podemos obtener propiedades de ese terreno. Por ejemplo, distinguir qué cantidad de vegetación tenemos, si hay agua o el grado de humedad del suelo y la posible presencia de materiales en ese suelo, su temperatura, etc.
- En general, la magnitud física que asignamos a cada píxel es la **reflectancia** espectral que es el porcentaje de radiación que refleja ese terreno frente a la total incidente de la radiación solar en la banda del espectro donde medimos. En otras ocasiones si medimos en el Infrarrojo térmico se obtiene la **temperatura de la superficie**.

Figura 3.6. Imágenes obtenidas mediante el radiómetro Modis del satélite Terra en «color real»



De forma sistemática, el Rapid Response Project de NASA/GSFC localiza sobre la imagen de color real los posibles focos de incendios (anomalías térmicas) en color rojo. Las imágenes se difunden gratuitamente por Internet. Imágenes cortesía de Modis Rapid Response Project de NASA/GSFC. (Imágenes bajadas de <http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov/> el 01/06/2006)

(Fotografía superior) Imagen obtenida mediante el radiómetro Modis del satélite Terra. 29/4/2005 13:45 GMT. Se localiza en el mar cantábrico y detecta por un análisis del color de mar altas concentraciones de fitoplankton marino. Sobre tierra se observan puntos rojos correspondientes con de anomalía.

(Fotografía inferior) Corresponde a la fecha 4/8/2005 11:10 GMT. Se localiza en el noroeste de la península Ibérica y se reflejan los devastadores incendios localizados en el norte de Portugal y el gran penacho de humo que estaban generando.

Caja 3.9. Principales líneas de trabajo en las que la teledetección aporta información relacionada con el cambio climático

Las principales líneas de investigación donde la teledetección está aportando información y conocimiento del globo terrestre para conocer mejor el problema del cambio climático se pueden resumir en:

- Mejor conocimiento de los mares y océanos: cartografía diaria de temperatura de superficie y posibles anomalías. Mejor conocimiento de las corrientes marinas y efectos como El Niño. Inventario de clorofila marina asociada al papel de sumideros de CO₂ de los océanos (ver fig. 3.6 superior). Inventario y seguimiento de cambios de la cubierta helada terrestre.
- Mejor conocimiento de la atmósfera: seguimiento y medida de aerosoles atmosféricos y sus posibles cambios en el albedo terrestre. Medidas globales de nubosidad y tipos de nubes. Estimación de concentraciones totales y perfiles en altura de gases atmosféricos con influencia en el cambio climático.
- Mejor conocimiento global de ocupación de suelo, cubierta vegetal y estimaciones de producción neta primaria. Así se podrá disponer de estimaciones actualizadas de tipo de cubierta vegetal, biomasa vegetal acumulada y CO₂ fijado en la cubierta vegetal de la superficie terrestre.
- Seguimiento muy detallado espacial y temporalmente de posibles cambios de usos de la cubierta terrestre que pueden estar asociados al cambio climático: incendios (ver fig. 3.6 inferior), procesos de desertificación y degradación de suelos, dinámicas de cambio de ocupación de suelo.
- Mejores datos para seguimiento de las dinámicas atmosféricas y la interacción con las superficies terrestres.

Índices de vegetación y producción neta primaria

La capacidad de las imágenes de satélite para detectar la cubierta vegetal se basa en la medida en las bandas espectrales del rojo (0,6-0,7 μm) e Infrarrojo próximo (0,7-0,9 μm) y el comportamiento único de la cubierta vegetal de aumento muy brusco causado por la fuerte absorción del rojo debido a la fotosíntesis y la alta reflectancia en el infrarrojo próximo (IRp) debido a la estructura celular vegetal. Sobre la figura 3.7 se aprecia este singular comportamiento frente la respuesta de un suelo sin vegetación (suelo desnudo).

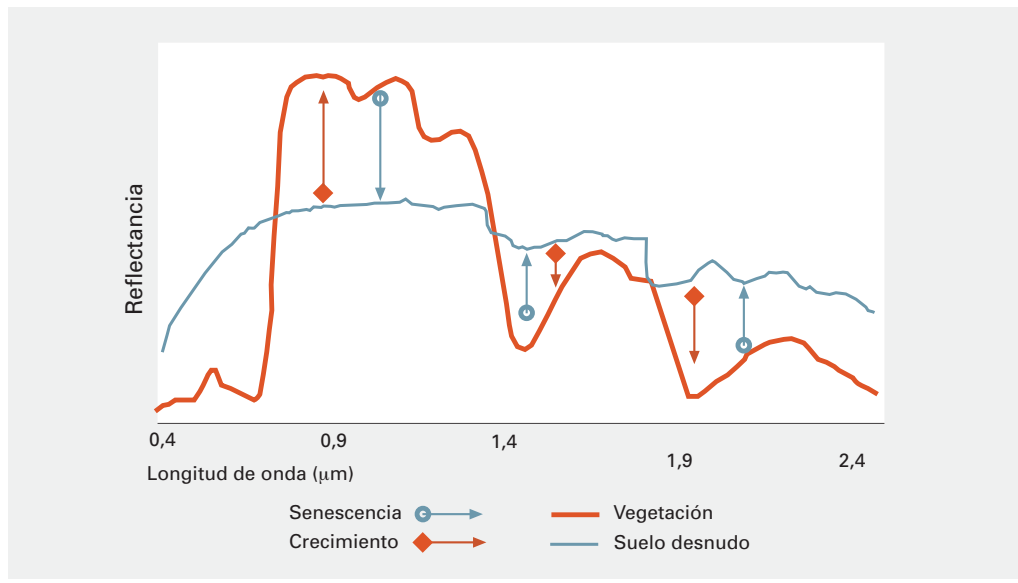
Es el NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) el índice de vegetación más comúnmente utilizado en teledetección debido a su sencillez de cálculo y, al ser normalizado, corrige algunos efectos no deseados que enmascaran el efecto puro del salto en reflectividad del rojo al IRp de la vegetación:

$$NDVI = \frac{IR_{near\,infr} - R_{rojo}}{IR_{near\,infr} + R_{rojo}}$$

Con un rango de variación de $-1 \leq NDVI \leq +1$, toma siempre valores positivos para suelos con vegetación ya que en suelos con vegetación la reflectividad aumenta singularmente al pasar del -rojo al IRp. Con mayor cubierta vegetal o más activa fotosintéticamente el índice irá aumentando. Los valores negativos se dan en superficies de agua, para nubes se dan valores muy próximos al cero y para suelos desnudos valores positivos pero bajos.

Son multitud los estudios realizados buscando la relación de los índices de vegetación con magnitudes más clásicas en estudios agroforestal (Steven y Clark, 1990). La relación entre el NDVI y la APAR (radiación fotosintéticamente activa absorbida) es lineal con muy buenas correlaciones. La relación del LAI (índice de área foliar) con el NDVI está también muy analizada, resultando una relación lineal para LAI bajos; pero con el aumento del LAI, aproximadamente por encima de 4 o 5 (valores fácilmente alcanzables en los bosques peninsulares), el NDVI se satura perdiéndose la capacidad de deducir, sin grandes errores, el LAI a través del valor del NDVI de la imagen.

Figura 3.7. Representación de los cambios de reflectividad de una cubierta vegetal en los procesos de crecimiento y senescencia



3. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

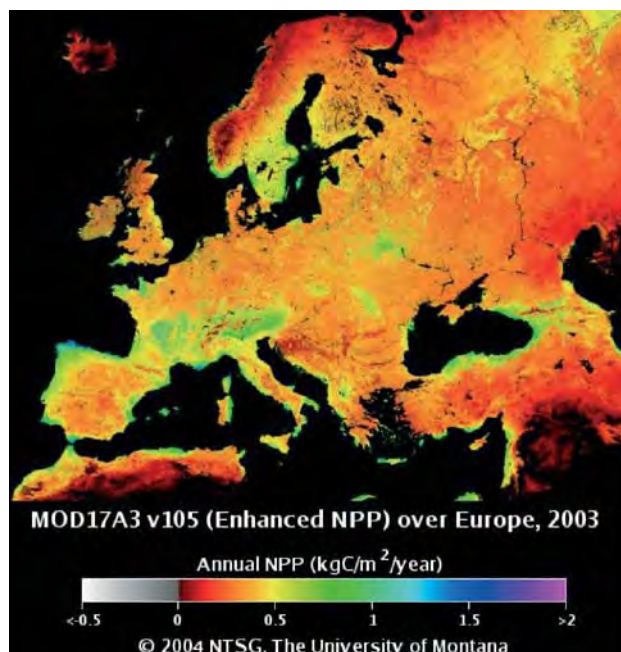
Teniendo en cuenta las relaciones mostradas del NDVI con la APAR y la clara relación de la biomasa producida (o producción primaria neta NPP) y la APAR que capta la cubierta vegetal, es fácilmente deducible la potencialidad de la suma acumulada del NDVI en un intervalo temporal con la biomasa generada por una cubierta vegetal:

$$NPP = GPP - R$$

Donde **GPP** (producción por fotosíntesis) será una función de la radiación APAR absorbida y factores de eficiencia en el proceso de generar biomasa y **R** será el consumo asociado a la respiración de la planta que es función de la vegetación, la temperatura y nuevamente factores de eficiencia (Running, et al., 2004).

Mediante estos sistemas de estimación se pueden obtener imágenes semanales, mensuales o anuales de NPP y en consecuencia evaluar el CO₂ fijado en el dosel vegetal. Ya existen productos elaborados por Modis (del programa de Earth Observing System de la NASA) donde se suministra imágenes de NPP (gC/m²) cada 8 horas diarias, mensuales o anuales de todo el globo terrestre con una resolución de 1 km². Dentro del grupo de trabajo de

Figura 3.8. Imagen generada mediante Modis del la productividad neta primaria sobre Europa en el año 2003



Fuente: Cortesía del profesor Steven Running, Universidad de Montana, EE. UU.

Modis van evaluando la calidad de los productos NPP generados a través de una red mundial que compara medidas de flujos de CO₂ mediante torres en el suelo y los datos de NPP (Fig. 3.8) que estima Modis (Running, et al., 1999).

En muchas ocasiones se ha utilizado el seguimiento temporal del NDVI para el estudio del estado de la cubierta vegetal, por ejemplo en cultivos agrícolas para analizar el ciclo fenológico y detectar anomalías en el desarrollo. Para masas forestales, índices basados en dicha serie temporal del NDVI permiten tener estimadores del riesgo de incendios (Illera, et al., 1995).

Identificación de usos de suelo y cambios de uso

El disponer de una buena cartografía de ocupación del suelo es uno de los objetivos claves para poder modelizar los balances de CO₂ entre suelo y la atmósfera a nivel global. Dentro del análisis de ocupación, los posibles cambios de uso (asociados a procesos de abandono de cultivos, reforestación, roturación, urbanización, incendios, etc.) son clave para ir estimando en el modelo los cambios de flujos netos de CO₂ en ese suelo.

Son numerosos los trabajos que se han desarrollado en teledetección para generar mapas de ocupación del suelo, algunos muy locales a nivel de comarca o provincia pero otros como el promovido por la Unión Europea dentro de programa Corine (Coordination of Information on the Environment) para la mayoría de países europeos genera en base a imágenes del satélite Landsat la cartografía Corine-Land Cover que clasifica en 44 leyendas el territorio. Es una de las herramientas clave para una política común del medio ambiente y de ordenación territorial en todos los países de la UE. Esta cartografía se generó inicialmente en 1990 y se actualizó en el 2000 en base a nueva información de imágenes de satélite donde se añaden los detalles de cambios de uso detectados en el nuevo inventario generado.

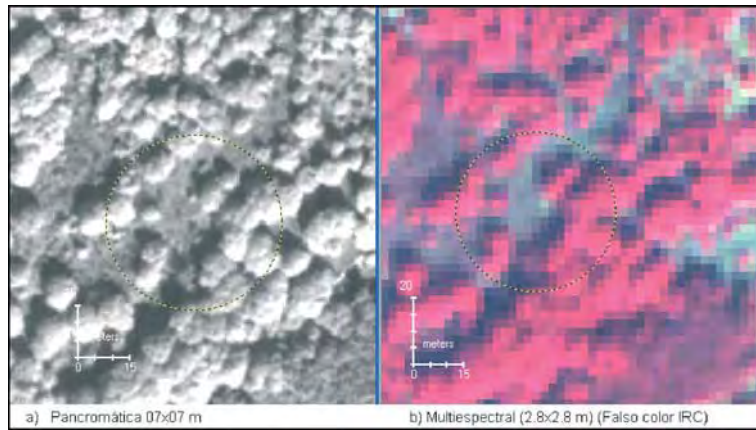
Como hemos visto anteriormente, programas como el EOS están generando de forma operativa, para todo el globo, imágenes de ocupación del suelo y estimación de cambios de uso para poder dar estimaciones más reales a nivel global del flujo de CO₂ entre el suelo y la atmósfera. Como ya hemos comentado, dicha información esta disponible gratuitamente vía Internet con imágenes del globo terrestre y con una resolución espacial de 1 km².

Combinado con la información que suministran este tipo de programas, en países punteros como España, se están desarrollando numerosos sistemas mucho más elaborados y con mejor resolución espacial para combinar la información de satélite con datos medidos desde el suelo, como son los datos de los inventarios forestales: IFN2 o IFN3. Por ejemplo, en la figura 3.9, se muestra una imagen del satélite *Quickbird* que alcanza una resolución de 70 cm donde se aprecia la estructura de copas de una zona cubierta por castaños en Salamanca. Sobre la imagen se localiza (circunferencia marcada en negro y amarillo), el

3. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

área correspondiente a una de las parcelas encuestadas para el inventario forestal nacional y que permitirá relacionar datos de suelo medidos por los encuestadores forestales con los datos que suministra el satélite para conseguir modelos mucho más precisos que permitan mejorar la información de los montes españoles sin necesidad de tantas salidas al campo para medir y poder extender a todo el monte los modelos generados.

Figura 3.9. Imagen del *Quickbird* con la localización de una parcela del IFN (radio 25 m) en la provincia de Salamanca; la especie principal es *Castanea sativa*



La imagen de falso color marca en rojo las áreas con cubierta vegetal más vigorosa y activa fotosintéticamente.

Caja 3.10. Programa de la NASA: EOS (Earth Observing System) del nuevo milenio

Dentro de objetivo de observación de la Tierra en el nuevo milenio, la NASA ha desarrollado el programa EOS. Entre el gran número de satélites integrados en el programa se pueden destacar tres: *Terra*, *Aqua* y *Aura*, cuyos nombres ya dan una pista muy precisa de objetivo de cada uno de ellos.

Los tres satélites tienen datos orbitales muy similares, una altura de unos 700 km y con un periodo de rotación en torno a la Tierra de unos 100 min.

Podemos hacer un resumen de las variables prioritarias de observación del programa EOS y que buscan generar una buena base de datos para la mejor comprensión de todos los fenómenos globales en la Tierra:

Atmósfera	Propiedades de nubes, flujos de energía, precipitación química en estratosfera y troposfera, propiedades de aerosoles, temperatura de la atmósfera, humedad de la atmósfera, rayos.
Radiación solar	Irradiancia solar global y espectral.
Tierra	Usos de suelo y cambios de usos, cubierta vegetal y dinámica, temperatura de la superficie, fuegos, efecto de volcanes, humedad superficial.
Océanos	Temperatura, fitoplancton y contenido de materia orgánica, campos de vientos superficiales, topografía de los océanos (altura olas, altura del mar).
Criosfera	Hielo sobre tierra (extensión de glaciares y cambios), hielo sobre océanos (extensión, movimientos de icebergs, temperatura), cubierta de nieve (extensión, equivalencia en agua).

Todas estas variables se generan mediante imágenes obtenidas de los satélites integrados en el programa EOS, el número de satélites integrados es superior a 10 y pertenecen a programas de Estados Unidos de América, Canadá y Japón.

Profundizando más en el análisis la cubierta vegetal es obligado hablar de sensor **Modis** que montan los satélites *Terra* y *Aqua* que a través de sus 36 bandas espectrales (resolución espacial entre 250 a 1 km) de medida permite que se estén generando de forma operativa (muchos difundidos gratuitamente por Internet) productos muy interesantes para el estudio de la cubierta vegetal a nivel mundial:

MOD09 - Reflectancia superficie	MOD14 - Detección de fuegos
MOD11 - Temperatura suelo y emisividad	MOD15 - LAI (Índice área foliar) y FPAR (Radiación fotosintéticamente activa interceptada)
MOD12 - Usos del suelo	MOD16 - Evapotranspiración
MOD44 - Cambio de la cubierta terrestre	
MOD13 - Índices de vegetación	MOD17 - Productividad primaria

Páginas web de interés:

Imágenes Modis del globo <http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov/>

Tutorial de aplicaciones de la NASA: <http://rst.gsfc.nasa.gov/>

3.9. Bibliografía

Albiach, M. R., Canet, R., Ribó, M., Pomares, F. (2003), «Determinación del carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana del suelo», en García, C., Gil, F., Hernández, T., Trasar, C. (eds.), *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Mundi-Prensa, Madrid.

Basanta, A. (1982), *Vegetación seral en Sierra Morena. Estudio ecológico de las respuestas del matorral a distintas intervenciones en el coto nacional La Pata del Caballo (Huelva)*. [Tesis doctoral inédita], Universidad de Sevilla.

Baskerville, G. L. (1972), «Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass», *Canadian Journal of Forestry* 2: 49-53.

Batjes, N. H. (1996), «Total carbon and nitrogen in the soils of the world», *European Journal of Soil Science*, 47: 151-163.

Bravo, F., Río, M. del, Peso, C. del. (2002), *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la gestión forestal sostenible*, ed. Fund. General de la Uva.

Bravo, F., Rivas, J. C., Monreal, J. A., Ordóñez, C. (2005), «BasIFor 2.0: Programa informático para manejar los datos del Inventario Forestal Nacional in 4º Congreso Forestal Español», *La ciencia forestal: Respuestas para la sostenibilidad* Ed. Sociedad Española de Ciencias Forestales.

Brown, S. (2002), «Measuring carbon in forests: current status and future challenges», *Environmental Pollution* 116: 363-372.

Cannell, M. G. R., Milne, R., Hargreaves, K. J., Brown, T. A. W., Cruickshank, M. M., Bradley, R. I., Spencer, T., Hope, D., Billett, M. F., Adger, W. N., Subak, S. (1999), «National inventories of terrestrial carbon sources and sinks: the UK experience», *Climatic Change* 42(3):505-530.

Cortina, J., Vallejo, V. R. (1994), «Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation», *Forest Ecology and Management* 70: 299-310.

Di Castri, F., Goodall, D. W., Specht, R. L. (1981), *Mediterranean-type shrublands*, ed. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.

Duchaufour, PH. (1984), *Edafología*, ed. Masson, Barcelona.

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.

- Gallardo, J. F., Martín, A., Santa Regina, I. (1998). «Nutrient cycling in deciduous forest ecosystems of the 'Sierra de Gata' mountains: Nutrient supplies to the soil through both litter and throughfall». *Annals of Forest Science*, 55: 771-784.
- Gallardo, J. F., Saavedra, J., Martin-Patino, T., Millan, A. (1987), «Soil organic matter determination», *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 18: 699-707.
- Ganuza, A., Almendros, G. (2003), «Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables», *Biology and Fertility of Soils*, 37: 154-162.
- García, C., Gil, F., Hernández, T., Trasar, C. (2003), *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Mundi-Prensa, Madrid.
- García-Ple, 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.
- González, J. M., Castedo, F., Diéguez, U., Rojo, A., Álvarez, J.G. (2004), *GesMo. Simulador de crecimiento y clasificación de productos*. Universidad de Santiago de Compostela, Lugo 21 pp+Cd
- González, M. I. M., Gallardo, J. F. (1982), «El efecto hojarasca: Una revisión», *Anales de Edafología y Agrobiología*, 41: 1129-1157.
- Guillén, D. F., de las Heras, P., Herrera, P., Pineda, F. (1994), «Shrub architecture and occupation of space in a mediterranean sclerophyllous shrubland», *Journal of Vegetation Science* 5: 497-504.
- Gutián Ojea, F., Carballas Fernández, T. (1976), *Técnicas de análisis de suelos*. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- HE, H. S., Mladenoff, D. J., Boeder, J. (1999), «An object-oriented forest landscape model and its representation of tree species», *Ecological Modelling* 119: 1-19.
- Hernández, T., García, C. (2003), «Estimación de la respiración microbiana del suelo, en García, C., Gil, F., Hernández, T., Trasar (eds.), *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Hierro J. L., Branch, L. C., Villarreal, D., Clark, K. L. (2000), Predictive equations for biomass and fuels characteristics of Argentine shrubs. *Journal of Range Management*, 53 (6): 617-621.
- Hutchinson, G. L., Mosier A. E. 1981. «Improved method for field measurement of nitrous oxide fluxes», *Soil Science Society of America Journal* 45: 311-316.

Ibáñez, J., Lledó, M. J., Sanchez, J. R., Rodá, F. (1999), Stand structure, aboveground biomass and production. In Rodá, F. et al., (eds) *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests. Ecological Studies*, vol. 137.

Ibáñez, J. J., Vayreda J., Gracia C. (2002), Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya. En: Bravo F., del Río M., del Peso C. (eds.) *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la gestión forestal sostenible: 67-77*, ed. Fund. General de la Uva .

Illera P., Fernández A., Delgado J.A., (1996), Temporal evolution the NDVI as an indicator of forest fire danger. *International Journal of Remote Sensing*, vol 17, n.º 6:1093-1105

IPCC (1997), *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Lim, B., Treanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D. J., Callender B.A. (eds), IPCC/OECD/IEA.

Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L.S., Birdsey, R. A. (2004), Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. Gen. Tech. Rep. NE-319. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 45 p. [1 CD-ROM]

Kellomäkki, S., Väisänen, H., Strandmand, H. (1993), *Finnfor: A model for calculating the response of boreal forest ecosystem to climate change*, University of Joensuu-Faculty of Forestry.

Kollmann, F. (1959), *Tecnología de la madera y sus aplicaciones*, tomo primero. IFIE, Madrid.

Kurz-Besson, C., Couteaux, M. M., Berg, B., Remacle, J., Ribeiro, C., Romanya, J., Thiery, J. M. (2006), «A climate response function explaining most of the variation of the forest floor needle mass and the needle decomposition in pine forests across Europe», *Plant and Soil* 285: 97-114.

Lal, R., Kimble, J. M., Follet, R. F., Stewart, B. A. (2001), *Assessment methods for soil carbon. Advances in Soil Science*. CRC Press. Lewis Publishers, Boca Raton.

Lambers, H., Chapin, F., Pons, T. (1998), *Plant physiological ecology*. Springer Verlag. Nueva York.

Leirós, M. C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., Gil-Sotres, F. (1999), «Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture», *Soil Biology & Biochemistry*, 31: 327-335.

Loissant, P. (1973), «Soil-vegetation relationship in mediterranean ecosystems of Southern France», en: Di Castri, F., Mooney, H. (eds.) *Mediterranean type ecosystems*, Springer Verlag, Berlin.

- Martin, 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», *Investigaciones Agrarias: Sistemas Forestales*, 2:5-17.
- Martin, A., Rapp, M., Santa Regina, I., Gallardo, J. F. (1994), «Leaf litter decomposition dynamics in some Mediterranean deciduous oaks», *European Journal of Soil Biology*, 30:119-124.
- Masera, O., Garza-Caligaris, J. F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G. J., Pussinen, A. De Jong, B. J., 2003. «Modelling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach», *Ecological Modelling*, 164: 177-199.
- Merino, A., Pérez-Batallón, P., Macías, F. (2004), «Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe», *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 917-925.
- Merino, O., Martin, M. P., Martin, A., Merino, J. (1990), «Sucesional and temporal changes in primary productivity in two mediterranean scrub ecosystems», *Oecol. Plant.* 11: 103-112.
- Mladenoff, D. J. (2004), «Landis and forest landscape models», *Ecological Modelling*, 180: 7-19.
- Montero, G., Muñoz, M., Donés, J., Rojo, A. (2004), Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en los montes Pinar de Valsaín y Matas de Valsaín, *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 13 (2):399-416.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005), *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. Monografías INIA: Serie Forestal n.º 13, Madrid.
- Moro, M. J., Domingo, F. (2000), «Litter decomposition in four woody species in a Mediterranean climate: Weight loss, N and P dynamics». *Annals of Botany*, 86: 1065-1071.
- Nabuurs, G.J., Mohren G.M.J. 1995. «Carbon sequestering potential of selected world forest ecosystems», *Canadian Journal of Forest Research*, 25: 1157-1172.
- Navarro Cerrillo, Rafael Maria; Blanco Oyonarte, P. (2006), «Estimation of above-ground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain», *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos*, vol. 15 (2): 197-207.
- Ojea, I., Puentes, A., González-Pereiro, L., Basanta, M. (1992), «Caracterización de la estructura vertical de *Ulex europaeus* L. mediante datos de frecuencia y fitomasa», *Studia Oecologica* 9: 67-76.
- Pacala, S. W., Canham, C. D., Saponara, J., Silander, J. A., Kobe, R. J., Ribbens, E. 1996. «Forest models defined by field measurements: Estimation, error analysis and dynamics», *Ecological Monographs* 66(1): 1-43.

- Pacala, S. W., Canham, C. D., Silander, J. A. (1993), «Forest models defined by field measurements: I. The design of a northeastern forest simulator», *Can. J. For. Res.* 23: 1980-1988.
- Palma, R. M., Defrieri, R. L., Tortarolo, M. F., Prause, J., Gallardo, J. F. (2000), Seasonal changes of bioelements in the litter and their potential return to green leaves in four species of the Argentine Subtropical forest. *Annals of Botany*, 85:181-186.
- Passera, C.B., González Rebollar, J.L., Robles, A., Allegretti, L.I. (2001), *Determinación de la capacidad sustentadora de pastos de zonas áridas y semiáridas del sureste ibérico, a partir de algoritmos*, XLI Reunión Científica de la SEEP: 611-617.
- Pastor-López, A., Martín, J. (1995), «Ecuaciones de fitomasa para *Pinus halepensis* en repoblaciones de la provincia de Alicante», *Studia Oecologica*, 12: 79-88.
- Pearson, R. G., Dawson, T. P., Berry, P. M., Harrison, P. A. (2002), «Species: a Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species», *Ecological Modelling*, 154 (3), 289-300.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Rodríguez R. (1986), *Técnicas y experimentos en edafología*, A. E. A. C., Barcelona.
- Río, M. del, Rivas, J. C., Condés, S., Martínez-Millán, J., Montero, G., Cañellas, I., Ordóñez, C., Pando, V., San Martín, R., Bravo, F. (2001), «BasiFor: aplicación informática para el manejo de bases de datos del Segundo Inventario Forestal Nacional», *Actas del III Congreso Forestal Español*, Mesas 4-5: 49-54.
- Rodriguez-Murillo, J. C. (2001), «Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain», *Biology and Fertility of Soils* 33: 53-61.
- Roig, S., Río, M. del, Cañellas, I., Montero, G. (2005), «Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait stands under different thinning regimes», *Forest Ecology and Management*, 206: 179-190.
- Romanyá, J., Casals, P., Cortina, J., Bottner, P., Coûteaux, M. M., Vallejo, V.R. (2000), «CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil II. Effects of soil fauna and surface stoniness», *Biogeochemistry* 48: 283-306.
- Ruiz de la Torre, J. (1981), «Vegetación natural y matorrales en España», en Pardo Figueras, J. L. (ed.) *Tratado del Medio Natural*, vol. II. Publicaciones de la Universidad Politécnica de Madrid, CEOTMA, ICONA. Madrid.
- Running S. W., Nemani R. R., Heinsch F. A., Zhao M., Reeves M., Hashimoto H. (2004), «A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production», *Bioscience*, vol 54, n.º 6: 547-560
- Running, S.W., Baldocchi, D., Turner, D., Gower, S. T., Bakwin, P., Hibbard, K. (1999), «A global terrestrial monitoring network integrating tower fluxes, flask sampling, ecosystem modeling and EOS satellite data», *Remote Sensing of Environment* 70: 108-127.

Santa Regina, I, Rapp, M., Martin, A., Gallardo, F. J. (1997), «Nutrient release dynamics in decomposing leaf litter in two Mediterranean deciduous oak species», *Annals of Forest Science*, 54: 747-760.

Santa Regina, I. (2001), «Litter fall, decomposition and nutrient release in three semi-arid forests of the Duero basin, Spain», *Forestry*, 74: 347-358.

Schelhaas, M. J., Van Esch, P. W., Groen, T. A., de Jong, B. H. J., Kanninen, M., Liski, J., Masera, O., Mohren, G. M. J., Nabuurs, G. J., Palosuo, T., Pedroni, L., Vallejo, A., Vilén, T., (2004), CO2FIX V 3.1. – *Description of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and Wood products*. ALTErrA Report 1068. Wageningen, The Netherlands.

Soil and plant analysis council. Inc. (2000), *Soil Analysis. Handbook of Reference Methods*, CRC Press, Washington.

Sprugel D. G. (1983), «Correcting for bias in log-transformed allometric equations», *Ecology*, 64(1): 209-210.

Sternberg, M., Shoshany, M. (2001), «Aboveground biomass allocation and water content relationship in Mediterranean trees and shrubs in two climatological regions in Israel», *Plant Ecology* 157: 171-179.

Steven M. D., Clark, J. A., (1990), *Applications of remote sensing in agriculture*, ed. Butterworths.

Terradas, J. (2001), *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*, ed. Omega, Barcelona.

Uresk, D., Gilbert, R., Menke, J. (1977), «Sampling big sagebrush for phytomass», *J. Range Manage.*, 30 (4): 311-314.

Valle, F. (1990), *Conservación, gestión y restauración del matorral*, Curso Internacional sobre Selvicultura Mediterránea, Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía. Granada.

Villanueva, J. A., Vallejo, R. 2002. «El Banco de Datos de la Naturaleza y el Inventario Forestal Nacional», en F. Bravo, M. del Río, C. del Peso, (eds.) (2002 *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la gestión forestal sostenible*, ed. Fund. General de la Uva.

Villar, M. C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. (2004), «Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation», *Geoderma*, 122: 73-82.

Waring, R. H., Runnig, S. W. 1996. *Forest Ecosystems. Analysis at multiple scales*, ed. Academic Press, Harcourt Brace & Company, Nueva York.

Whittaker, R. H., Woodwell, G. M (1968), «Dimension and production relations of trees and shrubs in the Brookhaven forest», New York. *Journal of Ecology*, 56: 1-25.

Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R., Mencuccini, M. (2005), «Biomass and Stem Volume Equations for Tree Species in Europe», *Silva Fennica Monographs*.

Capítulo 4

Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

Felipe Bravo, Carlos del Peso, Andrés Bravo-Oviedo, Luis Fernando Osorio, Juan F. Gallardo, Agustín Merino y Gregorio Montero.

4.1. Introducción

La selvicultura es la ciencia que estudia la intervención razonada del hombre en el bosque y cuya finalidad es aprovechar el uso múltiple de las masas forestales garantizando, en todo momento, la persistencia del arbolado (Caja 4.1). Por otro lado, la selvicultura conlleva la planificación forestal durante un plazo variable para alcanzar los objetivos fijados por la propiedad forestal, satisfaciendo a la vez los intereses de la sociedad, siendo el contenido de la ordenación forestal.

La selvicultura y la ordenación forestal se desarrollaron como ciencias en Europa durante el siglo XVIII para cubrir la necesidad de suministrar madera para el combustible y la construcción de una forma regular y persistente en el tiempo. Así, dentro de este esquema de gestión, se considera que el bosque tiene capacidad para la producción continuada de beneficios de forma regular, en el espacio y en el tiempo, cumpliendo dos funciones claramente económicas: (1) Función de ahorro con el acumulo de crecimientos; y (2) Función de producción mediante aprovechamiento y comercialización de los productos.

Asimismo, en el monte se da una peculiaridad de producción única, ya que coincide el producto extraíble con la «fábrica». El capital queda representado en el arbolado, que acumula el crecimiento y tiene capacidad de regeneración. El capital que representa el suelo, siendo la extensión sobre la que se desarrolla el arbolado y contribuye a mantener la capacidad de regeneración y producción del arbolado. Tradicionalmente se ha comparado el crecimiento de las masas forestales con el interés (en sentido económico) que proporciona el arbolado y que, una vez están acumulados (sobre el arbolado), se puede realizar un aprovechamiento de la masa forestal (en bienes directos, principalmente madera). Si no se abusa del capital (la masa forestal), la capacidad productiva es infinita al tratarse de un recurso natural renovable. Por ello, tanto la selvicultura como la ordenación forestal, permiten el rendimiento sostenible del bosque.

La longevidad de los árboles es un dato importante que influye directamente en la toma de decisiones. El periodo de vida natural varía según las especies. Mientras que un álamo rara vez pasa de los 50 años, una encina puede llegar a los 500 y un tejo suele sobrepasar los 1000 años de vida. La longevidad de las especies forestales y los intereses del hombre determinan en qué momento se produce la corta del arbolado para obtener un determinado beneficio, que puede ser de tipo monetario o no.

La corta del arbolado representa, dentro de la técnica selvícola, el momento de obtener una gran parte de los bienes tangibles que produce el bosque, pero también el momento en que se inicia la regeneración del mismo. El lapso de tiempo que va desde el nacimiento del árbol hasta su corta se conoce como «turno» y, como ya se comentó antes, puede coincidir con distintos intereses de tipo económico, tecnológico, de conservación y de protección. De entre todos los criterios (Tabla 4.1.) utilizados para determinar cuál es el momento óptimo para realizar las cortas para conseguir la regeneración del bosque, el más utilizado en los bosques templados es el de máxima renta en especie, que coincide con la edad a la que el crecimiento medio de los árboles es máximo.

Tabla 4.1. Criterios utilizados para determinar el momento óptimo de corta de los bosques

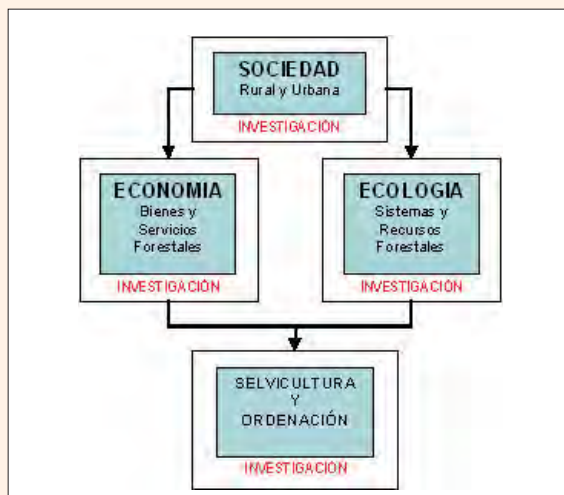
Criterios biológicos • Criterio físico: Los árboles se cortan cuando pierden prácticamente su vitalidad. • Criterio selvícola: La edad de corta debe permitir el desarrollo vigoroso de la masa forestal y mantener condiciones satisfactorias para su regeneración. Criterios económico-financieros • Criterio dinerario: Los árboles se cortan en el momento en que se hacen máximos los ingresos en dinero (sin actualizar). • Criterios financieros: El momento de corta se define a través de un análisis de costes y beneficios, actualizados, de la silvicultura aplicada.	Criterios técnico-forestales • Criterio de máxima renta en especie: El momento de corta coincide con la edad que hace máxima la producción maderable durante infinitos ciclos. • Criterio tecnológico: Los árboles se cortan cuando alcanzan la edad adecuada para obtener productos ajustados a las necesidades de la industria Criterios ecológicos • Los árboles se cortan cuando se ha alcanzado un cierto nivel en la sucesión ecológica que permite, a escala de paisaje, que estén representadas todas las fases de la misma. • El arbolado se corta cuando se ha recuperado un cierto nivel de nutrientes desde la corta anterior.
---	--

Los árboles que componen una masa forestal se encuentran distribuidos y estratificados de acuerdo con sus aptitudes genéticas, con las condiciones ecológicas de la estación y con el tratamiento selvícola aplicado a su renovación y desarrollo. Las distintas estrategias de regeneración natural de las masas forestales permiten clasificar los bosques en diferentes tipos en función de si se han originado por reproducción sexual, asexual o mixta o si conviven árboles de varias edades dispares o de edades parejas (Tabla 4.2.) La igualdad

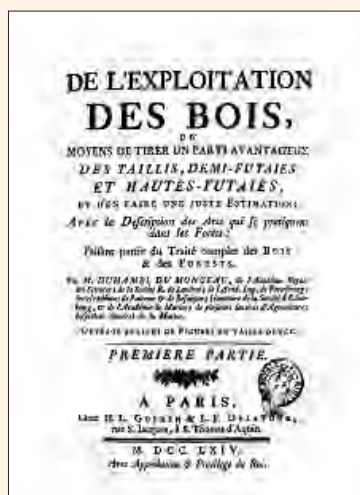
4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

Caja 4.1. Integración social, económica y ecológica de la Selvicultura y la ciencia forestal

El origen de la silvicultura como técnica, más que como ciencia, hay que buscarlo antes de la Revolución francesa en el «*Traité complet des bois et des forêts*» de Duhamel (1764). La silvicultura como ciencia moderna nace «de la necesidad», palabras de H. Cotta que de esta manera bautizó a la silvicultura en 1816. La silvicultura tal y como la entendemos hoy en día presenta tres aspectos básicos en su aplicación: social, económico y ecológico. La necesidad de la que hablaba Cotta es la de las sociedades que demandan bienes (sobre todo la rural) y servicios (sobre todo la urbana), en este aspecto la investigación sociológica sobre las preferencias de cada una es fundamental a la hora de definir políticas forestales. En la demanda de bienes y servicios está implícita la demanda económica ya que son las sociedades las que pagan para obtener un beneficio tangible (madera, pastos o frutos) y otros intangibles (regulación de los ciclos hidrológicos, oxígeno o fijación de carbono), que están estrechamente relacionados con la demanda ecológica (biodiversidad, mantenimiento y conservación de estructuras). En ambos casos, la investigación de los mercados y la valoración de productos, así como el desarrollo de la investigación sobre el funcionamiento de los sistemas ecológicos, por ejemplo en relación al ciclo del carbono, es el pilar básico sobre el que se apoya la silvicultura y la ordenación de montes, que busca maximizar el beneficio económico y ecológico que redundaría en el bienestar de la sociedad. Dicha maximización se alcanza mediante la praxis y el desarrollo de tratamientos y métodos comprobados y avalados mediante la investigación científico-técnica.



Los pilares de la selvicultura



Primer tratado de selvicultura

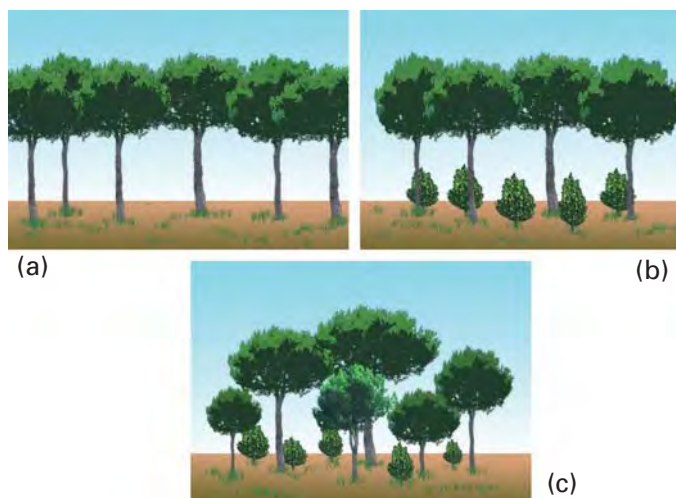
de época de regeneración de las masas regulares (y coetáneas) da lugar a que las diferencias entre los árboles se deban a condicionantes de estación y de la aptitud genética de cada individuo. Habitualmente las diferencias de edad se transforman en diferencias de tamaños, en altura (en función de la calidad de la estación, es decir la productividad potencial de un sitio) y en diámetro (en función de la densidad de la masa). Por otro lado, la estructura de las masas irregulares está determinada por el equilibrio entre los árboles adultos que ocupan un gran espacio y los árboles jóvenes que ocupan un espacio menor. La disminución desde un gran número de árboles jóvenes hasta un pequeño número de árboles adultos se produce tanto por mortalidad natural como por la corta selvícola. La forma de regeneración y la estructura de la masa resultante son características básicas para determinar el tipo de tratamiento que se puede plantear en una masa forestal (Fig. 4.1). No obstante, antes de decidir qué tipo de cortas de regeneración son necesarias se deben fijar los objetivos de la gestión de la masa forestal. Tradicionalmente, en el mundo mediterráneo se han aprovechado los tratamientos de monte bajo con cortas a matarrasa para el aprovechamiento de leñas, centrado principalmente en quercíneas (encina, quejigo, rebollo...) o dimensiones pequeñas (castaño) con una capacidad elevada de rebrote tanto de raíz como de cepa.

Tabla 4.2. Clasificación de los bosques en función de su forma de reproducción y de las edades de los árboles que los componen

Según su forma de reproducción	Según las edades de los árboles
<i>Monte alto</i> : todo el arbolado proviene de regeneración por semilla.	<i>Masa coetánea</i> : al menos el 90% de los árboles de la masa tienen la misma edad.
<i>Monte bajo</i> : todo el arbolado procedente de rebrote de cepa o raíz.	<i>Masa regular</i> : al menos el 90% de los árboles de la masa pertenecen a la misma clase artificial de edad (lapso de tiempo directamente relacionado con la consecución de la regeneración).
<i>Monte medio</i> : coexiste arbolado que proviene de semilla con otros que proceden de brotes	<i>Masa semirregular</i> : aquella masa en la que conviven árboles cuya diferencia de edad es como máximo de dos clases artificiales de edad.
	<i>Masa irregular</i> : aquella masa en la que conviven árboles que representan al menos dos clases de edad no consecutivas (irregular pie a pie e irregular por bosquetes).

El conocimiento de las especies forestales y la necesidad de planificar la gestión de los bosques dentro de un marco de sostenibilidad han dado como resultado el establecimiento de una serie de estrategias destinadas a la producción continua de bienes (principalmente bienes directos y, dentro de éstos, con un papel relevante, la madera) y servicios. A grandes rasgos se pueden definir dos tipos de selvicultura: (1) la **selvicultura intensiva**, más relacionada con el cultivo forestal y cercana a las prácticas agronómicas, en este grupo se

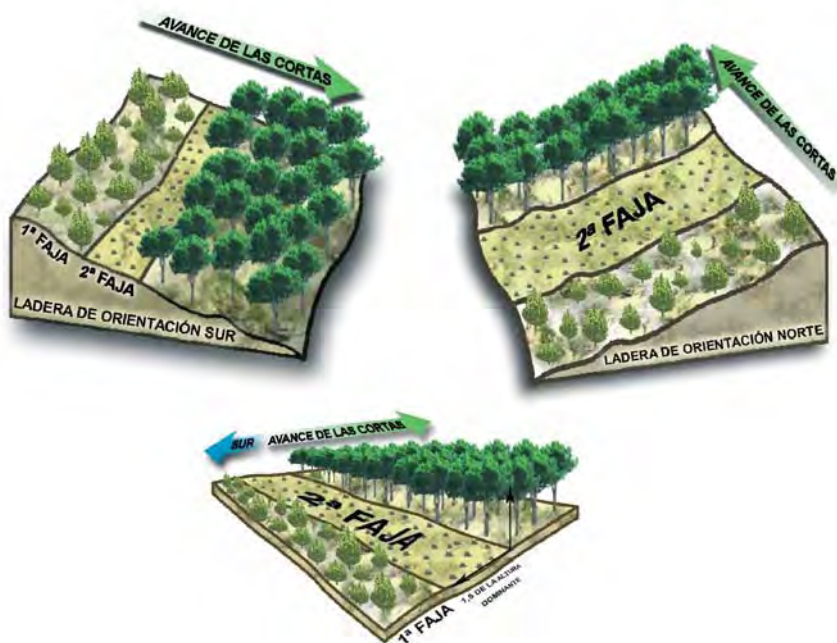
Figura 4.1. Diferentes formas de masa forestal en función de su estructura de edades



(a) masa regular, (b) masa semirregular y (c) masa irregular. En la tabla 4.2 se explican de forma detallada estas formas de masa.

incluye el manejo que se hace de las especies de crecimiento rápido, principalmente sobre zonas muy productivas, turnos cortos, regeneración artificial generalmente con especies foráneas y/o selvicultura clonal, cuya principal producción es la madera. En este caso, los beneficios indirectos de las masas forestales (principalmente las funciones protectoras y ecológicas) quedan claramente supeditados al objetivo productivo principal, y (2) la **selvicultura extensiva**, por el contrario este tipo de selvicultura sería la aplicada en bosques menos productivos o en los que las condiciones de aprovechamiento de los productos son más difíciles y no justifican la inversión de recursos económicos. También se aplica en bosques donde el objetivo fundamental es la conservación o la protección. Se utiliza fundamentalmente la regeneración natural de la masa forestal (aunque existen repoblaciones forestales de carácter protector o conservador), con turnos más largos y haciendo especial hincapié en el uso múltiple del bosque. La corta de los árboles es, dentro de la selvicultura, a la vez una forma de obtención de productos y una herramienta para modular los procesos de competencia y regeneración en los bosques. No sólo debe considerarse el momento óptimo para realizar las cortas sino también su disposición sobre el terreno (Figura 4.2).

Figura 4.2. Distribución sobre el terreno de las cortas de regeneración por fajas



La orientación de las fajas está pensada para favorecer la regeneración de los árboles y proteger a la nueva generación de situaciones adversas como heladas o vientos desecantes. En caso de que se trate de zonas con problemas erosivos no se deben realizar fajas en el sentido de la máxima pendiente de la ladera.

El uso múltiple de la masa arbolada está asegurado a través de la ordenación de montes o dasocracia, que incluye la planificación de las actividades que se desarrollan en los montes de modo que se asegure el continuo disfrute de sus productos y servicios y la perpetuación del ecosistema, ecosistemas que lo integran. La planificación de la toma de decisiones que afectan directamente a las masas forestales se recoge en el documento conocido como proyecto de ordenación, plan dasocrático o plan técnico de gestión (Caja 4.2) y que en España tienen una tradición de más de un siglo. El método utilizado para organizar la silvicultura y distribuir los diferentes tipos de bosque dependerá del tipo de masa y de la gestión propuesta (regeneración natural o artificial, monte alto o monte bajo, etc.) y dará lugar, en cualquier caso a un cierto equilibrio de edades que aseguren la persistencia de la masa y el máximo de rentas económicas y utilidades (Figuras 4.3 a 4.5). En los últimos años el fomento de la gestión forestal sostenible ha favorecido el desarrollo de la certificación forestal, que promovida por distintos colectivos, buscan facilitar al consumidor último el reconocimiento de esta gestión forestal dentro de unos cánones de sostenibilidad previamente establecidos.

Caja 4.2. La ordenación de montes en España

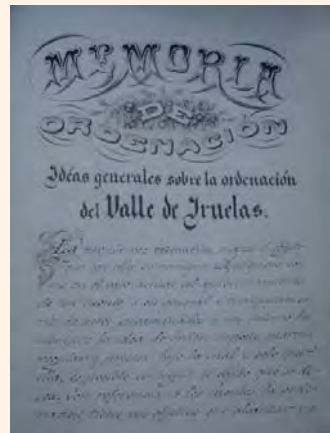
A finales del siglo XIX, y acompañando al desarrollo de la profesión forestal, surge en España el interés por la ordenación de montes, copiando modelos ya desarrollados en Europa, principalmente en Francia y Alemania. En aquellos inicios, se extendió el método de ordenación en dotaciones periódicas buscando equilibrar las distintas clases de edades, asegurando la persistencia de la masa.

Las dificultades en la aplicación de métodos tan rígidos como los tramos permanentes, concretadas principalmente en problemas de regeneración, dificultades en el acotamiento al pastoreo, incendios y falta de recursos humanos, ha hecho que actualmente se trabaje en métodos más flexibles, principalmente el tramo único y el tramo móvil.

La necesidad de ajustar la gestión forestal tradicional a los nuevos objetivos de la sociedad: uso múltiple, fijación de carbono, biodiversidad, hábitat de especies protegidas, uso recreativo, paisaje, etc. hace necesario que se recurra a nuevas herramientas de optimización de la información recogida. Las últimas tendencias de gestión forestal sostenible abogan por la inclusión de la programación lineal integrada en sistemas de información geográfica y apoyada en la modelización de la dinámica de rodales forestales a una escala mayor que el monte.

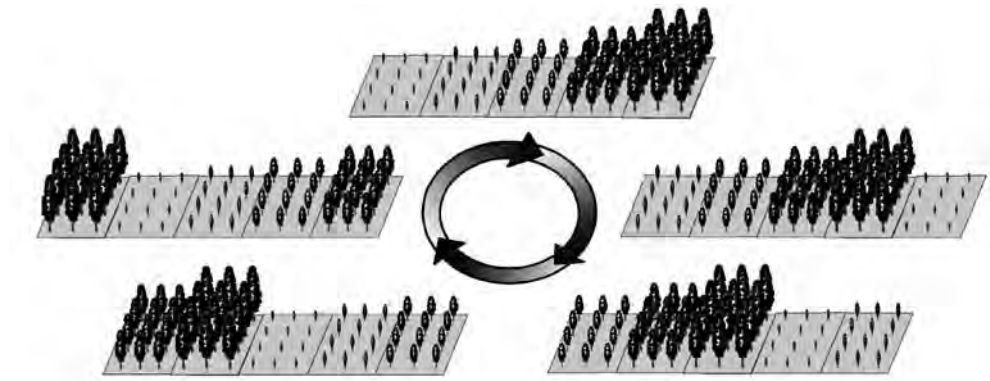


La ordenación de montes cambió la fisonomía de territorios enteros. En la foto aérea, pinares de *Pinus pinaster* en los alrededores de la villa segoviana de Coca. Tradicionalmente ordenados por dotaciones periódicas en la modalidad de tranzones resineros, los pinares de pino negral eran resinados durante 25 o 30 años siendo la principal riqueza forestal de la comarca.



En el año 1885 se redacta el proyecto de ordenación del Valle de Iruelas (Ávila) por el ingeniero de montes D. Carlos Castell. En el documento se define ordenación de la siguiente manera: «aplíquese al aprovechamiento de un monte o en general a cualquier serie de actos encaminados a un mismo fin. Siempre la idea de orden supone marcha regular y precisa, bajo la cual y sólo por ella, es posible conseguir el objeto que se desea».

Figura 4.3. La división por cabida se define



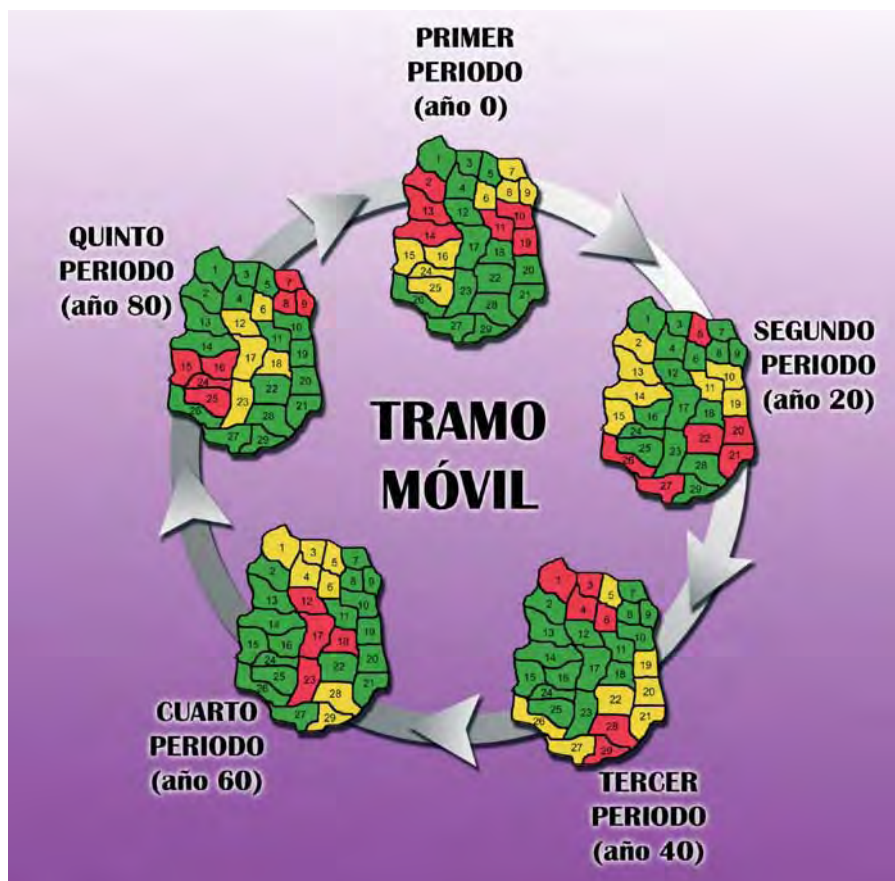
Como aquel método de ordenación que señala un área de corta anual o periódica en la que se van a realizar cortas continuas (a hecho o matarrasa) con regeneración inmediata (bien artificial o natural). Su aplicación en España se ha centrado principalmente en la producción de leñas sobre quercíneas con rebrote de cepa o raíz y en menor medida en especies como el castaño y otras especies productoras de madera en silvicultura intensiva, como es el caso de las choperas clonales de *Populus x euramericana*, el eucalipto o el pino radiata. En la figura se asume que la capacidad productiva de la masa forestal es homogénea, por lo que la división en áreas equiproductivas se simplifica por la división en áreas iguales.

Figura 4.4. La ordenación por dotaciones periódicas



Este método de ordenación adopta como preceptiva la igualdad de los periodos de regeneración que se corresponden con la igualdad de áreas ocupadas por las distintas clases de edad en el vuelo futuro. Las cortas de regeneración pueden ser tanto el aclareo sucesivo uniforme (en alguna de sus modalidades) como las cortas a hecho (con periodo de regeneración, en uno o dos tiempos).

Figura 4.5. Las nuevas demandas de la sociedad en gestión forestal. Método del tramo móvil



Las nuevas demandas de la sociedad en gestión forestal exigen la inclusión de nuevos objetivos en la planificación: fijación de carbono, biodiversidad, refugio de fauna, protección del suelo, uso recreativo, paisaje, etc. Por ello se hace necesario el uso de nuevas técnicas implementadas en el conocimiento histórico de la ordenación de montes clásica. La programación matemática, la modelización forestal y los sistemas de información geográfica se presentan como imprescindibles en el desarrollo de nuevas fórmulas de manejo de las masas forestales más acordes a la multifuncionalidad que se exige en este tercer milenio.



En las unidades de gestión silvícola en color verde (grupo de mejora) se realizan claras y clareos para mejorar la situación del bosque



En las unidades de gestión silvícola en color rojo (grupo preparación) se realizan intervenciones para crear condiciones adecuadas para la regeneración del monte



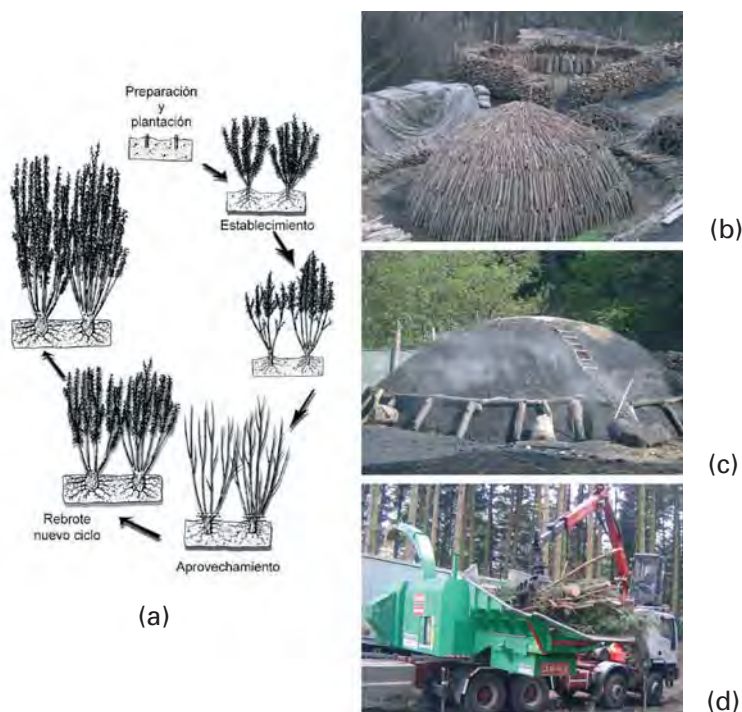
En las unidades de gestión silvícola en color amarillo (tramo móvil) se realizan intervenciones para favorecer la regeneración del monte

4.2. Estrategias de mitigación

La gestión forestal puede colaborar en la mitigación del cambio climático mediante tres estrategias fundamentales: (1) la conservación o mantenimiento del carbono acumulado en los bosques, (2) el secuestro o incremento del carbono retenido en los bosques y (3) mediante la sustitución de materiales y combustibles procedentes de combustibles fósiles o que utilizan una gran cantidad de energía por otros que sean renovables.

El uso de los bosques como fuente de energía es el más importante a nivel global. En España, hasta los años 60 del siglo pasado fue el uso más importante y hoy se está recuperando, ya que permite sustituir combustibles fósiles por leña que es un producto renovable (Caja 4.3). Así, la selvicultura intensiva a turno corto con densidades elevadas permite altas producciones de biomasa (fig. 4. 6). Los géneros *Salix* y *Populus* están especialmente indicados para este tipo de cultivos forestales. El aprovechamiento de los montes bajos

Figura 4.6. Aprovechamiento de biomasa en ecosistemas forestales



a) Selvicultura intensiva a turno corto, b y c) carboneo de leñas procedentes del aprovechamiento de montes bajos para la obtención de combustible en los montes calabreses de Serre San Bruno en el sur de Italia, d) maquinaria adaptada para el aprovechamiento forestal de la biomasa (Fotografías: b: F. Bravo, c y d: C. del Peso).

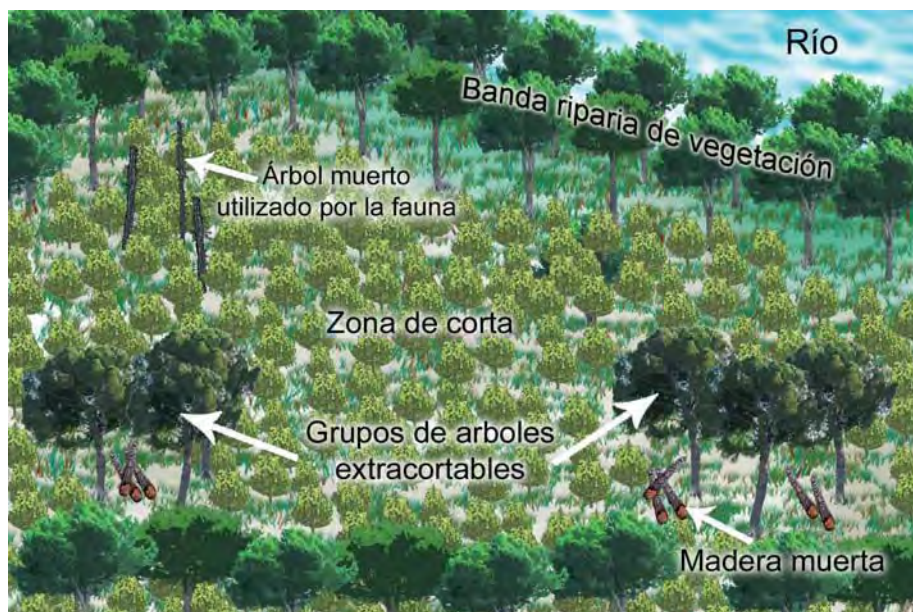
4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

para la obtención de combustibles ha sido tradicional en toda la cuenca mediterránea y hasta la irrupción del gas butano uno de sus usos fundamentales (Fig. 4.6.). En la actualidad, el desarrollo de tecnologías y maquinaria adaptadas para el aprovechamiento forestal de la biomasa permite la utilización de un recurso hasta ahora poco valorado (Fig. 4.6)

Figura 4.7. Organización espacial y temporal de cortas a hecho con el objetivo de regenerar el bosque y obtener bienes y servicios de forma sostenible



Figura 4.8. Los tratamientos selvícolas se pueden aplicar de manera flexible para así favorecer la dinámica forestal obteniendo recursos de forma sostenible



Corta a hecho en la que se ha respetado una banda de árboles próximos a un río y en la que no se han cortado todos los árboles vivos y se han dejado árboles muertos y troncos en el suelo, todo ello para fomentar la biodiversidad dentro del bosque. Fuente: adaptado de Logan, 2002.

En la actualidad se están desarrollando nuevas técnicas selvícolas, adaptaciones de las tradicionales (Fig.4.7) que tendrán un impacto relevante sobre la capacidad de los bosques para conservar y retener dióxido de carbono. Entre estas nuevas técnicas está la retención, tras la corta de regeneración, de árboles vivos y muertos (Fig.4.8) El objetivo principal de estas estrategias de gestión es la conservación de la biodiversidad, pero sus implicaciones sobre el riesgo de incendios forestales, la descomposición de materia muerta en el bosque y la conservación de la materia orgánica del suelo, tendrán un impacto grande sobre el papel de los bosques como sumideros de carbono.

Caja 4.2. (a) La biomasa forestal como instrumento para mitigar el cambio climático

La utilización de la biomasa forestal recoge el testigo del aprovechamiento tradicional de los montes bajos, aprovechando la capacidad de rebrote de ciertas especies forestales. Las crisis energéticas de los años 70 y 90, el aumento del consumo y la dependencia del petróleo han influido directamente en el interés creciente por este recurso natural renovable como fuente de energía sostenible.

Dentro del amplio concepto de biomasa vegetal (cantidad de materia viva producida por las plantas) se suele utilizar este término para hacer referencia al combustible energético que se obtiene directamente de estos recursos biológicos.

Desde entonces una serie de factores han motivado la apuesta definitiva por el desarrollo de la biomasa proveniente de cultivos. Dentro de las distintas causas podemos remarcar las siguientes:

- La política agraria comunitaria, con un claro fomento de la reducción de la producción de alimentos con el abandono de grandes superficies de cultivo en zonas marginales principalmente.
- Las sucesivas y periódicas crisis energéticas y la dependencia absoluta del petróleo con un interés cada vez mayor de producir energía autóctona y renovable.
- Los compromisos en el marco del Protocolo de Kyoto y la disminución los gases con efecto invernadero. En este sentido la utilización de biocombustibles dan un balance neutro en el incremento global de CO₂.

Entre el conjunto de cultivos energéticos utilizables, los cultivos lignocelulósicos para la obtención de combustible sólido (en forma de astillas o pelets) destinado a las calefacciones, usos industriales o centrales de biomasa para producción de electricidad, se plantean como los más interesantes. Las características de los mismos son las siguientes:

- Tienen altos niveles de productividad ligados a bajos costos de producción, con lo que pueden plantearse como una alternativa real de cultivos agrícolas.
- Se pueden desarrollar en terrenos marginales, en tierras agrícolas marginalizadas por la falta de mercado para cultivos tradicionales o en terrenos retirados de la producción de alimentos, en línea con las directrices de la nueva PAC.
- Tienen un balance energético positivo de tal manera que la energía neta consumida para su producción es menor que la obtenida a partir del biocombustible producido.

Caja 4.2. (b) La biomasa forestal como instrumento para mitigar el cambio climático

Entre las distintas especies forestales de interés, las salicáceas (géneros *Populus* y *Salix*) se presentan como las que a priori pueden ser más interesantes. Su facilidad de multiplicación, su alta producción, su crecimiento rápido y su aptitud para el rebrote en monte bajo, hacen que sean especies fácilmente adaptables a una silvicultura de rotaciones cortas para la producción de biomasa forestal. Los requerimientos de humedad de ambas especies hacen pensar en otros géneros como *Robinia*, *Eucaliptus* o *Platanus* como alternativas para zonas secas sin tantas necesidades hídricas.

Todas estas especies se plantan en densidades elevadas (entre 10.000 y 20.000 pies por ha) con turnos de corta relativamente cortos (de 3 a 6 años).

Con todo este panorama, hay una clara conciencia de la necesidad de desarrollar la biomasa vegetal y específicamente la de origen forestal. A pesar de ello, existen todavía importantes barreras para su desarrollo, entre ellas:

- La escasa disponibilidad del recurso en cantidad, calidad y precio.
- Las necesidades de acondicionamiento para el uso final por el consumidor.
- Las dificultades de transporte y almacenaje.
- El poco desarrollo de los canales de distribución.
- La existencia de usos secundarios (tableros de fibras, pasta de papel...).
- La necesidad de integración del los distintos sectores (agrícola, forestal, industrial...).
- La falta de información, con proyectos de demostración en poblaciones locales.
- La inexistencia de tecnología propia para el uso de los biocombustibles.
- La estandarización de equipos y de productos producidos.

El desarrollo de pequeños proyectos para el aprovechamiento de este recurso en ámbitos locales o comarcales puede ser una solución a corto plazo para cubrir las necesidades energéticas puntuales de muchas zonas. Además, en las tierras agrícolas marginales esta estrategia permitiría recuperar la MOS, contribuyendo a la conservación de los suelos y aguas, aspecto recogido en la reciente «Estrategia temática de protección del suelo» (<http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm>).

4.3. Impacto de la gestión forestal sobre la fijación de CO₂ durante el último siglo

A finales del siglo XIX se inició en España la organización de los aprovechamientos forestales en los montes. Esta organización recibe el nombre de ordenación de montes, o con un término más clásico *dasocracia*, y es parte de la planificación forestal. Gracias a que desde el inicio de los trabajos de ordenación se han registrado las decisiones tomadas y los resultados obtenidos, podemos hoy analizar como ha evolucionado el dióxido de carbono fijado en la biomasa forestal. Uno de los aspectos más relevantes en la lucha contra el cambio climático y que las administraciones tratan de garantizar es el de la planificación de los recursos forestales. La actual Ley de Montes así lo refleja en su articulado cuando hace referencia a los incentivos por externalidades ambientales de montes ordenados (Art. 65 2.b). Sin embargo, el IPCC en su informe sobre mitigación (IPCC, 2001) alerta sobre la temporalidad de los reservorios de carbono en los bosques y del peligro que entrañan si no se controlan las emisiones derivadas de grandes incendios forestales. Es más, asegura que la cantidad de carbono almacenado o la cantidad de emisiones evitadas depende de las prácticas de ordenación que pueden orientarse a la acumulación a largo plazo o a la mayor absorción en el menor tiempo posible. Un compromiso entre ambas soluciones debería estar presente en los proyectos de ordenación que se aplican en los montes.

El papel de la ordenación de montes supondrá la aplicación de medidas selvícolas sostenibles que aumenten la cantidad de carbono fijado en los bosques, como por ejemplo en el monte «Matas de Valsaín» (Segovia) que en el periodo 1993-2003 la fijación neta de carbono se incrementó un 6,28% (Montero et al., 2004). Otro ejemplo lo encontramos en el monte «Pinar Llano» de Valladolid que, manteniendo la posibilidad calculada en la Revisión del proyecto de Ordenación (Martín, 2005) se incrementará en los próximos 10 años el carbono fijado en un 7,23%.

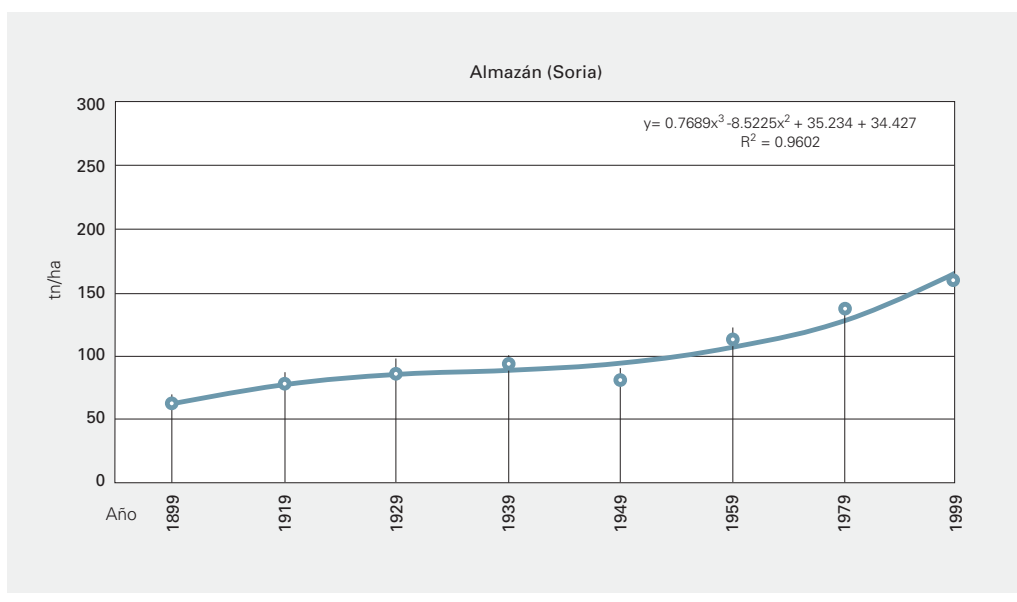
En las regiones templadas y húmedas del Norte peninsular las cifras entre el 2º y 3er inventario forestal nacional nos indican que en el período de 11 años el valor del monte ha aumentado fuertemente como sumidero del C atmosférico. Este aumento es debido principalmente al incremento de la superficie arbolada (34,4%) y, en menor grado, al incremento del contenido de carbono en los ecosistemas forestales (11,6%), dado el aumento de superficies y la mayor presencia de frondosas.

A partir del estudio de Osorio et al (2006), podemos conocer la evolución del dióxido de carbono fijado en los pinares de pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) de Almazán (Soria). En este estudio se ha revisado la ordenación de los montes de Almazán durante un siglo, desde el año 1899 hasta 1999. En los documentos de la ordenación original y en las sucesivas revisiones de la planificación se reflejan el número de árboles que de distintos tamaños existían en estos montes. Esta información junto con las ecuaciones de biomasa desarrolladas por Montero et al (2005) ha permitido reconstruir la evolución del CO₂ fijado en los pinares de Almazán.

4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

Durante el siglo estudiado (fig. 4.9) se ha producido un incremento constante del CO₂ secuestrado que ha oscilado entre 0,78 y 3,11 Tn CO₂/ha y año. La única excepción fue el periodo inmediatamente posterior a la guerra [in]civil, ya que la mayor presión sobre los recursos naturales debido a la penuria llevó a una disminución del CO₂ fijado en la biomasa (reducción de 1,49 Tn de CO₂/ha y año) lo que hizo que no se recuperaran los niveles de CO₂ secuestrado en la biomasa arbórea de estos pinares hasta el año 1954. ¡Quince años después del final de la desgraciada contienda!

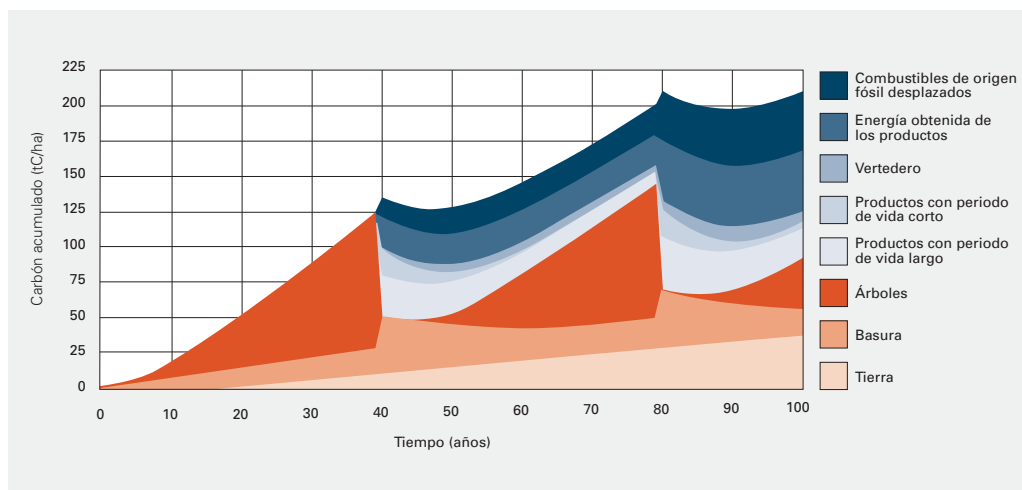
Figura 4.9. Evolución del CO₂ secuestrado en los pinares (*Pinus pinaster* Ait.) de Almazán (Soria) durante el siglo XX



4.4. Selvicultura y fijación de CO₂

El almacenamiento de carbono en los bosques y en los productos forestales ha sido propuesto como una estrategia adecuada para mitigar los efectos del cambio climático (Figura 4.9). Hasta cierto punto, se trata de comprar tiempo mientras se consigue una solución definitiva al problema del cambio climático que tan sólo puede llegar de la mano de un cambio radical de nuestra dependencia de la energía proveniente de combustibles fósiles. Sin embargo, se ha planteado la hipótesis de que en un futuro próximo los bosques puedan convertirse en emisores de carbono en lugar de sumideros (Kurz y Apps, 1999; Gracia et al. 2001, Reichstein et al. 2002).

Figura 4.10. Balance de carbono acumulado en un bosque con plan de ordenación



Fuente: IPCC, 2001.

La acumulación de biomasa y carbono en masas forestales se puede incrementar a través de diferentes opciones (Gracia et al., 2005). Como ejemplos se puede señalar, entre otras, la protección frente a los incendios, el control de enfermedades y plagas, el cambio de la amplitud del turno, la regulación de la densidad arbórea, la mejora del estado nutricional, la selección de especies y genotipos, el empleo de biotecnología o la adecuada gestión de los restos de corta. La mayor parte de estas actividades pueden incrementar la tasa de acumulación de carbono entre 0.3 y $0.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Gracia et al., 2005).

El almacenamiento del carbono depende de la composición específica del rodal y de la calidad de la estación (Bravo et al, 2006). Así, se sabe que las coníferas contienen una mayor proporción de carbono que las frondosas (Ibáñez et al., 2002) Bogino et al., (2006) estudiando, en el monte de Valsaín (Sistema Central), rodales puros de *Pinus sylvestris* y de *Quercus pyrenaica* y rodales mixtos de ambas especies determinaron que en las masas de pino silvestre se almacena más carbono que en la de rebollo, dándose una situación intermedia en las masas mixtas. Al estudiar rodales de pino silvestre y pino pinaster, Bravo et al., (2006) encontraron que los rodales de pino silvestre almacenan más cantidad de carbono que los rodales de pino pinaster. Estas diferencias encontradas pueden deberse a tres motivos principales: (1) diferente configuración del fuste y del resto de la parte área del árbol de cada una de las especies, (2) diferente estructura forestal (es decir, diferente distribución diamétrica) generada por los diferentes tratamientos selvícolas aplicados y (3) insuficiente conocimiento de la biomasa subterránea lo que hace que infraestime su importancia.

Modificaciones de la amplitud del turno

Como ya hemos visto antes, existen diversos criterios para fijar el turno adecuado para conseguir simultáneamente la obtención de productos forestales y la regeneración del bosque. El criterio más utilizado es el denominado de máxima renta en especie (Fig. 4.11) que determina que el bosque se corta cuando se alcanza su crecimiento medio máximo. Este criterio es el más utilizado en España y ha mostrado que es posible obtener, de forma simultánea, la maximización la producción forestal y la obtención de otros bienes y servicios que la sociedad demanda (setas, caza, conservación de ecosistemas...). El turno tiene un impacto ambivalente sobre el almacenamiento de carbono en los bosques (Tabla 4.3). Si bien turnos cortos permiten obtener un mayor crecimiento anual medio, los turnos largos facilitan que la proporción de carbono en la corta final en relación con lo obtenido en cortas intermedias sea mayor (Bravo et al., 2006) y dado que los productos así obtenidos tienen como destino productos perdurables (muebles, construcción...) el almacenamiento del carbono, se produce por mucho más tiempo que en el caso de los turnos cortos. En estaciones poco productivas se recomienda alargar los turnos para conseguir almacenar carbono ya que se obtienen resultados similares que cuando se aplican turnos cortos en estaciones muy productivas (Bravo et al., 2006). Por otro lado, los turnos largos permiten obtener productos de mayor tamaño que se pueden destinar a usos que almacenarán el carbono por más tiempo.

Tabla 4.3. Impacto de la composición específica, la calidad de la estación y el turno sobre el carbono secuestrado en masas de pino silvestre y de pino negroal

Especie	Calidad de estación	Turno(años)	Crec. medio (t año ⁻¹)
<i>Pinus sylvestris</i> L.	17	83	2.16
		137	1.47
	23	69	2.99
		122	2.42
<i>Pinus pinaster</i> Ait.	15	101	1.28
		149	1.06
	21	83	1.89
		128	1.57

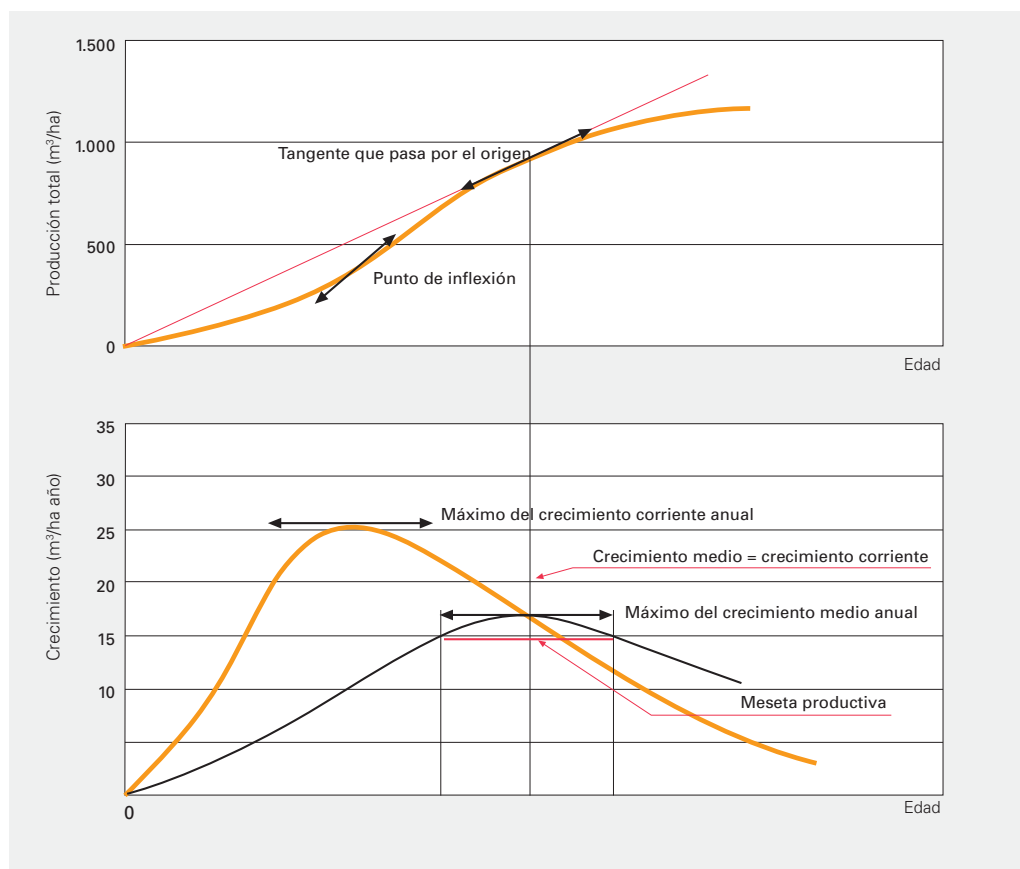
Fuente: Adaptado de Bravo et al., 2006b

Si el alargamiento del turno es elevado pueden aparecer árboles muertos (en pie o derribados) que conllevan un aumento de la biodiversidad (Franklin et al, 1997). Este aumento de la presencia de madera muerta tiene un importante impacto sobre el almacenamiento de carbono en los sistemas forestales porque (1) la tasa de descomposición

de la materia muerta varía con la especie, el tamaño del árbol, tipo de sustrato (corteza, albura y duramen) y las condiciones estacionales (temperatura, humedad,...) y (2) puede incrementar el riesgo frente a perturbaciones (por ejemplo, incendios) y por tanto de liberaciones bruscas de incendios.

Un aspecto importante es la distribución de la biomasa en diferentes fracciones que pueden permitir diferentes usos y por tanto un tiempo de almacenamiento de carbono diferente. Bravo et al., (2006b) comprobaron que la proporción de la biomasa, y por tanto del carbono,

Figura 4.11. Determinación del turno de máxima renta en especie.



Bajo este criterio el momento óptimo de corta es el momento en que el crecimiento medio es máximo. Se observa que el crecimiento medio máximo coincide con el momento que se iguala con el crecimiento corriente anual (o crecimiento de un año concreto). Dado que el crecimiento medio culmina en una meseta, el alargar o acortar ligeramente el turno no tiene un impacto significativo sobre la producción global (madera, carbono fijado...) del bosque.

almacenado en el fuste de *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster* aumenta con la edad mientras que en las ramas disminuye. Este hecho tiene un impacto considerable sobre el posible aprovechamiento de la biomasa residual de los tratamientos selvícolas para la generación de energía. En general, se ha comprobado que en el caso de los pinares el porcentaje de biomasa que corresponde a las ramas de entre 2 y 7 cm, que es la que se puede utilizar para la obtención de energía, decrece con la edad (Bravo et al., 2006b) hasta una determinada edad, en la que aumenta ligeramente por el incremento de biomasa debido al engrosamiento de las ramas.

Regulación de la densidad de los árboles. Claras

Las claras son una de las intervenciones selvícolas más importantes en los bosques gestionados de manera sostenible. Entre sus objetivos económicos y selvícolas destacan (Río, 1999):

- Reducir la competencia para procurar estabilidad biológica y mejorar el estado sanitario.
- Regular o mantener la composición específica y preparar la masa para la regeneración natural.
- Anticipar la producción de tal manera que al final del turno sea máxima.
- Incrementar el valor y dimensiones de los productos.

El régimen de claras queda definido, entre otros, por la edad de iniciación, el tipo, el peso, medido como porcentaje del número de pies o de área basimétrica extraída respecto al valor antes de la clara y el número de intervenciones. La resultante de biomasa que se consiga al final del turno es producto de las actuaciones intermedias como las claras. Bravo-Oviedo y Río (2006), ensayaron distintos regímenes de claras en masas de pino negral en el Sistema Central y comprobaron que un régimen intensivo de tres claras, con edad de iniciación 20 años y con peso en área basimétrica del 35%, generaba mayores escuadrías y una mayor incremento anual de carbono fijado (1,96 t/ha y año frente a las 1,77 t/ha y año con peso 25% y edad de iniciación 30 años). Lo mismo se puede decir para buenas calidades de pino silvestre, también en el Sistema Central, donde el incremento anual es mayor en regímenes de claras intensos como el Modelo E: claras fuertes con selección de árboles del porvenir y turno 100 años (Montero et al., 2003).

A continuación se presenta la incidencia de dos regímenes de claras en la fijación de carbono al final del turno, y se comparan con la alternativa de no realizar claras. Las características de los dos tipos de claras son:

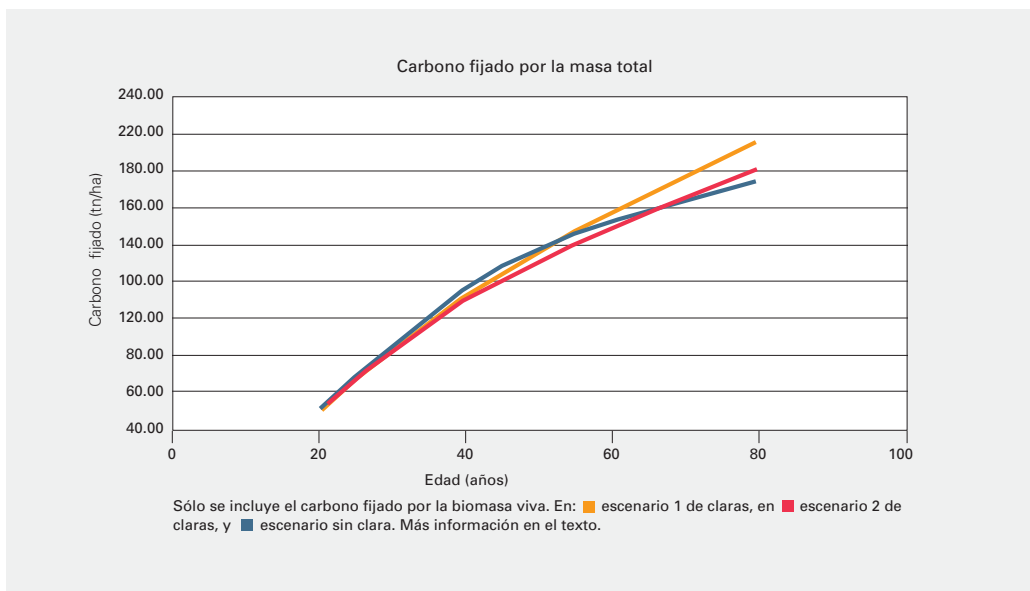
Escenario 1. Tres intervenciones en las que se extrae siempre el mismo peso (35% de área basimétrica). La primera a los 20 años.

Escenario 2. Tres intervenciones en las que se extrae un peso variable (20% en las dos primeras y un 35% en la última). La primera clara se realiza a los 30 años.

Escenario sin clara: En este caso se ha aplicado una mortalidad natural que oscila entre 0,11 y 0,5% para un diámetro medio cuadrático de 15 cm.

Las simulaciones se han llevado a cabo utilizando la aplicación Negral, basada en el modelo de crecimiento y producción para pino negral propuesto por Bravo-Oviedo et al., (2004). La tabla 4.4 muestra los resultados de las simulaciones y la figura 4.12 la evolución de las toneladas fijadas por la masa total.

Figura 4.12. Toneladas de carbono por hectárea fijado al aplicar distintas alternativas selvícolas en una masa de pino negral



La intervención siempre genera una mayor fijación de carbono que las masas no intervenidas, incluso sin incluir en los cálculos el carbono secuestrado por los productos generados en las claras o la sustitución de combustibles fósiles por la utilización de residuos de corta. Sin embargo, no todas las intervenciones fijan la misma cantidad. Así, en el escenario 1 se consigue un 12,47% más de carbono fijado por la fracción correspondiente al tronco que con el escenario sin clara y un 8,69% más que el escenario 2. Este último, sólo mejora al final del turno en un 3,48% al escenario sin claras. En términos de incremento medio anual de carbono fijado por hectárea el escenario 1 consigue 2,65 t, el escenario 2 unas 2,4 t y el escenario sin claras 2,36 t.

4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

Tabla 4.4. Carbono fijado en diferentes alternativas de claras en toneladas por hectárea referido por fracciones y alternativas

Escenario 1								
Edad	N	Dg	Tronco	B7	B2_7	B2	R	T
20	1500	15.9	29.7	0.0	1.9	5.9	11.5	48.9
25	726	22.0	42.1	0.0	2.7	7.9	15.8	68.6
30	726	24.8	53.6	0.0	3.5	9.9	19.7	86.7
35	374	31.2	64.5	0.1	4.2	11.6	23.3	103.7
40	374	34.1	74.4	0.2	4.9	13.2	26.6	119.2
45	243	37.4	82.9	0.3	5.5	14.5	29.4	132.5
50	243	40.2	91.2	0.4	6.1	15.8	32.1	145.6
55	243	42.7	99.3	0.6	6.6	17.0	34.7	158.1
60	243	44.9	106.9	0.8	7.2	18.2	37.1	170.1
80	243	51.5	133.3	1.8	9.0	22.1	45.6	211.9

Escenario 2								
Edad	N	Dg	Tronco	B7	B2_7	B2	R	T
20	1500	15.9	29.7	0.0	1.9	5.9	11.5	48.9
25	1500	18.2	41.8	0.0	2.7	8.1	15.8	68.3
30	1500	19.9	52.5	0.0	3.4	10.0	19.6	85.5
35	1021	23.4	63.0	0.0	4.1	11.6	23.2	102.0
40	1021	24.8	71.8	0.1	4.7	13.1	26.2	116.0
45	816	26.3	79.9	0.1	5.2	14.5	29.0	128.7
50	816	27.6	87.3	0.1	5.7	15.7	31.5	140.3
55	531	29.3	94.0	0.1	6.2	16.8	33.7	150.9
60	531	30.8	100.4	0.2	6.6	17.9	35.9	161.0
80	531	35.2	122.7	0.4	8.1	21.4	43.2	195.8

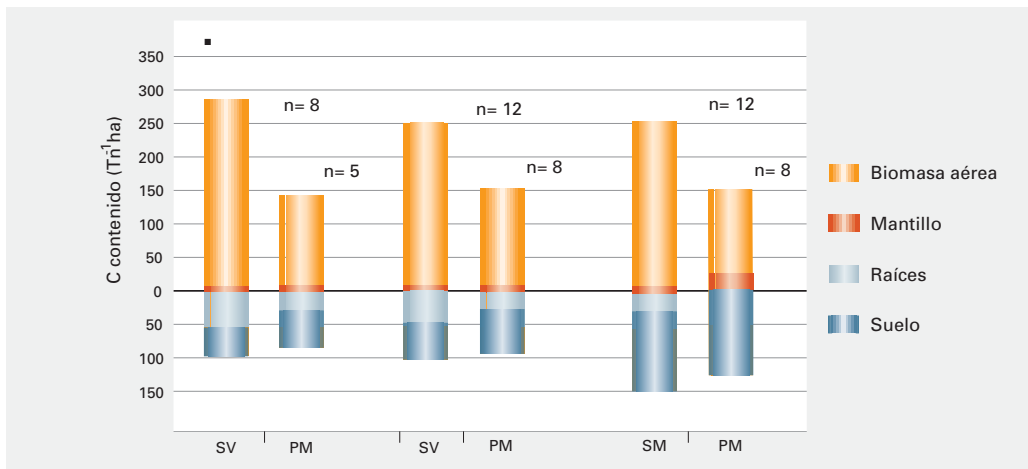
Escenario sin claras								
Edad	N	Dg	Tronco	B7	B2_7	B2	R	T
20	1500	15.9	29.67	0.00	1.87	5.87	11.46	48.87
25	1500	18.2	41.8	0.00	2.67	8.06	15.82	68.30
30	1315	21.2	54.16	0.00	3.49	10.15	20.06	87.78
35	1183	23.8	65.38	0.06	4.25	11.98	23.83	105.40
40	1081	26.1	75.53	0.10	4.95	13.61	27.17	121.23
45	1000	28.2	84.68	0.15	5.58	15.04	30.15	135.43
50	998	29.1	91.44	0.18	6.04	16.15	32.41	146.00
55	997	29.8	97.37	0.21	6.44	17.12	34.40	155.27
60	995	30.5	102.6	0.24	6.80	17.97	36.15	163.46
80	994	32.3	118.6	0.35	7.89	20.54	41.44	188.47

N: Número de pies/ha, Dg: Diámetro medio cuadrático en cm, Tronco: fracción tronco, B7: fracción de ramas de más de 7 cm, B2_7: fracción de ramas entre 2 y 7 cm. B2: fracción de ramas de menos de 2 cm. R: fracción radical. T: Total.

Conservación de los bosques naturales

Los bosques donde la tasa de aprovechamiento es similar a la de su crecimiento constituyen una fuente sostenible de provisión de productos madereros duraderos, al mismo tiempo que conservan el carbono capturado. En algunos casos, la difícil accesibilidad y la baja rentabilidad de la madera actualmente ha permitido, junto con la despoblación de zonas de montaña, que muchos de los bosques montanos españoles almacenen cantidades muy importantes de carbono en árboles de gran diámetro. Un ejemplo lo constituye la importante acumulación de carbono en biomasa y suelos de hayedos naturales y seminaturales del Norte peninsular (Figura 4.13).

Figura 4.13. Contenidos medios de carbono (Mg C ha^{-1}) en biomasa y suelos de bosques de *Fagus sylvatica* en Galicia



SV: Bosques seminaturales, no manejados (con árboles de más de 60 cm de D.A.H.); PM: Bosques parcialmente manejados. Fuente: Merino et al., 2006.

Conviene, pues, recordar que muchos bosques son marginales, es decir, acumulan carbono hasta ahora, sólo por el hecho de que ya no son rentables sus antiguas explotaciones, no por alguna intencionalidad de manejo. Esto ocasiona que bastantes rebollares se estén transformando, paulatinamente, de antiguos montes bajos para producir carbón vegetal en montes medios (incluso montes altos) tras su abandono, o en algún caso explotación como silvopastoral tras su adecuado adhesamiento. Muchos rebollares del Oeste español, ahora montes medios, tienen la edad «del butano», es decir, justo cuando la aparición de gas barato arrinconó las cocinas económicas de carbón vegetal.

Si a un mejoramiento de estos ecosistemas forestales abandonados y, a veces, degradados se les une una gestión que retroceda la fuerte fragmentación en la que se encuentran en

muchas regiones españolas (permitiendo preservar mejor su biodiversidad por facilitar los movimientos horizontales de la fauna y la mejor gestión en cuencas de las aguas y la conservación de los suelos) no cabe duda que algo más que la simple captura de carbono se habrá conseguido. El problema es, pues, político, de coste y de oportunidad; y la solución no fácil.

Incremento de la superficie forestal

Puesto que los terrenos agrícolas funcionan, en general, como emisores de gases de efecto invernadero, y los forestales, como acumuladores de carbono, un aumento de la superficie forestal debe contribuir a capturar parte del CO₂ atmosférico. De este modo, en las últimas décadas, la menor presión por la biomasa en la zona templada (por tratarse en general de países con economías boyantes) ha permitido la reforestación de muchos de los terrenos marginales.

La recuperación de la superficie forestal en Europa a partir de la década de los 70 (y antes en EE. UU.: la actuación conocida como *set aside*) ha conseguido aumentar las reservas de carbono, tanto en la biomasa arbórea como en el suelo (Liski et al., 2002). Datos recientes muestran que los sistemas forestales de Europa están almacenando entre el 9 y el 12% de las emisiones antropogénicas de CO₂. España es uno de los países que más han contribuido a incrementar la superficie forestal en Europa, lo que se debe en buena parte al abandono de viñedos y otras tierras agrarias que se encontraban en situación de marginalidad.

En el marco del Programa Nacional de Reforestación de Tierras Agrarias, recuperando la idea de repoblación discutida y realizada por el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) tras la Guerra (in)Civil, desde 1994 se han repoblado 600.000 ha, obviamente sin descontar los fuegos posteriores. En las regiones templadas del norte de España, en el periodo de 11 años transcurridos entre el segundo y tercer inventarios forestales (1986 y 1997), el almacenamiento de carbono en biomasa arbórea ha incrementado un 50% (Xunta de Galicia, 2001).

Gestión selvícola y secuestro de carbono en suelos

Las cortas forestales, especialmente las cortas a hecho, y la preparación intensiva del suelo producen pérdidas de carbono edáfico (Turner y Lambert, 2000). El tratamiento de los restos generados en el aprovechamiento (triturándose y esparciéndose in situ) puede paliar en parte estas pérdidas de carbono.

Los restos de corta pueden significar del 20 al 35% del carbono contenido en el árbol, por lo que su aplicación contribuye a mantener el contenido de materia orgánica del suelo o, al menos, paliar su caída. Algunos autores (Lal, 1997) estiman que un 15% del carbono de estos residuos puede ser transferido a la materia orgánica del suelo en corto plazo en los sistemas templados.

La aplicación de enmiendas orgánicas y residuos, como *compost* (Borken et al., 2004), lodos (Mosquera Losada et al., 2001) y cenizas de biomasa (Solla Gullón 2004) puede evitar la pérdida de MOS en las plantaciones forestales. Una alternativa para paliar las pérdidas de COS en los terrenos incendiados es el aporte de lodos de depuradora (Guerrero et al., 2000).

Figura 4.14. Una correcta gestión de los restos de corta es fundamental para evitar la pérdida de carbono edáfico, aspecto que también es importante en la preservación de los suelos y aguas



Fotografías: A. Merino.

Otros tipos de gestión forestal que contribuyen a capturar carbono

Sistemas silvopastorales. En terrenos agrícolas marginales se pueden establecer bosques de repoblación o sistemas silvopastorales. Un ejemplo de este tipo de ecosistemas de uso múltiple pueden ser las dehesas, pero es dudoso que, sin las subvenciones actuales, este tipo de gestión silvopastoril pudiera ser rentable, a no ser que sean latifundios y se complementen con otros servicios, quizás el más importante la caza, dado que la baja densidad del arbolado (alrededor de 100 árboles ha⁻¹), unido al bajo crecimiento anual, puede que no los hagan muy útiles en un mercado de captura de carbono. (fig. 4.15)

Protección y restauración de turberas y humedales. Como ya se ha dicho, existe un enorme potencial para retener carbono en los humedales y turberas degradados. Los humedales se puede recuperar restaurando las condiciones hidrológicas originales (eliminación de drenes artificiales; recuperación de los vertidos de riachuelos, etc.); téngase en cuenta que el 30% del carbono orgánico de los suelos del planeta se concentra en suelos anegados o humedales y, especialmente, en turberas (fig.4.16).

Figura 4.15. Las dehesas



Están recibiendo diversas subvenciones que se intentan eliminar en un futuro próximo. Una manera de mantenerlas como servicio ambiental sería redirigir su manejo múltiple actual, contemplando también la captura de carbono (o, al menos, el evitar emisiones de CO₂ como consecuencia de su degradación o abandono). (Fotografía: J. F. Gallardo).

Figura 4.16. La restauración de humedales no sólo contribuye a capturar cantidades importantes de carbono, sino además, ayuda a recuperar las importantes funciones ambientales de estos entornos



Fotografías: A. Merino.

Retención de carbono en suelos de minas y otras zonas muy degradadas. La recuperación de escombreras o suelos en el entorno de minas abandonadas y otros espacios muy degradados constituye otra posibilidad más para retener carbono mediante selvicultura, al mismo tiempo que se mejoran las condiciones ambientales y visuales de esos entornos.

Los suelos de minas suelen tener bajos contenidos en materia orgánica por su antigua remoción o aportaciones de gangas, por lo que su transformación a praderas o su reforestación implica ganancias seguras de carbono edáfico, más o menos inmediatas, cifrado se entre 0,20 y 1,85 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ (Ussiri y Lal, 2005). Datos obtenidos en diferentes minas españolas muestran acumulaciones de carbono muy importantes, tanto en suelo como en vegetación (Leirós et al., 1993 y Macías et al., 2001).

En el un Proyecto INCO/U.E. (*REVOLSO*) se ha comprobado que en México los suelos volcánicos muy erosionados (tepetates) pueden ponerse en cultivo o en régimen agroforestal capturando carbono, en los primeros años, a un ritmo medio entre 0,2 y 0,5 Mg C ha⁻¹ a⁻¹, pues hay que tener en cuenta que la fijación disminuye con los años hasta alcanzarse un equilibrio a largo plazo; así, alcanzado tras unos 15 años, la ganancia neta fue de 5 Mg C ha⁻¹, lo cual tiene gran importancia, habida cuenta la gran extensión que ocupan los suelos volcánicos en los países andinos y mesoamericanos.

Todas estas alternativas contribuyen a mejorar los aspectos ambientales y paisajísticos de estas áreas.

Figura 4.17. La restauración de terrenos degradados constituye una excelente oportunidad para capturar carbono en suelo y vegetación, además de contribuir a mejorar el paisaje



Fotografía: J. F. Gallardo.

4.5. Bibliografía

Bogino, S., Bravo, F., Herrero, C. (2006), «Carbon dioxide accumulation by pure and mixed woodlands of *Pinus sylvestris* L. and *Quercus pyrenaica* Willd. in Central Mountain Range Spain», en Bravo, F. (ed.), *Proceedings of the IUFRO Meeting on Managing Forest Ecosystems: The Challenges of Climate Change*, Palencia.

Borken, W., Xu, Y. J., Beese, F. (2004), «Ammonium, nitrate and dissolved organic nitrogen in seepage water as affected by compost amendment to European beech, Norway spruce, and Scots pine forests», *Plant and Soil*, 258, 121-134.

Bravo, F., Bravo-Oviedo, A., Díaz-Balteiro, L. (2006), «Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forests under two management alternatives: A modeling approach», *enviado a European Journal of Forest Research*. Manuscrito no publicado.

Bravo-Oviedo, A., Río, M. del (2006), «Thinning regimes related to carbon fixation in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands», en Bravo, F. (ed.), *Proceedings of the IUFRO Meeting, Managing Forest Ecosystems: the Challenges of Climate Change*, Palencia.

Bravo-Oviedo, A., Río, M. del, Montero, G. (2004), «Site index curves and growth model for Mediterranean maritime pine *Pinus pinaster* Ait. in Spain», *Forest Ecology and Management*, 201: 187-197

Franklin J. Berg D. Thomburgh D. Tappeiner J. (1997), «Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention. en: Kohm D, Franklin J. (eds.), *Creating a Forestry for the 21st. Century*», Island Press, Washington.

Gracia, C., Sabaté, S., López, B., Sánchez, A. (2001), «Presente y futuro del bosque mediterráneo: balance de carbono, gestión forestal y cambio global», en: Zamora, R. y Puignaire, F. I. (eds.), *Aspectos funcionales de los ecosistemas mediterráneos* CSIC-AEET, Granada.

Gracia, C.; Gil, L.; Montero G. (2005), «Impactos sobre el sector forestal», en: Moreno Rodríguez, J. M. ed., *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*, Ministerio de Medio Ambiente.

Guerrero, C., Gómez, I., Solera, J. M., Moral, R., Beneyto, J. M., Hernández, M. T. (2000), «Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments», *Biology and Fertility of Soils*, 32, 410-414.

Ibáñez, J. J., Vayreda, J., Gracia, C. (2002), «Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya», en: Bravo, F., del Río, M., del Peso, C. (eds.), *El Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible*.

IPCC (2001), *Tercer Informe de Evaluación. Cambio climático 2001. Mitigación. Resumen para responsables de políticas y resumen técnico*, Ed. Omm-Pnuma.

- Kurz, W. A., APPS, M. J. (1999), «A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector», *Ecological applications*, 9: 526-547
- Lal, R. (1997), «Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment», *Soil and Tillage Research*, 43, 81-107.
- Leirós, M. C., Gil-Sores, F., Ceccanti, B., Trasar-Cepeda, M. C., Gozález-Sangregorio, M. V. (1993), «Humificación procesos in reclaimed open cast lignite mine soils», *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 1391-1397.
- Logan, R. (2002), *Oregon's forest protection laws*. [An illustrated manual]. Oregon Forest Resources Institute, Portland.
- Liski, J. Perruchoud, D. Karjalainen, T. (2002), «Increasing carbon stocks in forest soils of western Europe», *Forest Ecology and Management* 169, 159-175.
- Macías, F., Gil Bueno, A., Monterroso, M. (2001b), «Fijación de carbono en biomasa y suelos de mina revegetados con cultivos energéticos», en III Congreso Forestal Español, mesas 1 y 2, 524-527.
- Merino, A., Álvarez-González, J. G., Real, C., Rodríguez-Gutián, M. (2006), «Forest structure and C stocks in natural forest fragments of *Fagus sylvatica* in southern Europe: the effects of past management» *Forest Ecology and Management* (en prensa).
- Monceau, M. D. D. (1764), *De l'exploitation des bois. Seconde Partie*. Ed. Guerin & Delatour.
- Montero, G., Muñoz, M., Donés, J., Rojo, A. (2004), «Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd», en los montes «Pinar de Valsáin» y «Matas de Valsáin». *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 13 (2): 399-416.
- Montero, G. Río, M., Cañellas, I., Muñoz, M., Rojo, A. (2003), *Including CO₂-fixation in the evaluation of silvicultural alternatives in Scots pine stands in Spain*. en: Proceedings of Decision Support For Multiple Purpose Forestry, Vienna, April 23rd-25th.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005), *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*, Monografías INIA: Serie Forestal, Madrid.
- Mosquera-Losada M. R., Lopez-Diaz L., Rigueiro-Rodriguez A. (2001), «Sewage sludge fertilisation of a silvopastoral system with pines in northwestern Spain», *Agroforestry Systems*, 53, 1-10.
- Osorio, L. F., Pando, V., del Peso, C., Bravo, F. (2006), «Long-Term implications of traditional forest regulation methods applied on Maritime pine *Pinus pinaster* Ait. forests in Central Spain», *manuscrito*.

4. Impacto de la gestión forestal sobre el efecto sumidero de los sistemas forestales

Reichstein, M., Tenhunen, J. D., Rouspard, O., Ourcival, J. M., Rambal, S., Miglietta, F., Peressotti, A., Pecchiari, M., Tirone, G., Valentini, R. (2002), «Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites: revision of current hypothesis?», *Global Change Biology* 8: 999-1017

Río, M. del (1999), *Régimen de claras y modelos de producción para Pinus sylvestris L. en los sistemas Central e Ibérico*, tesis doctoral, INIA.

Solla Gullón, F. (2004), *Aplicación de cenizas de biomasa arbórea como fertilizante y encalante de plantaciones forestales en Galicia*, tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

Turner J., Lambert M. (2000), «Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia», *Forest Ecology and Management*, 133: 231-247.

Ussiri, D. A. N., Lal, R. (2005): «Carbon sequestration in reclaimed minesoils», *Critical Reviews in Plant Science* 24: 151-165.

Xunta de Galicia (2001), *O monte Galego en cifras*, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

Capítulo 5

Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

Felipe Bravo, Celia Herrero, Cristóbal Ordóñez, Miguel Segur, Cristina Gómez, María Menéndez, Asunción Cámara.

5.1. Introducción

La biomasa presente en los árboles de los bosques representa, junto con el suelo, la fracción más importante del CO₂ fijado en los ecosistemas terrestres. El carbono fijado en la biomasa arbórea es el que más fácilmente puede modificarse mediante la gestión forestal, bien por el secuestro a largo plazo por conservación de los bosques o por su aprovechamiento y transformación en productos de larga vida útil, por el incremento de la tasa de secuestro debido al aumento de la superficie forestal o a la estimulación del crecimiento forestal mediante adecuadas prácticas selvícolas o, finalmente, mediante la sustitución de otras materias primas que tienen un impacto mucho mayor sobre el medio ambiente.

Con el objeto de tener una visión de conjunto sobre la fijación de CO₂ en los sistemas forestales, hemos seleccionado una serie de macizos forestales representativos de las condiciones españolas de manera que el lector pueda hacerse una idea global de su potencial. Los macizos forestales propuestos para su análisis se detallan en la tabla 5.1.

Tabla 5.1. Macizos forestales analizados para cuantificar el CO₂ fijado en la biomasa arbórea

Macizo forestal	Comunidades Autónomas
Cordillera Cantábrica	Asturias, Cantabria, Castilla y León y Galicia
Macizo de Las Cumbres de Gran Canaria	Islas Canarias
Macizo Galaico	Galicia
Meseta Castellana	Castilla y León
Montes Oretanos	Castilla-La Mancha y Extremadura
Montes Vascos	Castilla y León, Navarra y País Vasco
Páramos del norte de Castilla y León	Castilla y León
Pirineos	Aragón, Cataluña y Navarra
S. ^a de la Demanda	Castilla y León y La Rioja
S. ^a de Tramuntana	Islas Baleares
Cordilleras Costero Catalanas	Cataluña
Cordillera Penibética	Andalucía y Murcia
Sierra Morena	Andalucía, Castilla-La Mancha y Extremadura
Cordillera Prebética	Andalucía, Castilla-La Mancha y Murcia
Sistema Central	Castilla y León, Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid
Sistema Ibérico Meridional	Aragón, Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana

5.2. Fuentes de información

El presente análisis se ha realizado a partir de dos fuentes fundamentales de datos:

- Mapa Forestal de España
- Inventario Forestal Nacional (IFN)

Como ya comentamos en el capítulo tres, los Inventarios Forestales a gran escala se pueden utilizar para comparar la evolución de los bosques entre dos mediciones sucesivas. En España, a mediados de los años ochenta se iniciaron los trabajos del Segundo IFN, que terminó en el 1996, y acto seguido se comenzó el trabajo del Tercer IFN. La comparación de estos dos inventarios forestales nos permitirá conocer el CO₂ fijado en los macizos forestales seleccionados.

Coordinado con el desarrollo del IFN, se elabora el mapa forestal a escala 1:50.000 (MFE50), proyecto de cartografía continua actualizado. Así, un año antes de que se realicen los trabajos de campo del IFN en una provincia concreta, se revisa la información cartográfica disponible. Este mapa está disponible en formato digital y se ha utilizado para corroborar que las parcelas del IFN seleccionadas en cada macizo forestal pertenecen a la superficie arbolada.

5.3. Selección del área de estudio y de los datos a utilizar

Las áreas de estudio las conforman los principales sistemas montañosos españoles. Mediante sistemas de información geográfica, se han definido los contornos de las cordilleras por su altitud, distribución y superficie.

Como ya se ha comentado antes, los datos utilizados proceden del Segundo y Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3 respectivamente). Las mediciones del IFN2 se han realizado durante el decenio 1986-1996, mientras que el IFN3 se está realizando entre los años 1997-2007, diez años después. El Inventario Forestal Nacional (IFN), constituye un magnífico soporte como base de datos, pues proporciona una gran cantidad de información que permite el desarrollo y cuantificación de numerosos parámetros forestales.

5.4. Estimación del contenido en carbono de la biomasa

A partir de los datos del IFN2 y del IFN3 se utilizaron los modelos propuestos por Montero et al., (2005) para calcular la biomasa en las distintas *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 por otro lado, *la biomasa total* en las distintas especies. En el capítulo tres se mostraron con detalle los procedimientos para el desarrollo de estos modelos y para su uso. Los modelos propuestos por Montero et al. (2005) presentan la siguiente forma:

$$Lg(Y) = a + bLg(x)$$

Donde, Y es la biomasa de cada fracción, en kilogramos de materia seca, X es el diámetro normal, en centímetros y a y b son los parámetros de la regresión.

Los parámetros a y b , el coeficiente de determinación ajustado y el factor de corrección del sesgo toman diferentes valores para cada especie. Según Montero et al., (2005) el resultado del modelo global es distinto del obtenido de agregar las predicciones de las distintas fracciones, por lo que recomiendan calcular el porcentaje correspondiente de cada fracción respecto del total (suma de los valores modulares de cada fracción). De esta forma, multiplicando por este porcentaje, se obtiene la información de cómo se reparten las distintas fracciones de biomasa dentro del árbol. Por otra parte, los modelos de biomasa fueron corregidos considerando el factor de corrección del sesgo (ec. 5.1).

$$\lambda = \exp\left[\frac{SEE^2}{2}\right] \quad (\text{ec. 5.1})$$

Una vez calculados los valores de biomasa de las distintas fracciones en cada árbol individual, multiplicamos el valor por el factor de expansión correspondiente a cada diámetro del árbol, que como ya expusimos en el capítulo tres depende del tamaño del árbol y de su posición dentro de la parcela del IFN. El sumatorio de los valores de biomasa por los factores de expansión nos proporciona la biomasa total en el macizo para cada una de las especies.

Para transformar el valor de la biomasa a cantidad de CO₂ que han almacenado estas masas, hemos aplicado una serie de coeficientes relativos a la proporción de carbono presente en la materia seca arbórea y a la relación entre el peso de una molécula de CO₂ y un átomo de carbono. Según Kollmann (1959) la composición de la madera es idéntica en las distintas especies leñosas, así como también dentro de un mismo árbol, en sus diversas partes, tronco y ramas. Por esta razón, se admite que todas las maderas contienen aproximadamente un 50% de carbono. Una vez convertidos los datos de biomasa en carbono, multiplicamos por la relación existente entre el peso total de la molécula de CO₂ (44) y el átomo de carbono (12), para obtener los kilogramos de CO₂ capturados por cada kilogramo de carbono acumulado en la biomasa seca del árbol (3,67). Esta transformación se resume en la siguiente expresión:

$$t \text{ CO}_2 \text{ fijado} = P_i * 0,5 * 3,67 \quad (\text{ec. 5.2})$$

donde, P = Peso seco de la fracción i del árbol.

5.5. Comparación de inventarios

Una vez seleccionadas las parcelas y calculado el carbono mediante el procedimiento anterior, se ha llevado a cabo una comparación entre los dos inventarios para determinar las ganancias y pérdidas de carbono, a modo de balance, en los ecosistemas forestales. Como ganancias o *inputs* consideramos el incremento de carbono de un inventario a otro (pies que han crecido y pies que se han incorporado en las parcelas de inventariación) y las nuevas parcelas instaladas en el IFN3. Como pérdidas o *outputs*, consideraremos los aprovechamientos forestales y la mortalidad natural. Estos datos los obtenemos en la comparación de los inventarios. El balance final analizado se refleja en la siguiente expresión:

$$\text{CO}_2\text{-IFN3} = \text{CO}_2\text{-IFN2} + \text{crecimiento} + \text{masa incorporada} + \text{parcelas nuevas} - \text{mortalidad natural} - \text{aprovechamientos forestales}$$

Para el desarrollo de este balance es preciso conocer que en la comparación de inventarios pueden darse diversos casos:

1. Parcelas que están instaladas y medidas en el IFN2 y están instaladas y medidas en el IFN3.

En estas parcelas, si no se han producido aprovechamientos o mortalidad natural, todos

los árboles que había en el IFN2 han sido remedidos en el IFN3 y lo que han crecido en el periodo analizado se considera ganancia o secuestro de carbono por crecimiento forestal.

Si se han producido aprovechamientos forestales, la biomasa extraída se considera pérdida o liberación de carbono del ecosistema.

Por otra parte, los árboles que han muerto entre los dos inventarios aparecen en los estadillos de las parcelas del IFN3 como calidad 6. Estos árboles ya no acumulan carbono al no realizar actividad fotosintética. Tampoco se han extraído del ecosistema por lo que poco a poco irán liberando CO₂. La biomasa de este apartado se considera pérdida de carbono por mortalidad natural.

2. Parcelas nuevas que se instalan por primera vez en el IFN3.

Se trata de parcelas nuevas incorporadas en el IFN3, toda la biomasa inventariada en estas parcelas se considera ganancia de carbono por parcelas nuevas.

3. Masa incorporada.

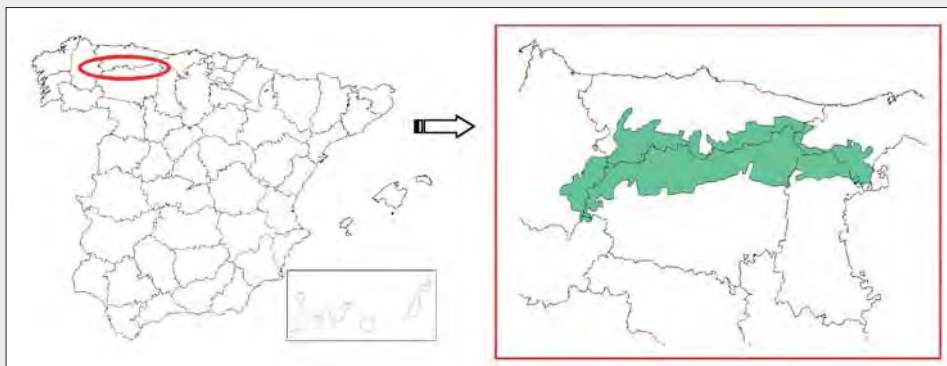
Se trata de los pies medidos en el IFN3 que no se encuentran inventariados en el IFN2. La biomasa de estos pies, ya inventariables, se considera ganancia de carbono por masa incorporada.

En el caso de macizos en los que en alguna provincia sólo se disponía de las mediciones del IFN2, se han utilizado los datos de las provincias en las que se disponía del IFN2 y del IFN3 para extrapolar los datos al conjunto del macizo. Cuando en un macizo la proporción de provincias sin datos del IFN3 era muy alta o cuando la intensidad del muestreo ha cambiado de forma relevante entre el segundo y el tercer IFN, se ha optado por no presentar el balance, ya que podría llevar a resultados poco seguros e interpretaciones erróneas. Como ya se ha comentado, otra fuente de incertidumbre es la diferente calidad de la cartografía de base utilizada en el segundo y tercer inventario forestal nacional. En los macizos en los que la cantidad de CO₂ capturado ha disminuido entre inventarios este hecho puede deberse a que el ciclo entre inventarios (10 años) es demasiado largo para las zonas con alta productividad (principalmente Galicia y la cornisa cantábrica) o a los cambios en la intensidad de muestreo.

5.6. Fichas

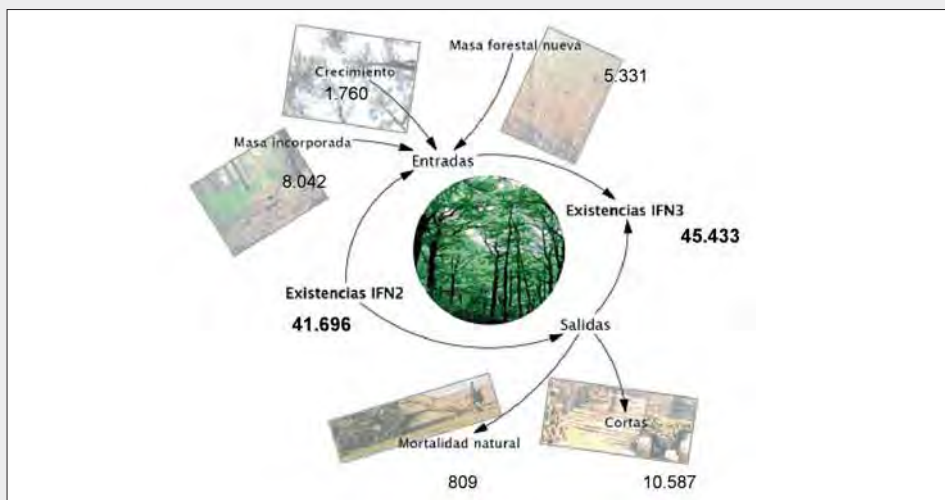
5.6.1. Cordillera Cantábrica

Descripción cordillera: Se extiende desde las cuencas altas de los ríos Pisuerga, Carrión y Ebro hasta las Sierras de Ancares y O Laurel, por encima de 900 msnm en cara sur y sureste del macizo y por encima de 300 msnm en la cara norte, en las provincias de Lugo, León, Asturias, Cantabria y Palencia.

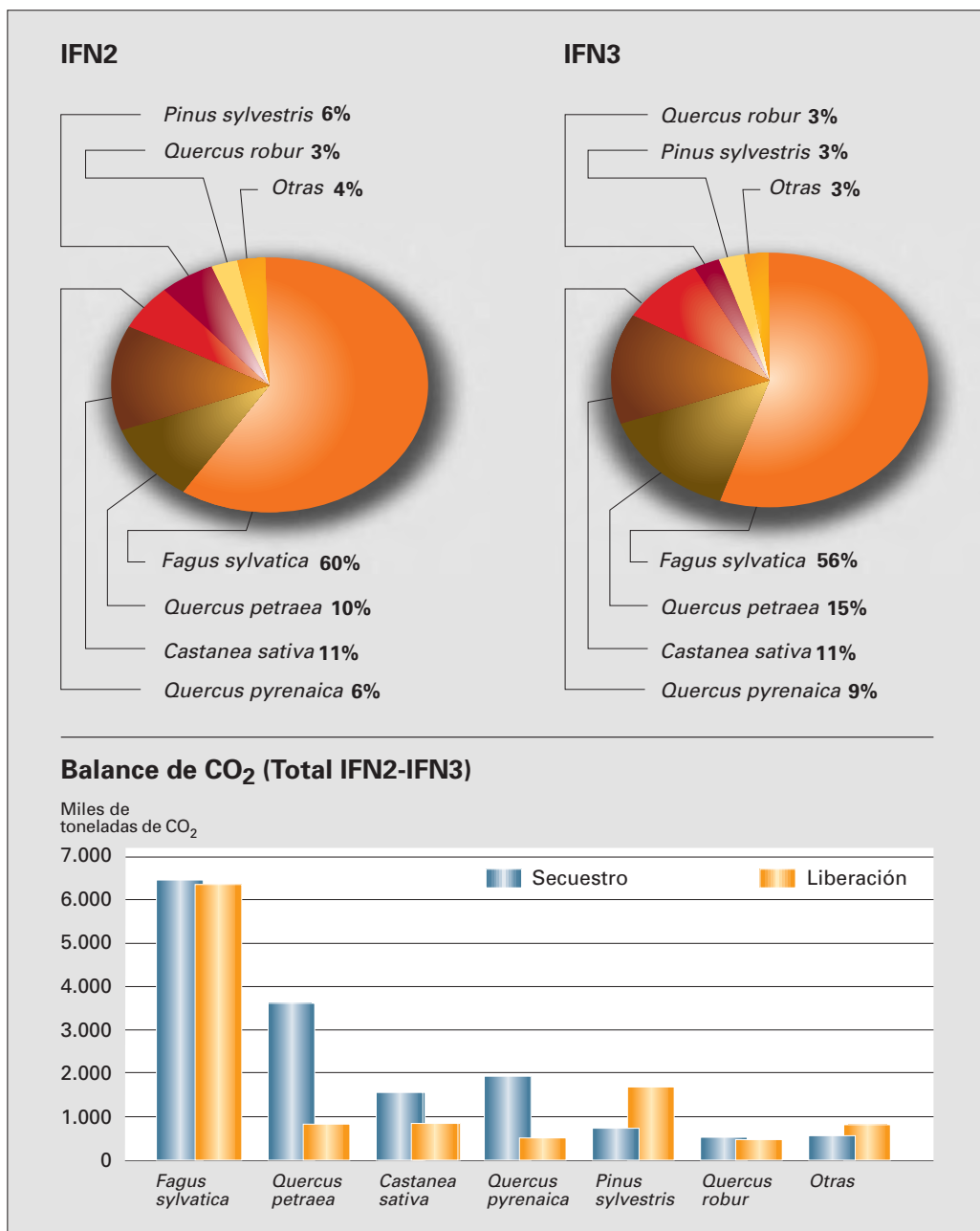


	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1991	2000

En miles de toneladas de CO₂

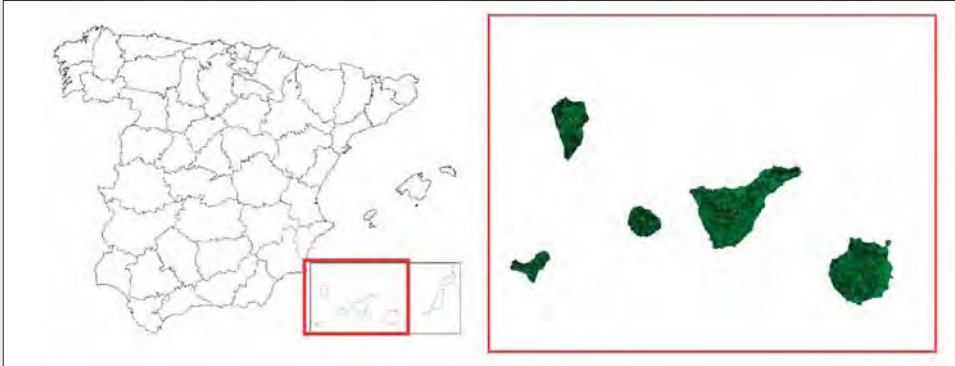


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles



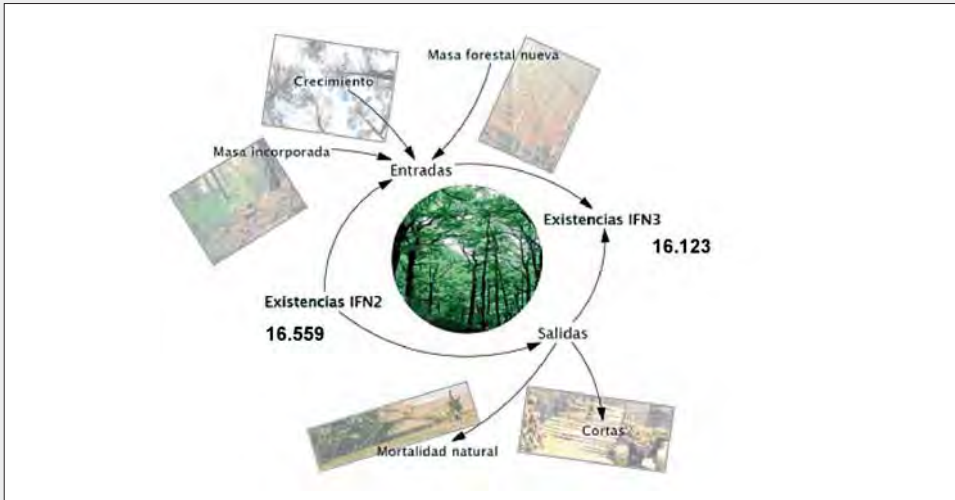
5.6.2. Macizo de Las Cumbres de las Islas Canarias

Descripción del macizo: Superficie de las islas geológicamente más jóvenes del archipiélago canario.



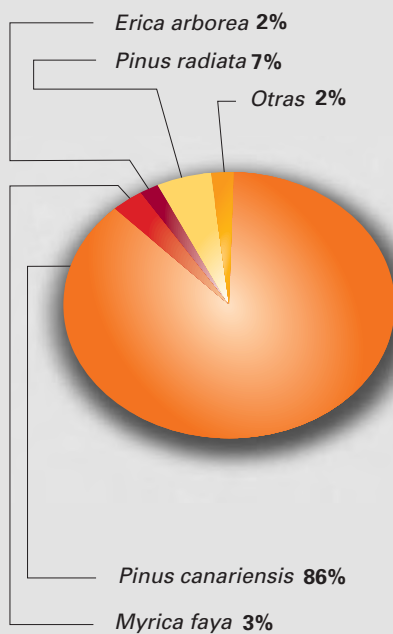
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1991	2000

En miles de toneladas de CO₂

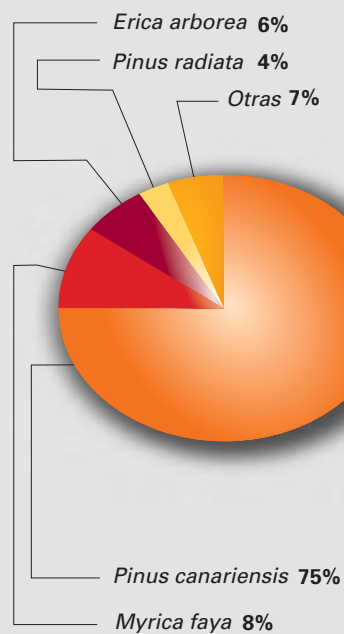


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

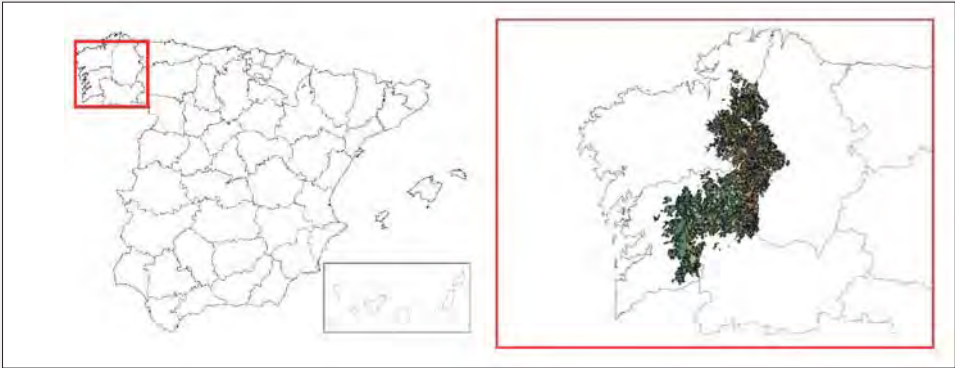


IFN3



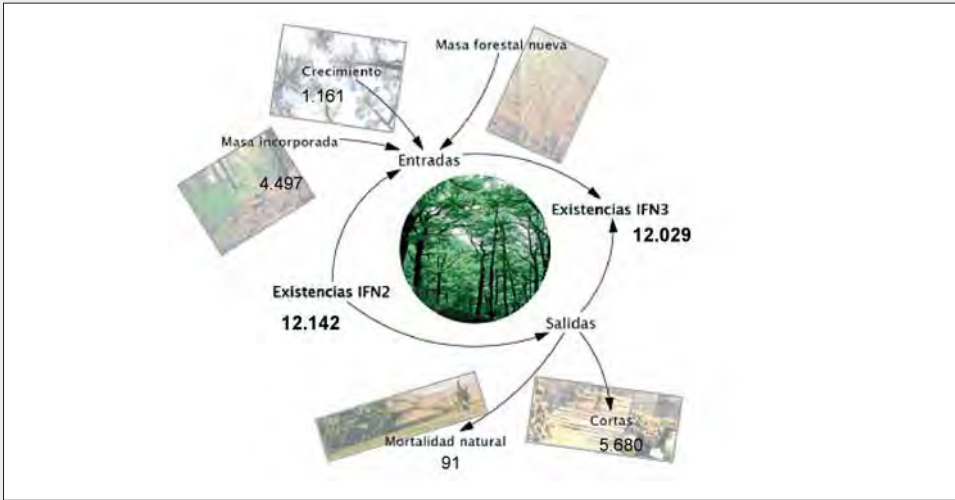
5.6.3. Macizo Galaico

Descripción del macizo: Superficie por encima de 450 msnm en las provincias de A Coruña, Lugo, Ourense y Pontevedra, no incluida en la Cornisa Cantábrica.



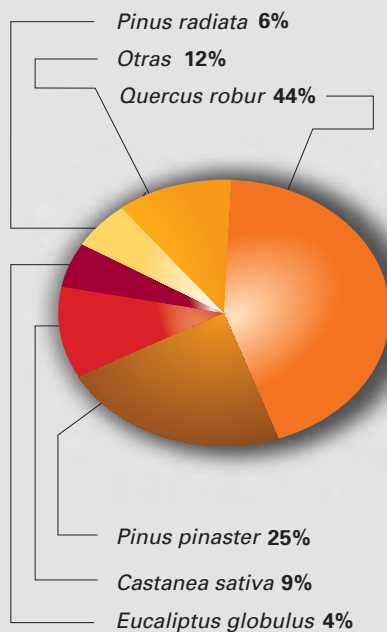
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1989	2000

En miles de toneladas de CO₂

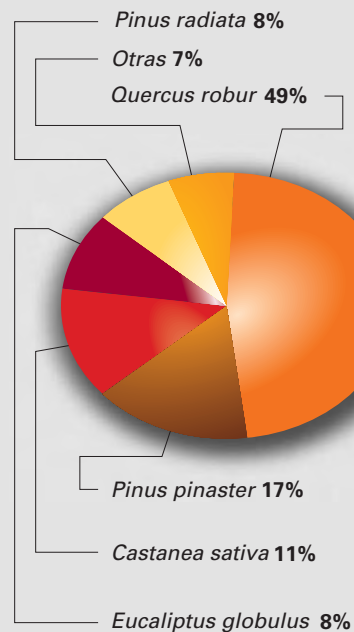


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

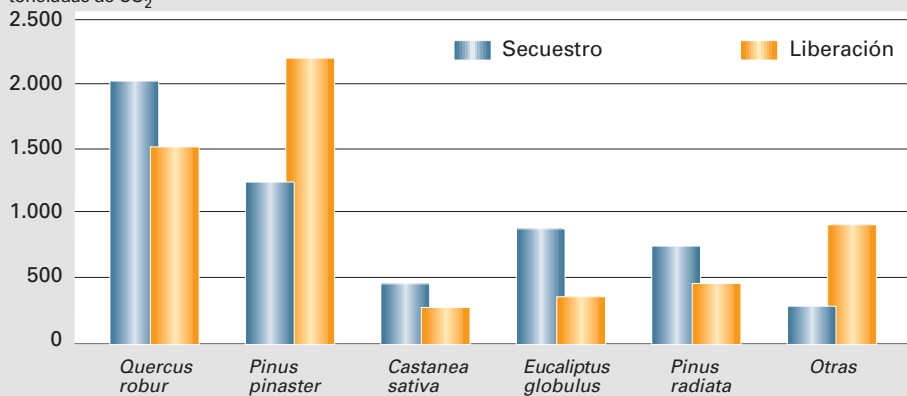


IFN3



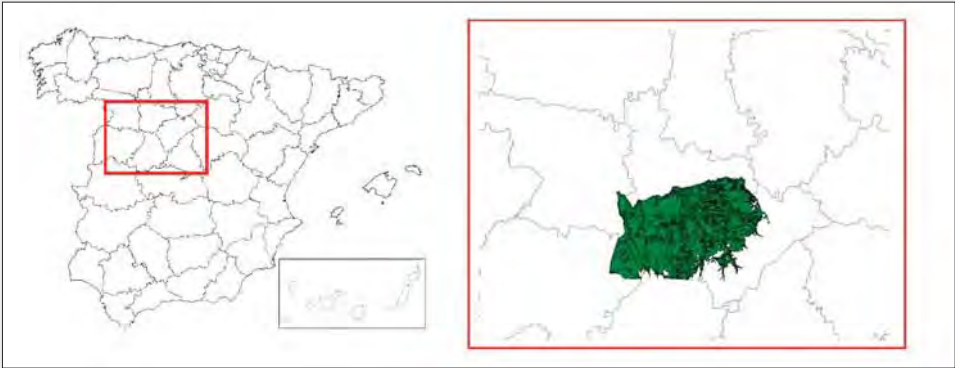
Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



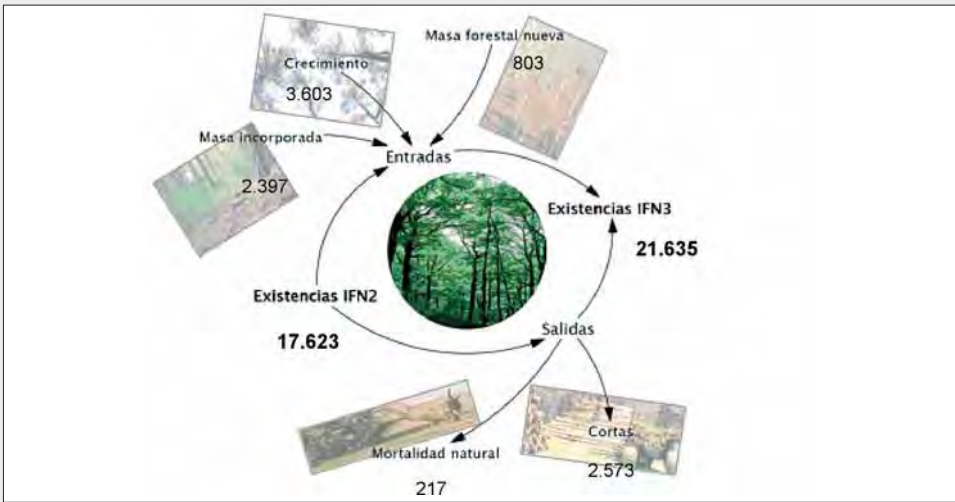
5.6.4. Meseta Castellana

Descripción del macizo: Superficie en las provincias de Ávila, Salamanca, Segovia, Valladolid y Zamora perteneciente a la comarca natural de Tierra de Pinares.



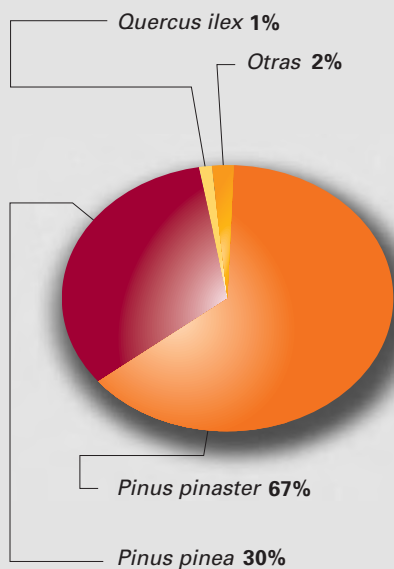
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1992	2002

En miles de toneladas de CO₂

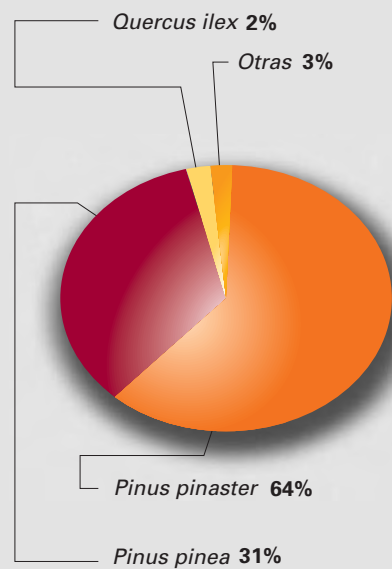


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

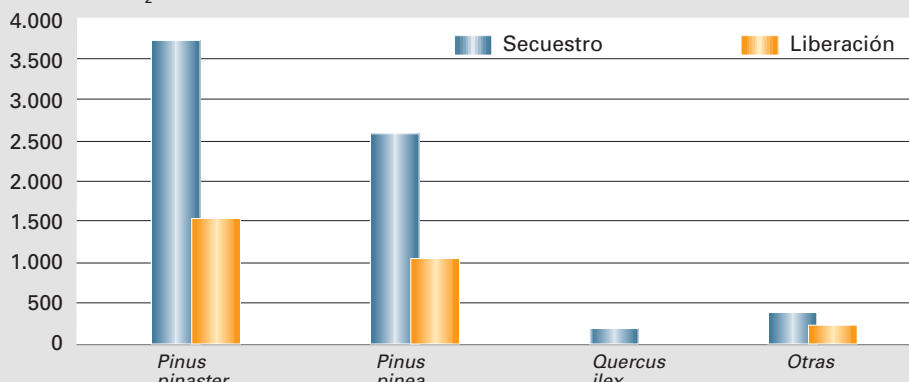


IFN3



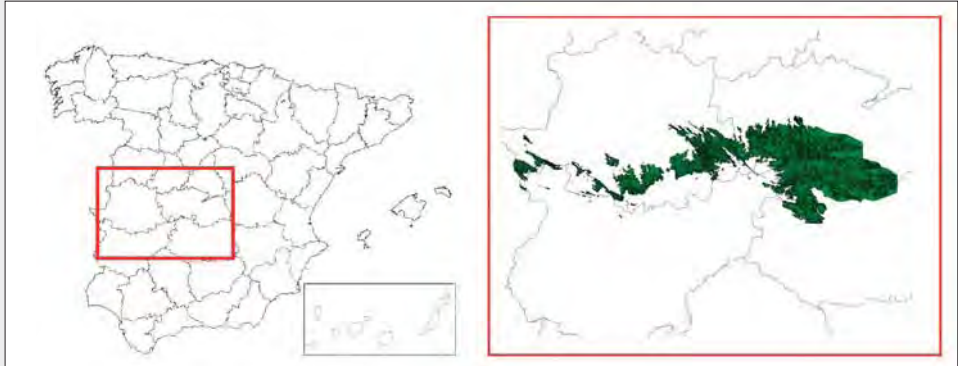
Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



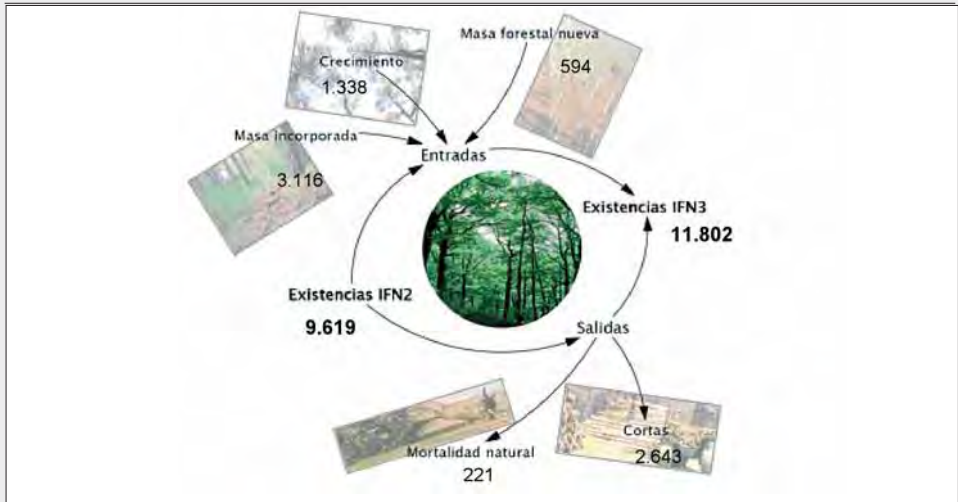
5.6.5. Montes Oretanos

Descripción del macizo: Superficie por encima de 600 msnm (aproximadamente al este de Sevilla de la Jara) o de 450 msnm (aproximadamente al Oeste de Sevilla de la Jara) en las provincias de Badajoz, Cáceres, Ciudad Real y Toledo. Incluye entre otros los montes de Toledo, las Villuercas, la Sierra de Montánchez y la Sierra de San Pedro.



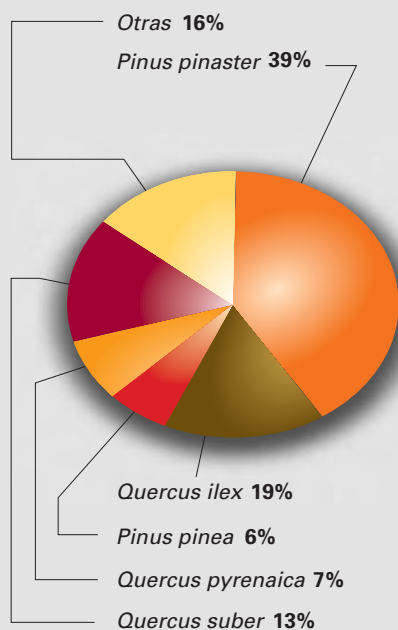
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1992	2001

En miles de toneladas de CO₂

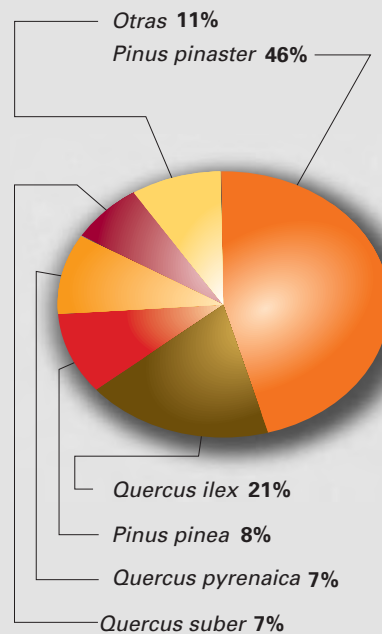


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

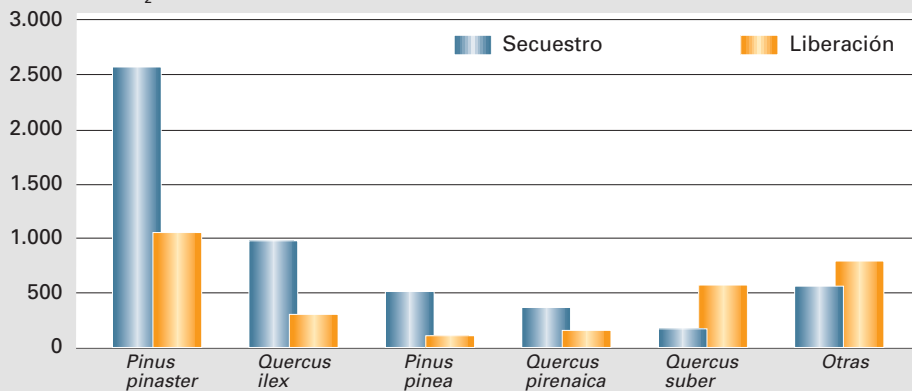


IFN3



Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



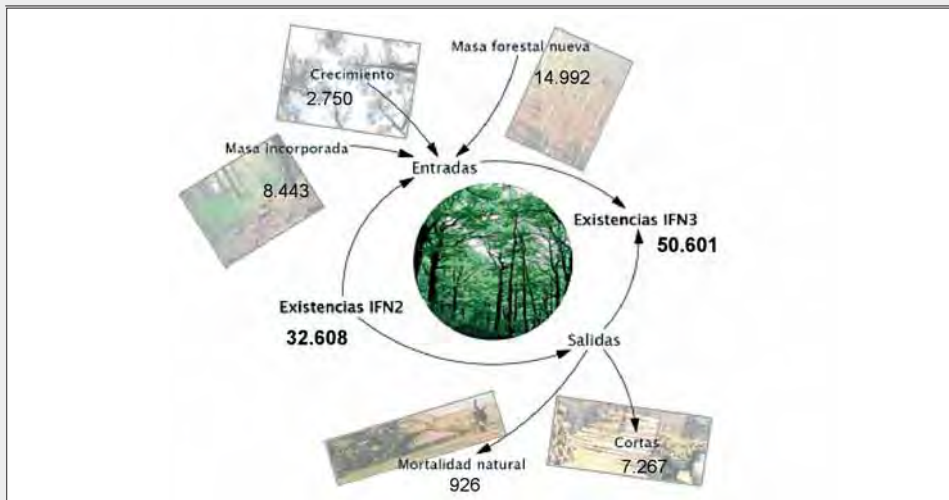
5.6.6. Montes Vascos

Descripción del macizo: Superficie por encima de 600 msnm en las provincias de Araba, Burgos, Navarra, Guipuzkoa y Bizkaia, no incluida en los Pirineos, Ibérico Septentrional ni Cornisa Cantábrica.



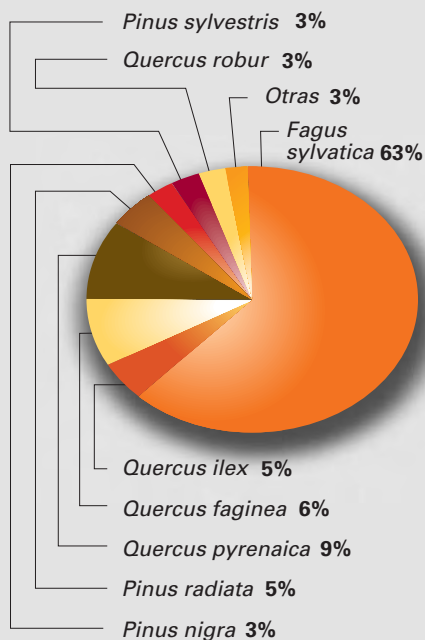
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1992	2003

En miles de toneladas de CO₂

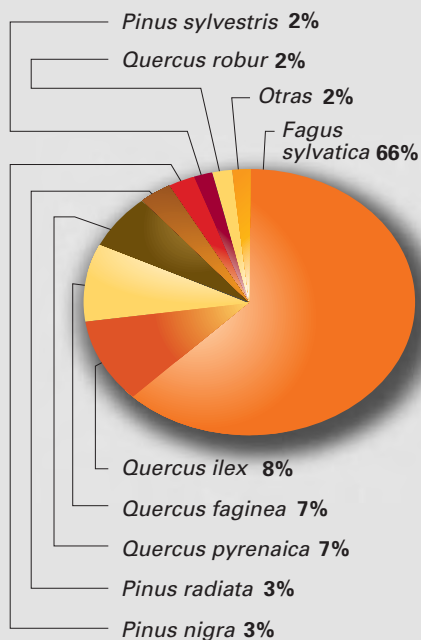


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

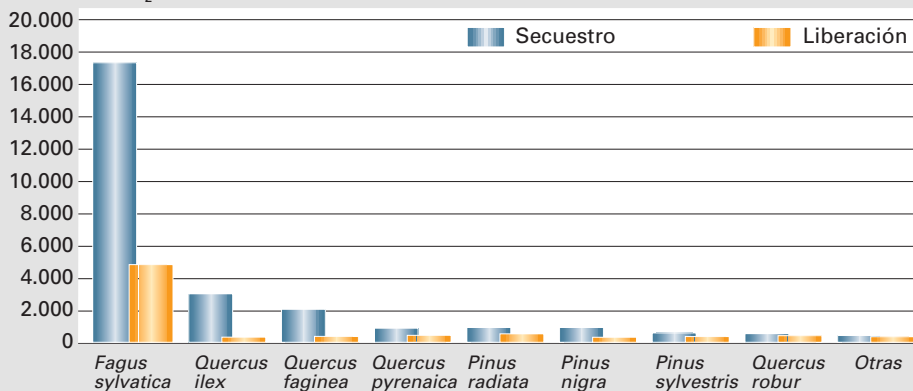


IFN3



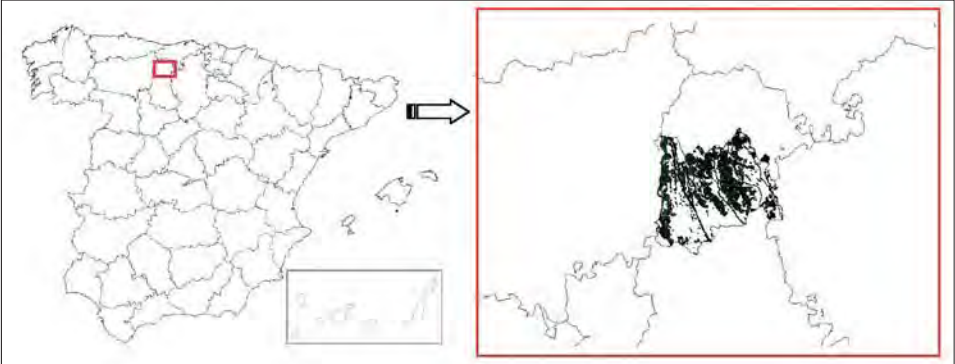
Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



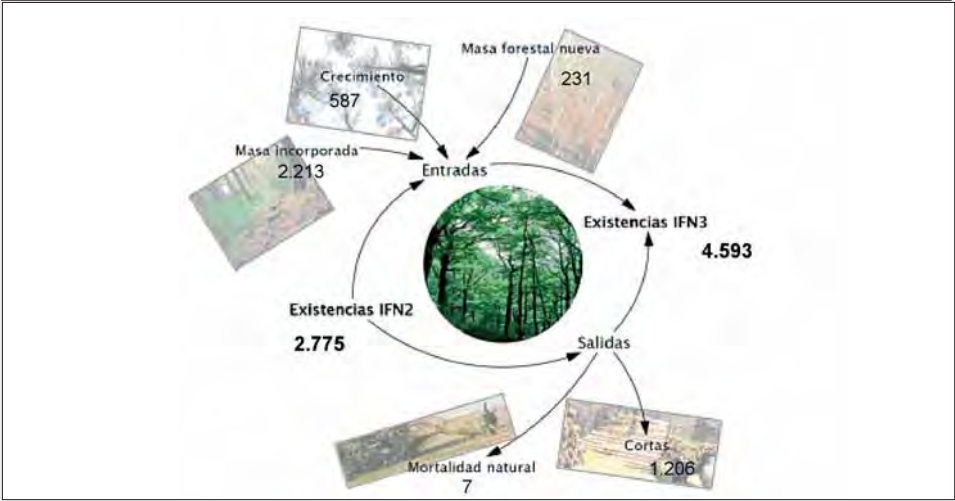
5.6.7. Páramos y Valles palentinos

Descripción del macizo: Comarca natural de media montaña (800-1000 msnm) en la provincia de Palencia, transición entre Tierra de Campos y Montaña palentina.



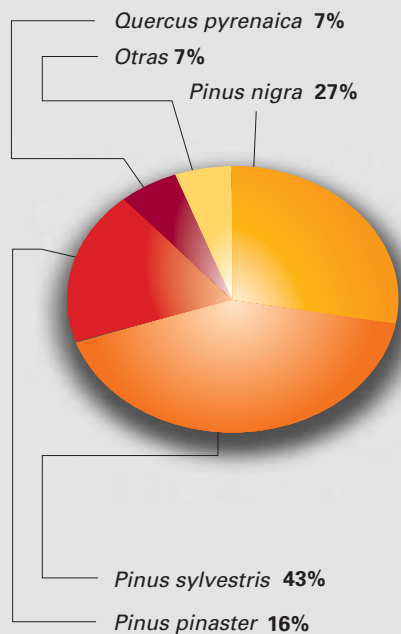
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1991	2003

En miles de toneladas de CO₂

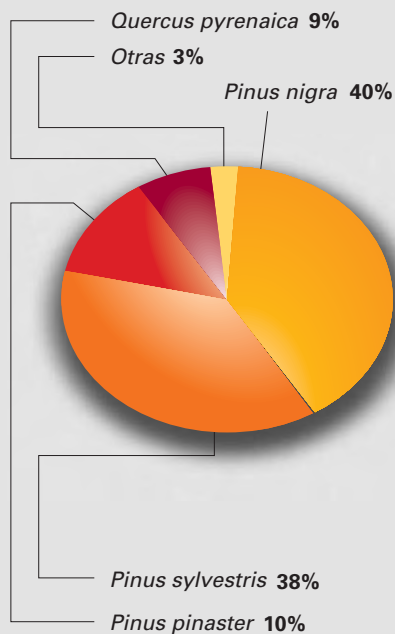


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

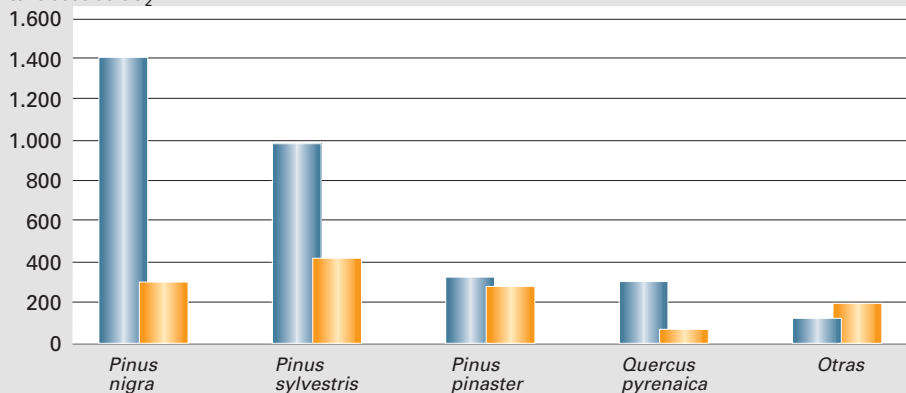


IFN3



Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



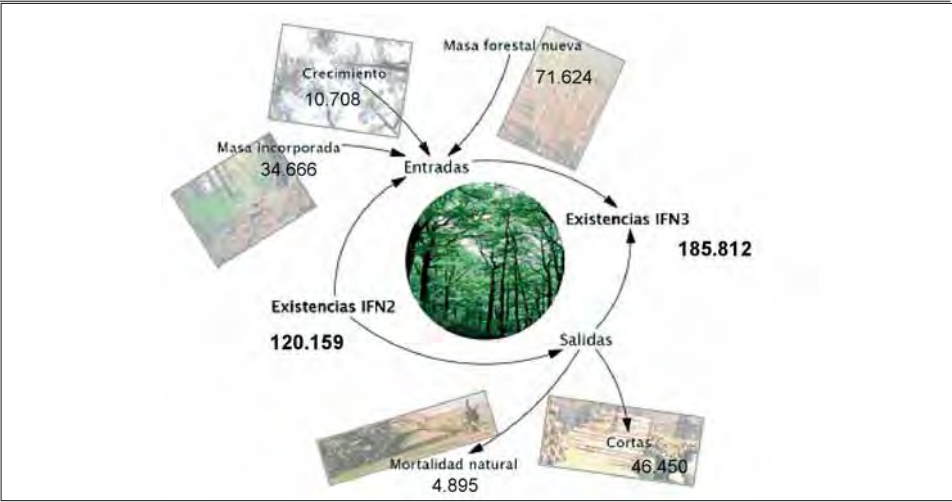
5.6.8. Pirineos

Descripción del macizo: Superficie por encima de 600 msnm en las provincias de Barcelona, Girona, Huesca, Lleida, Navarra y Zaragoza, no incluida en el Ibérico Septentrional, Cordillera Costera Catalana ni Montes Vascos.



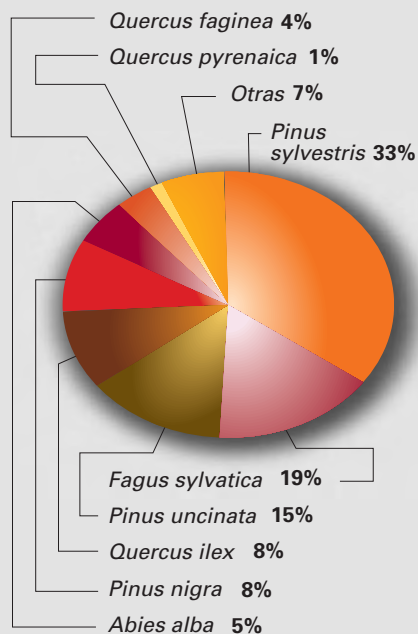
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1994	2003

En miles de toneladas de CO₂

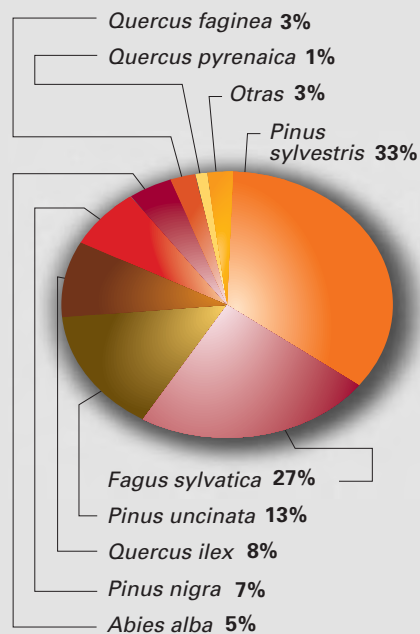


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

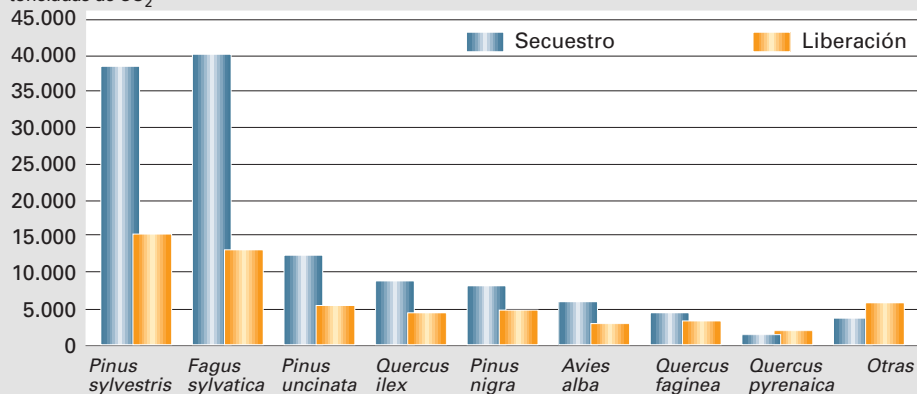


IFN3



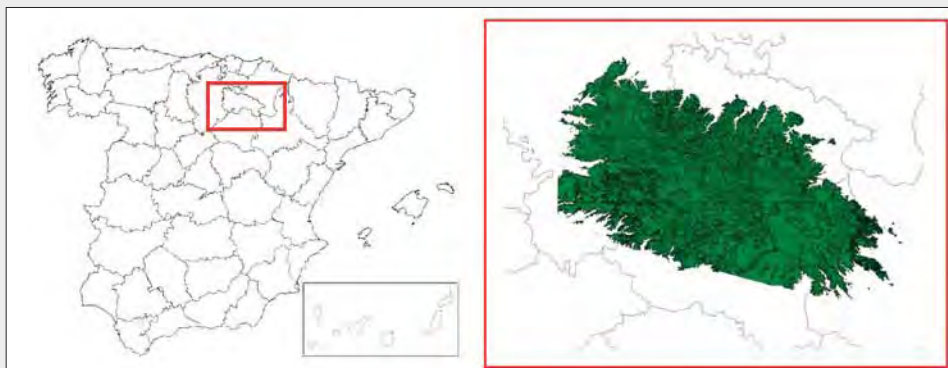
Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



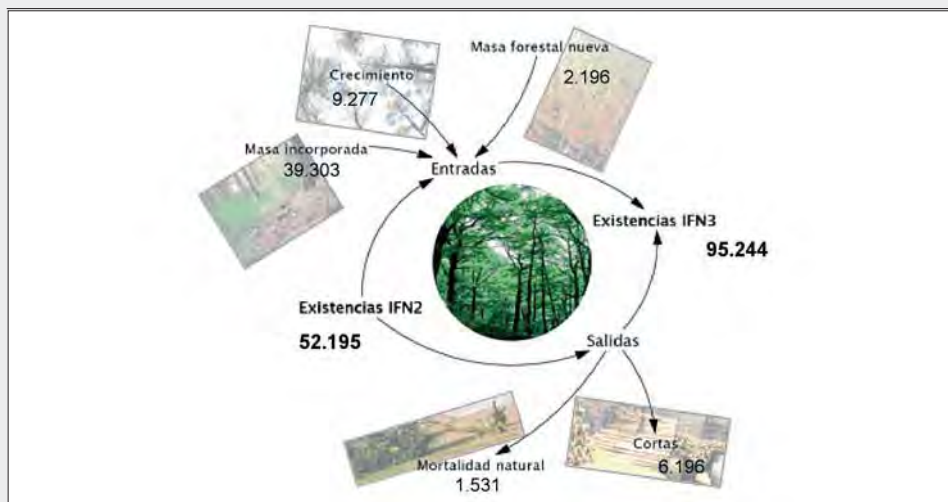
5.6.9. Sierra de la Demanda

Descripción del macizo: Superficie por encima de 900 msnm en las provincias de Burgos, Logroño, Soria y Zaragoza, no incluida en la Cornisa Cantábrica, los Montes Vascos o la parte meridional del Sistema Ibérico.



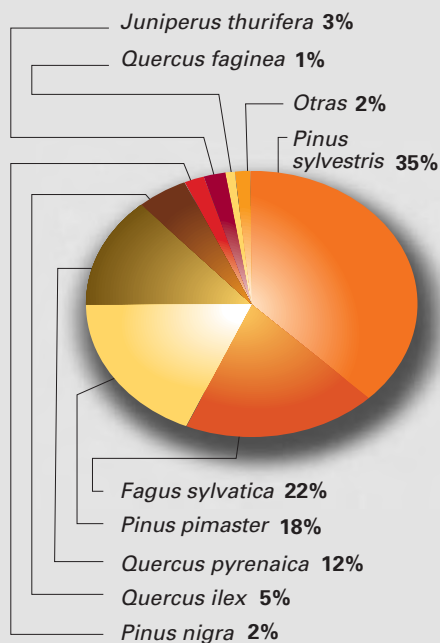
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1992	2003

En miles de toneladas de CO₂

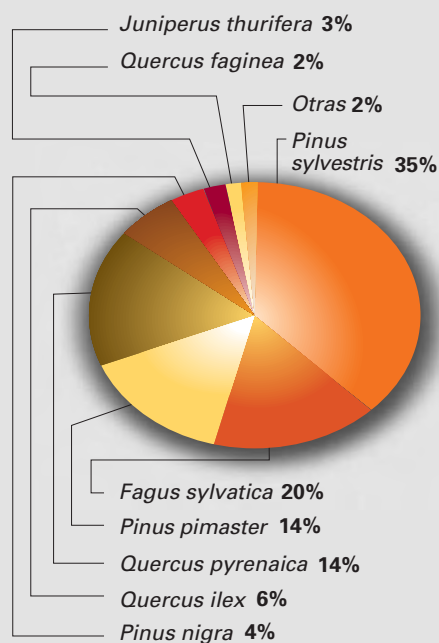


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

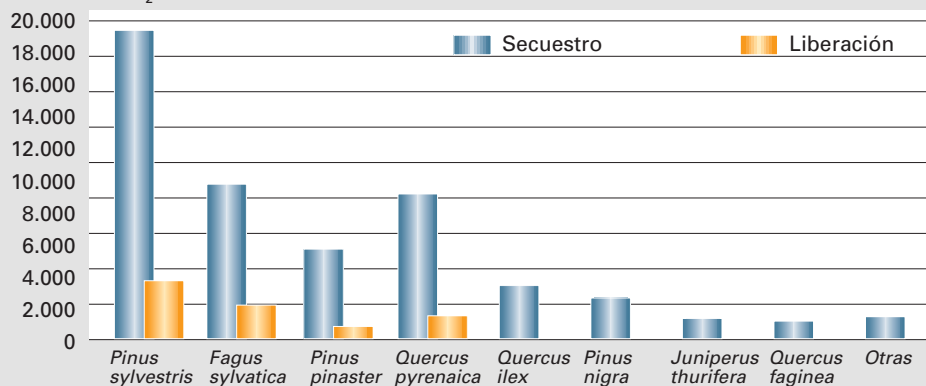


IFN3



Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



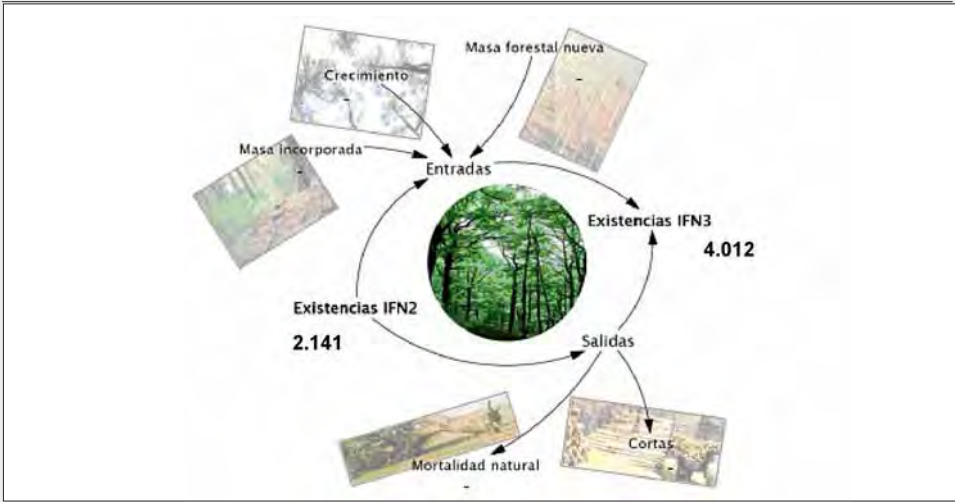
5.6.10. Sierra de Tramuntana

Descripción del macizo: Superficie montañosa (delimitada manualmente sobre imagen de satélite) en las Illes Balears.



	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1989	1999

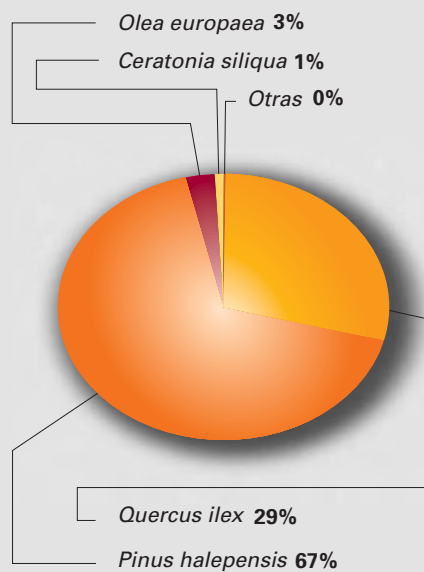
En miles de toneladas de CO₂



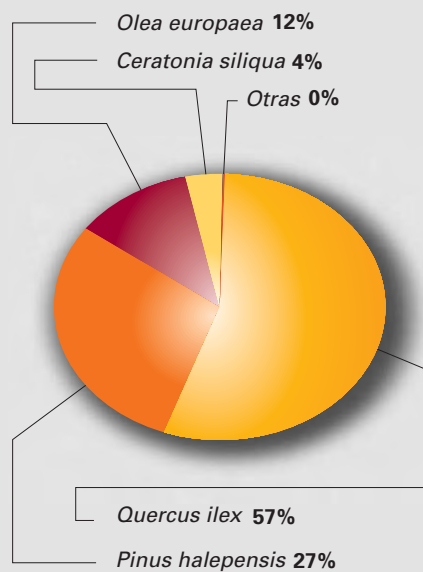
Nota: No se dispone de parcelas para comparación de inventarios.

5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2



IFN3



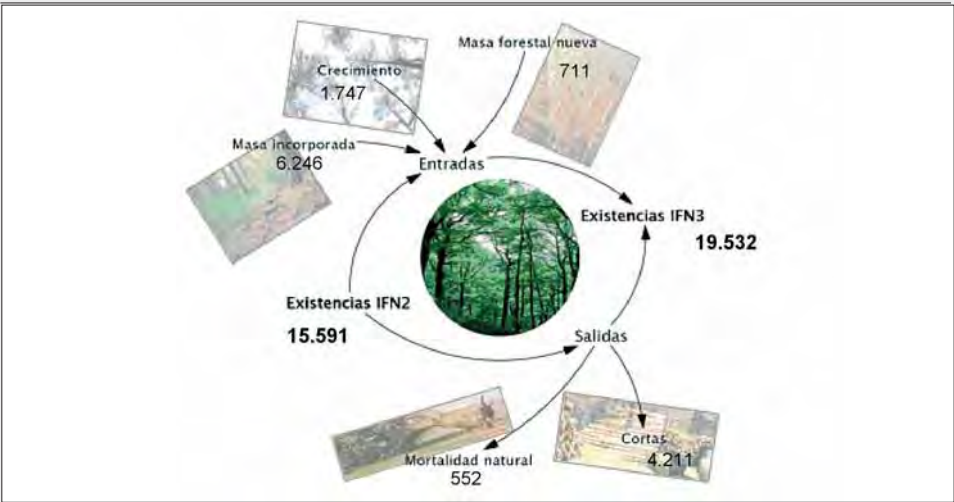
5.6.11. Cordilleras Costero Catalanas

Descripción del macizo: Superficie por encima de 600 msnm en las provincias de Barcelona, Girona, Lleida y Tarragona, no incluida en los Pirineos. También se la conoce como el Sistema Mediterráneo Catalán e incluye las Cordilleras Litoral y Prelitoral de Cataluña.



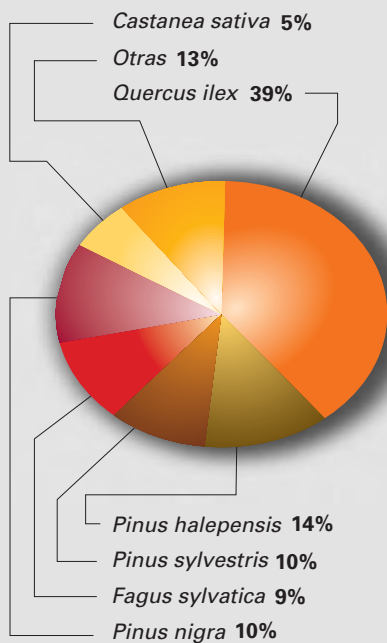
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1991	2001

En miles de toneladas de CO₂

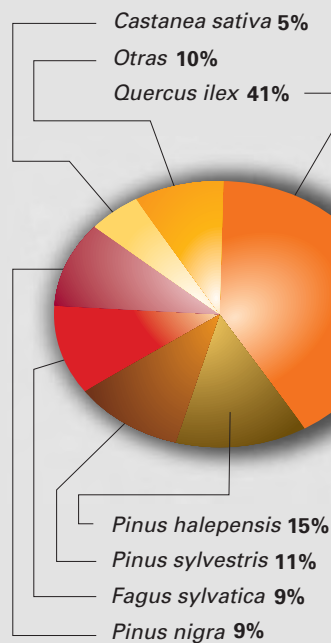


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

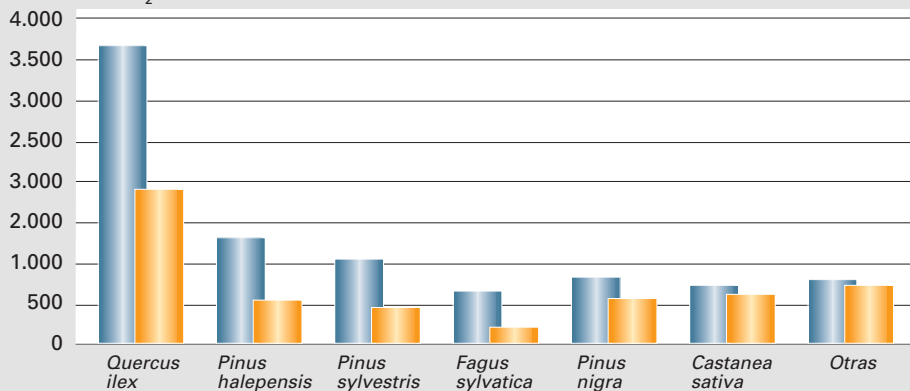


IFN3



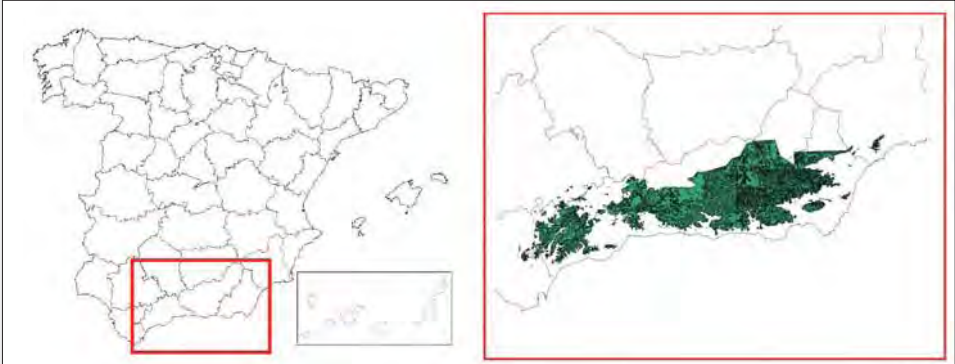
Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



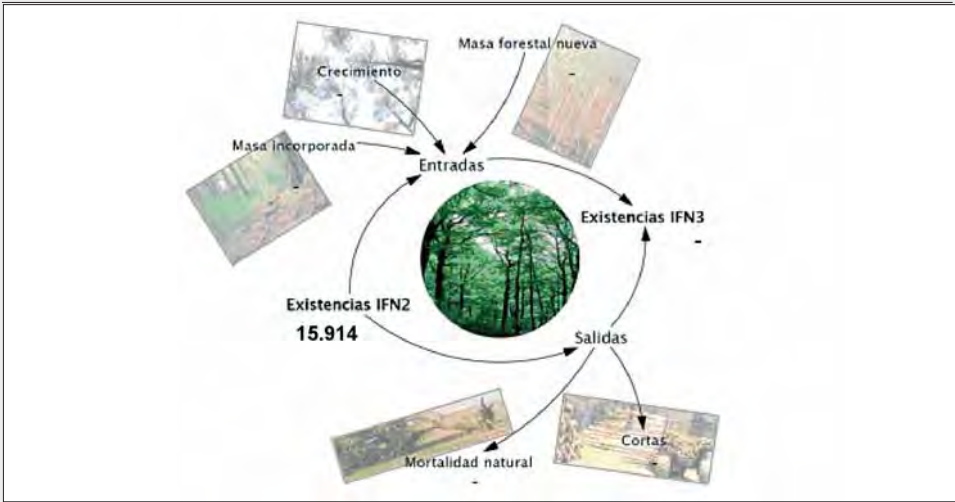
5.6.12. Cordillera Penibética

Descripción del macizo: Superficie por encima de 600 msnm en las provincias de Almería, Cádiz, Córdoba, Granada, Málaga, Murcia y Sevilla, no incluidas en la Cordillera Subbética (orientativamente, al sur de la carretera A-92). Incluye la Serranía de Ronda, Sierra Nevada, Sierra de Baza y la Sierra de los Filabres.



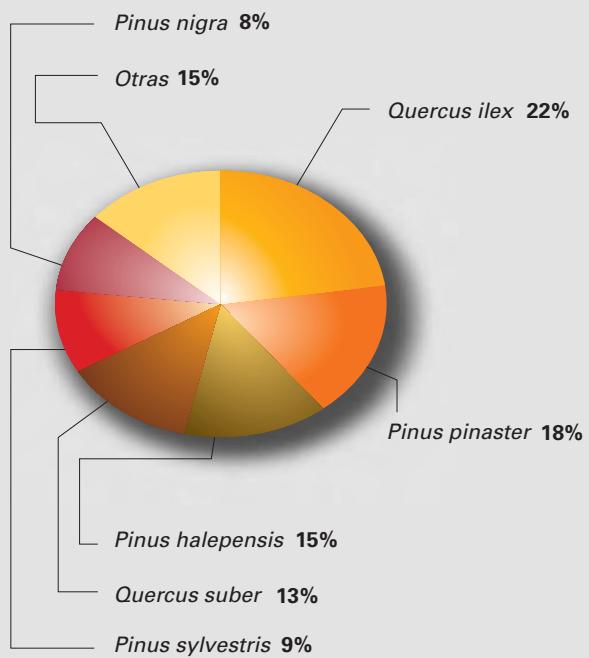
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1994	-

En miles de toneladas de CO₂



5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2



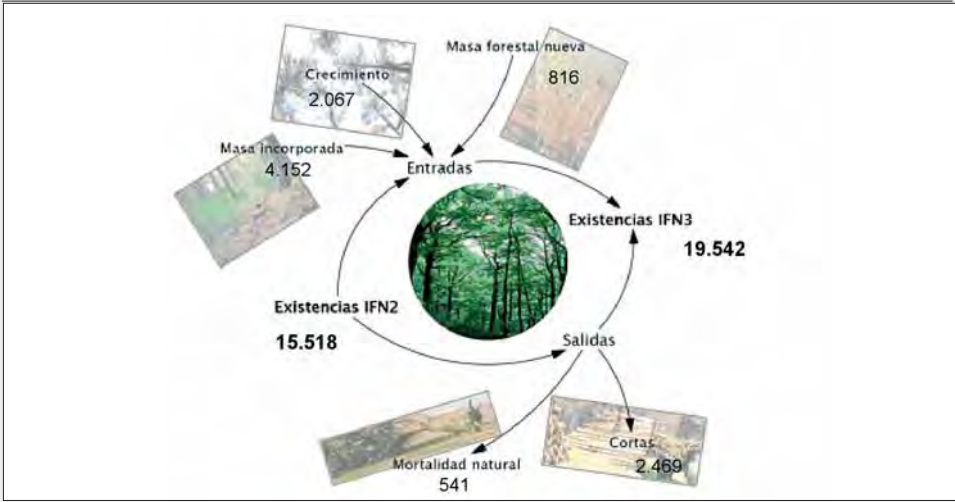
5.6.13. Sierra Morena

Descripción del macizo: Superficie por encima de 600 msnm en las provincias de Badajoz, Ciudad Real, Córdoba, Huelva, Jaén y Sevilla, no incluidas en las Cordilleras Béticas, Sistema Ibérico ni Montes Oretanos.



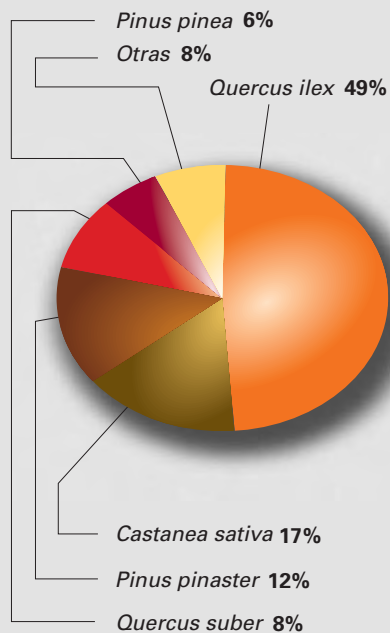
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1994	2001

En miles de toneladas de CO₂

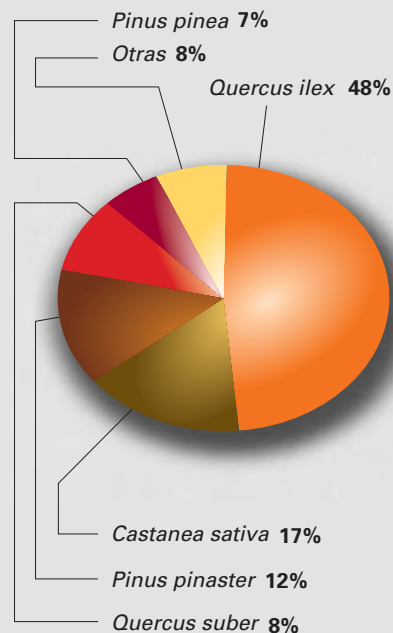


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

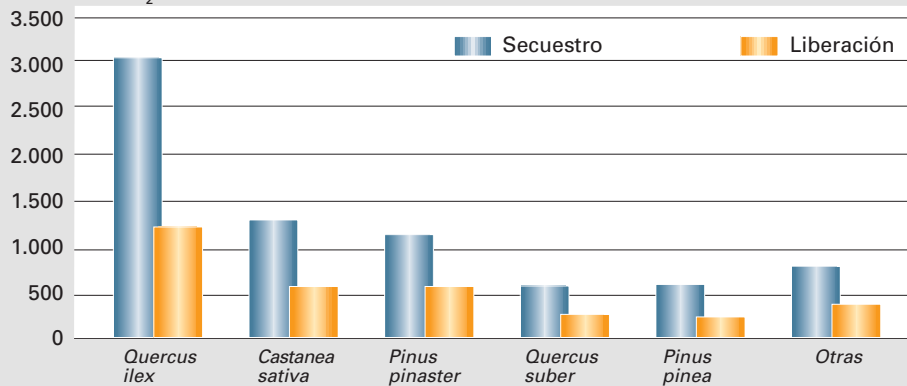


IFN3



Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



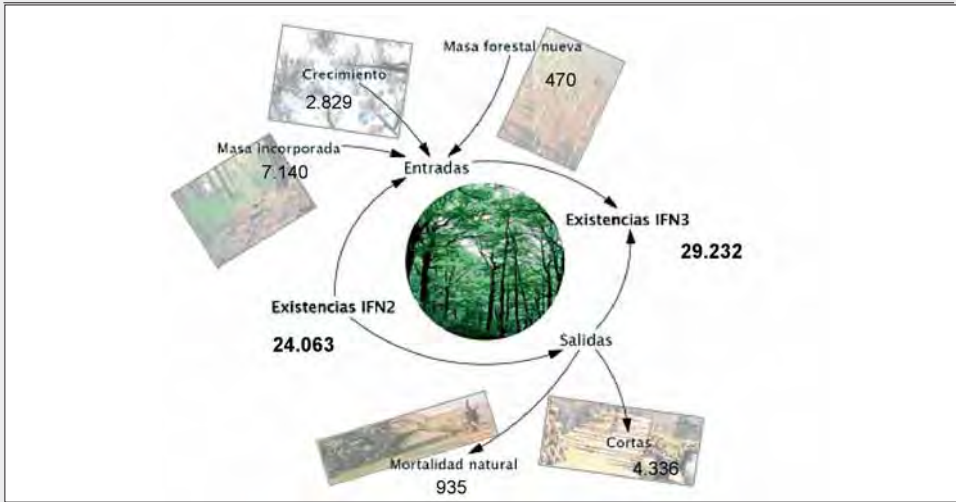
5.6.14. Cordillera Prebética

Descripción del macizo: Superficie por encima de 900 msnm (aproximadamente al este de Huesa) o de 600 m.s.n.m. (aproximadamente al oeste de Huesa) en las provincias de Albacete, Almería, Ciudad Real, Córdoba, Granada, Jaén y Murcia, no incluidas en la Cordillera Penibética (orientativamente, al norte de la carretera A-92). Incluye entre otras las sierras de Cazorla y de Segura.



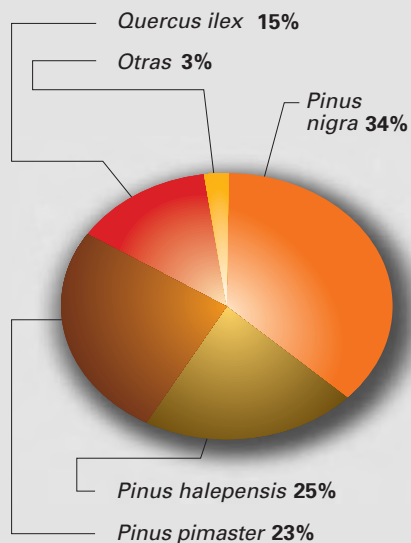
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1993	1999

En miles de toneladas de CO₂

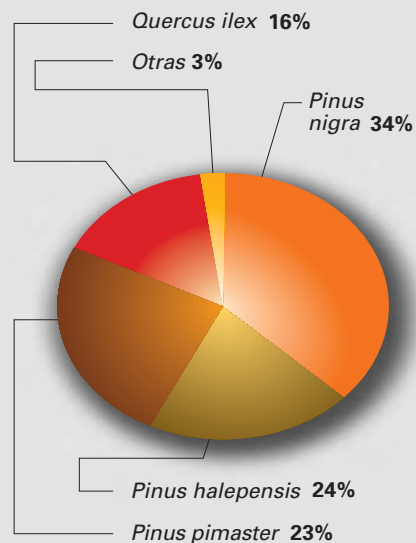


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

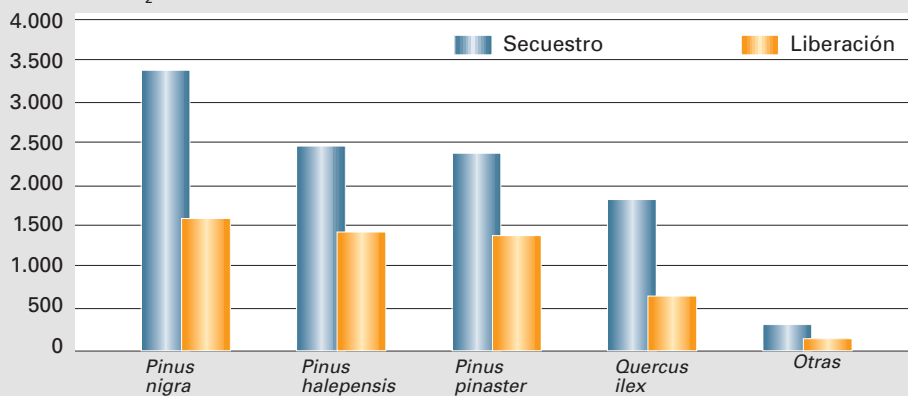


IFN3



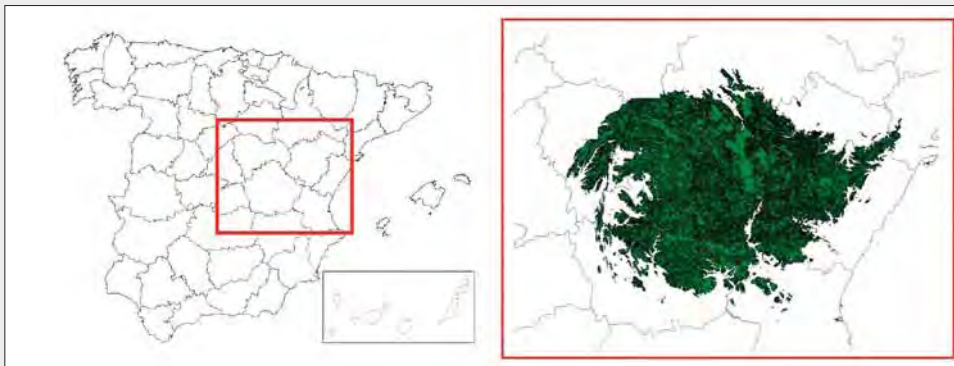
Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



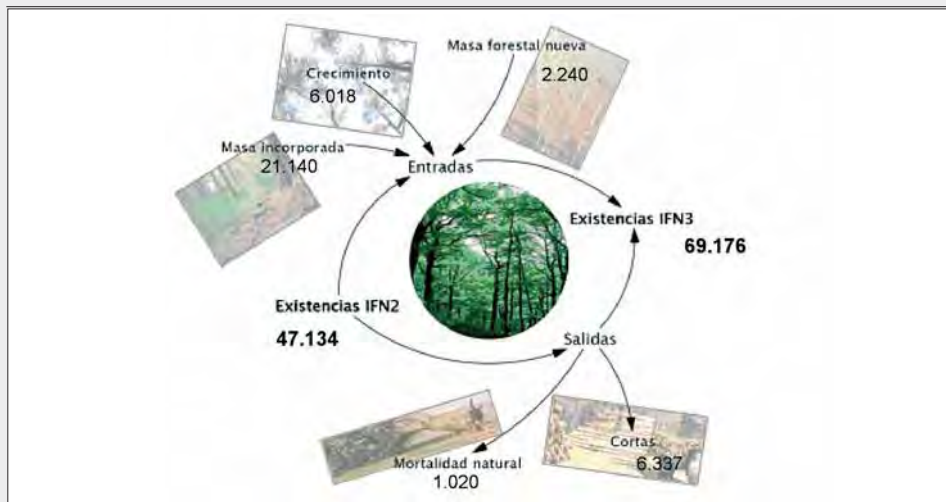
5.6.15. Sistema Ibérico Meridional

Descripción del macizo: superficie por encima de 900 msnm en las provincias de Castellón, Cuenca, Guadalajara, Soria, Tarragona, Teruel, Valencia y Zaragoza, no incluida en el Sistema Central o en la Cordillera Costero-Catalana.



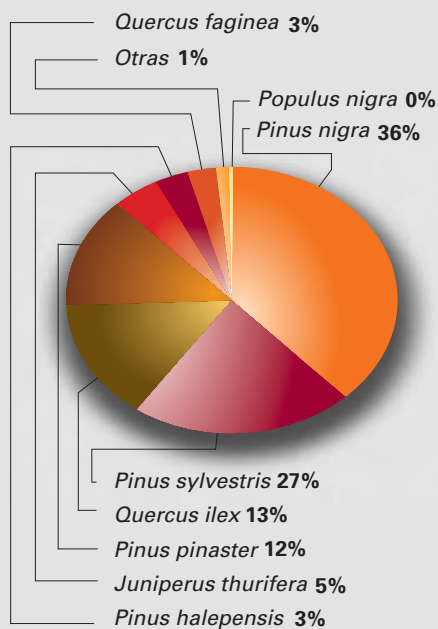
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1993	2004

En miles de toneladas de CO₂

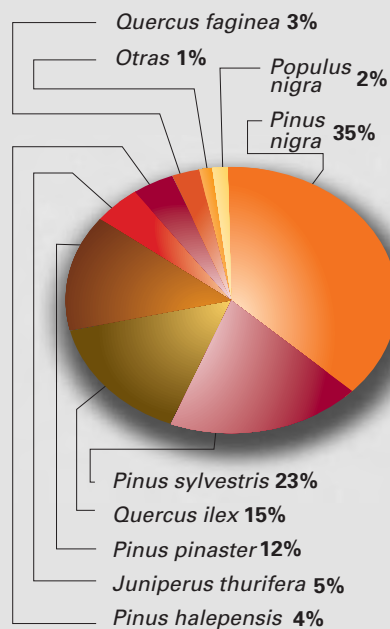


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

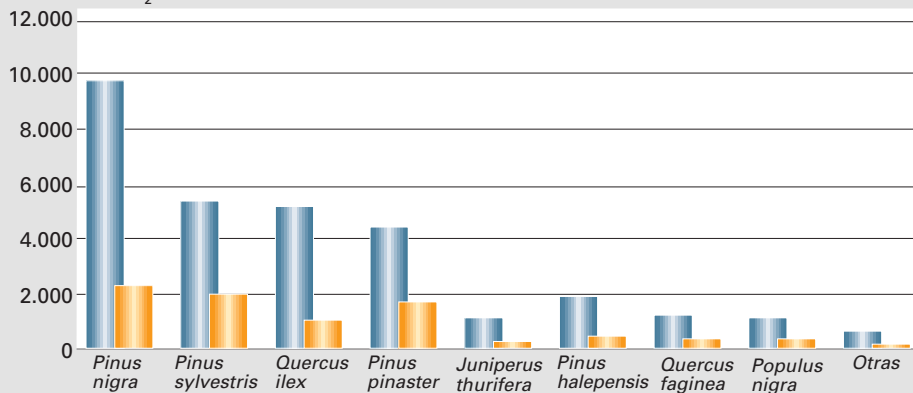


IFN3



Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



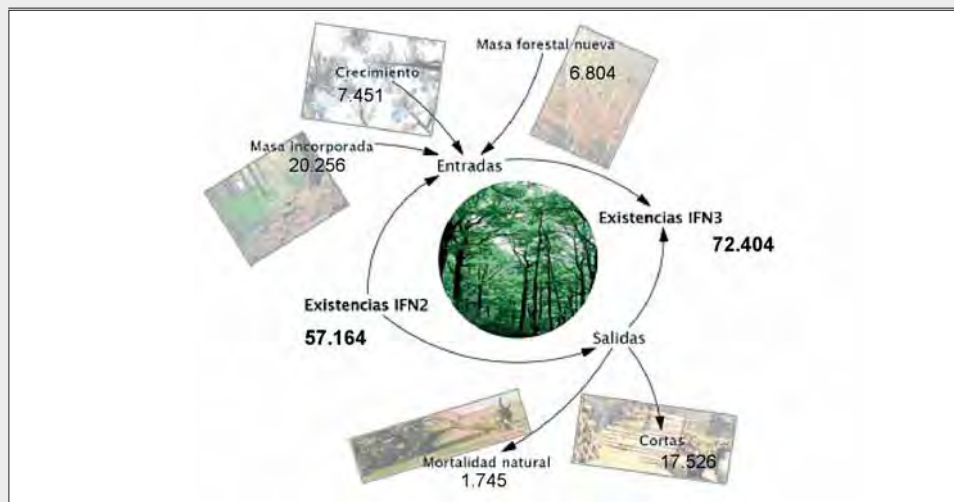
5.6.16. Sistema Central

Descripción del macizo: Superficie por encima de 900 msnm en cara norte y sureste del macizo y superficie por encima de 400 msnm en la cara suroeste, en las provincias de Salamanca, Cáceres, Ávila, Toledo, Madrid, Segovia, Guadalajara y Soria.



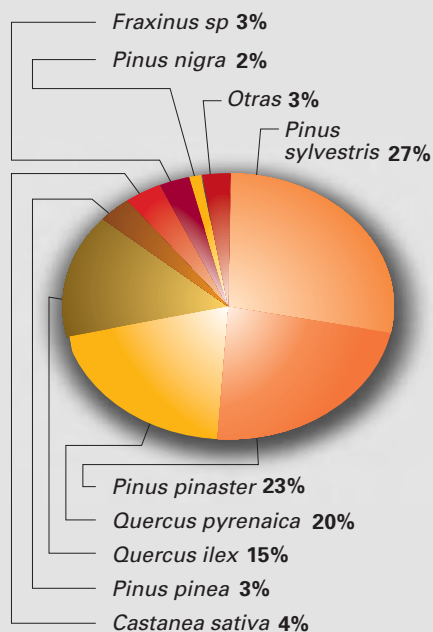
	IFN2	IFN3
Año de trabajo	1991	2002

En miles de toneladas de CO₂

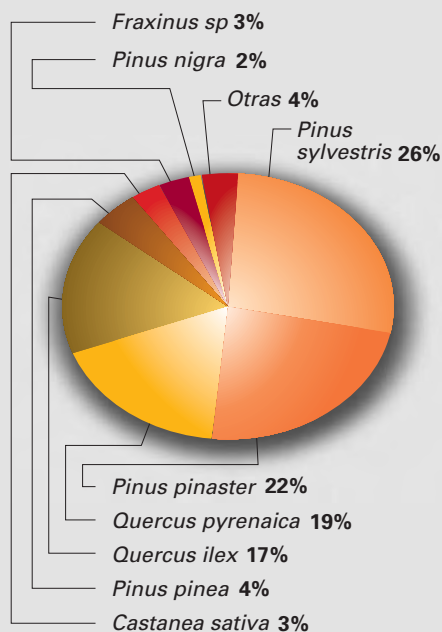


5. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles

IFN2

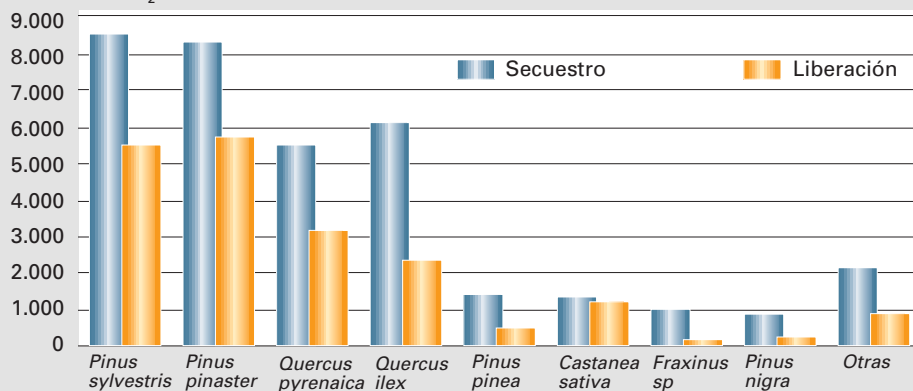


IFN3



Balance de CO₂ (Total IFN2-IFN3)

Miles de toneladas de CO₂



5.7. Anexo

5.7.1. Cordillera Cantábrica

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Fagus sylvatica</i>	12.192	9.074	3.909	25.175
<i>Quercus petraea</i>	1.310	2.966	2.737	7.013
<i>Castanea sativa</i>	3.261	502	1.419	5.181
<i>Quercus pyrenaica</i>	921	1.937	1.054	3.912
<i>Pinus sylvestris</i>	298	812	371	1.481
<i>Quercus robur</i>	292	676	454	1.422
Otras	423	330	495	1.248
Total	18.697	16.297	10.439	45.433

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Fagus sylvatica</i>	25.157	3.499	2.552	335	568	5.800	25.175
<i>Quercus petraea</i>	4.361	597	2.385	555	97	788	7.013
<i>Castanea sativa</i>	4.461	197	835	501	42	772	5.181
<i>Quercus pyrenaica</i>	2.489	666	1.086	174	49	454	3.912
<i>Pinus sylvestris</i>	2.375	84	561	83	18	1.603	1.481
<i>Quercus robur</i>	1.382	83	316	76	17	418	1.422
Otras	1.472	204	307	37	19	752	1.248
Total	41.696	5.331	8.042	1.760	809	10.587	45.433

5.7.2. Macizo de Las Cumbres de las Islas Canarias

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO2) por especie en el IFN3				
Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus canariensis</i>	2.568	6.628	2.895	12.091
<i>Myrica faya</i>	468	308	551	1.328
<i>Erica arborea</i>	433	279	333	1.046
<i>Pinus radiata</i>	119	411	72	602
Otras	416	349	292	1.057
Total	4.005	7.975	4.142	16.123

Especie	INF2	INF3
<i>Pinus canariensis</i>	14.235	12.091
<i>Myrica faya</i>	519	1.328
<i>Erica arborea</i>	316	1.046
<i>Pinus radiata</i>	1.087	602
Otras	402	1.057
Total	16.559	16.123

Nota: No ha sido posible calcular el balance entre un inventario y otro dada la diferencia en la intensidad de muestreo. Esta diferencia, puede explicar la disminución de *Pinus canariensis*, ya que las cortas o la desaparición de la superficie de esta especie parece poco probable.

5.7.3. Mazizo Galaico

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Quercus robur</i>	1.189	3.054	1.569	5.812
<i>Pinus pinaster</i>	461	1.302	324	2.088
<i>Castanea sativa</i>	694	198	393	1.285
<i>Eucalyptus globulus</i>	310	543	153	1.006
<i>Pinus radiata</i>	215	637	126	978
Otras	216	491	154	861
Total	3.085	6.225	2.719	12.029

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Quercus robur</i>	5.302	-	1.525	500	29	1.485	5.812
<i>Pinus pinaster</i>	3.030	-	981	281	35	2.169	2.088
<i>Castanea sativa</i>	1.084	-	314	155	13	255	1.285
<i>Eucalyptus globulus</i>	499	-	810	61	3	361	1.006
<i>Pinus radiata</i>	713	-	640	111	8	478	978
Otras	1.514	-	227	53	2	931	861
Total	12.142	-	4.497	1.161	91	5.680	12.029

5.7.4. Meseta Castellana

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus pinaster</i>	3.014	8.734	2.148	13.895
<i>Pinus pinea</i>	1.056	2.461	3.250	6.767
<i>Quercus ilex</i>	176	74	162	412
Otras	158	235	168	561
Total	4.404	11.504	5.727	21.635

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus pinaster</i>	11.724	99	947	2.649	179	1.344	13.895
<i>Pinus pinea</i>	5.255	511	1.222	837	22	1.036	6.767
<i>Quercus ilex</i>	242	24	106	46	2	4	412
Otras	402	168	122	72	14	190	561
Total	17.623	803	2.397	3.603	217	2.573	21.635

5.7.5. Montes Oretanos

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus pinaster</i>	1.195	3.279	820	5.294
<i>Quercus ilex</i>	980	443	1.057	2.480
<i>Pinus pinea</i>	152	347	487	986
<i>Quercus pyrenaica</i>	221	481	166	869
<i>Quercus suber</i>	167	255	441	864
Otras	467	464	378	1.309
Total	3.183	5.270	3.350	11.802

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus pinaster</i>	3.774	27	1.633	899	99	941	5.294
<i>Quercus ilex</i>	1.818	334	522	96	26	264	2.480
<i>Pinus pinea</i>	582	16	347	125	9	75	986
<i>Quercus pyrenaica</i>	650	68	181	101	9	122	869
<i>Quercus suber</i>	1.267	29	90	28	49	501	864
Otras	1.528	120	343	88	30	740	1.309
Total	9.619	594	3.116	1.338	221	2.643	11.802

5.7.6. Montes Vascos

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Fagus sylvatica</i>	14.200	12.704	5.783	32.686
<i>Quercus ilex</i>	1.808	775	1.680	4.264
<i>Quercus faginea</i>	1.187	903	1.702	3.791
<i>Quercus pyrenaica</i>	807	2.000	566	3.374
<i>Pinus radiata</i>	327	1.123	199	1.650
<i>Pinus nigra</i>	304	824	423	1.551
<i>Pinus sylvestris</i>	249	685	250	1.184
<i>Quercus robur</i>	218	523	314	1.056
Otras	440	167	438	1.045
Total	19.540	19.705	11.356	50.601

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Fagus sylvatica</i>	20.576	11.442	4.659	1.171	547	4.615	32.686
<i>Quercus ilex</i>	1.561	1.995	797	136	25	200	4.264
<i>Quercus faginea</i>	2.105	1.188	649	200	90	261	3.791
<i>Quercus pyrenaica</i>	2.841	9	550	339	73	292	3.374
<i>Pinus radiata</i>	1.572	16	550	248	50	687	1.650
<i>Pinus nigra</i>	894	119	507	277	24	221	1.551
<i>Pinus sylvestris</i>	1.036	38	299	179	23	346	1.184
<i>Quercus robur</i>	1.105	46	216	125	50	388	1.056
Otras	918	138	216	75	43	258	1.045
Total	32.608	14.992	8.443	2.750	926	7.267	50.601

5.7.7. Páramos y Valles palentinos

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus nigra</i>	373	960	489	1.823
<i>Pinus sylvestris</i>	353	973	440	1.765
<i>Pinus pinaster</i>	104	296	73	473
<i>Quercus pyrenaica</i>	113	211	91	416
Otras	41	44	30	116
Total	985	2.485	1.123	4.593

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus nigra</i>	745	46	1.119	202	2	287	1.823
<i>Pinus sylvestris</i>	1.216	27	658	266	4	397	1.765
<i>Pinus pinaster</i>	438	9	214	87	-	274	473
<i>Quercus pyrenaica</i>	182	121	141	31	1	59	416
Otras	194	29	81	1	-	189	116
Total	2.775	231	2.213	587	7	1.206	4.593

5.7.8. Pirineos

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus sylvestris</i>	15.416	33.620	13.773	62.809
<i>Fagus sylvatica</i>	23.180	18.434	7.690	49.304
<i>Pinus uncinata</i>	6.202	14.158	4.170	24.530
<i>Quercus ilex</i>	6.131	3.366	4.484	13.981
<i>Pinus nigra</i>	3.059	6.847	3.444	13.350
<i>Abies alba</i>	1.646	5.582	1.651	8.878
<i>Quercus faginea</i>	1.904	2.266	1.683	5.852
<i>Quercus pyrenaica</i>	334	625	221	1.180
Otras	1.872	2.210	1.847	5.929
Total	59.743	87.106	38.962	185.812

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus sylvestris</i>	39.569	21.461	11.859	4.516	1.593	13.003	62.809
<i>Fagus sylvatica</i>	22.441	33.805	4.459	1.074	587	11.888	49.304
<i>Pinus uncinata</i>	17.736	3.095	6.549	1.908	1.220	3.538	24.530
<i>Quercus ilex</i>	9.843	2.805	4.288	807	242	3.520	13.981
<i>Pinus nigra</i>	10.026	2.987	3.125	1.263	429	3.623	13.350
<i>Abies alba</i>	6.132	1.873	2.604	607	391	1.946	8.878
<i>Quercus faginea</i>	4.842	2.848	735	201	114	2.661	5.852
<i>Quercus pyrenaica</i>	1.625	705	81	27	31	1.228	1.180
Otras	7.946	2.046	965	305	289	5.044	5.929
Total	120.159	71.624	34.666	10.708	4.895	46.450	185.812

5.7.9. Sierra de la Demanda

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus sylvestris</i>	7.142	19.483	7.131	33.756
<i>Fagus sylvatica</i>	9.549	6.797	2.765	19.110
<i>Pinus pinaster</i>	3.036	8.563	2.121	13.720
<i>Quercus pyrenaica</i>	3.306	7.839	2.421	13.565
<i>Quercus ilex</i>	2.593	1.018	2.020	5.631
<i>Pinus nigra</i>	696	1.807	928	3.431
<i>Juniperus thurifera</i>	644	939	889	2.472
<i>Quercus faginea</i>	494	376	686	1.557
Otras	612	677	713	2.001
Total	28.071	47.498	19.675	95.244

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus sylvestris</i>	18.450	207	15.224	3.378	487	3.016	33.756
<i>Fagus sylvatica</i>	11.596	404	8.204	829	407	1.515	19.110
<i>Pinus pinaster</i>	9.149	57	2.373	2.856	231	484	13.720
<i>Quercus pyrenaica</i>	6.044	584	7.292	836	294	897	13.565
<i>Quercus ilex</i>	2.713	440	2.112	478	26	87	5.631
<i>Pinus nigra</i>	1.262	37	1.796	445	11	98	3.431
<i>Juniperus thurifera</i>	1.356	32	1.003	134	13	39	2.472
<i>Quercus faginea</i>	683	185	606	111	11	17	1.557
Otras	942	251	693	210	52	42	2.001
Total	52.195	2.196	39.303	9.277	1.531	6.196	95.244

5.7.10. Sierra de Tramuntana

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO ₂) por especie en el IFN3				
Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Quercus ilex</i>	927	419	916	2.263
<i>Pinus halepensis</i>	260	400	432	1.092
<i>Olea europaea</i>	162	76	250	489
<i>Ceratonía siliqua</i>	73	26	60	158
Otras	2	4	4	10
Total	1.424	925	1.663	4.012

Balance de carbono (miles de toneladas de CO ₂)		
Especie	INF2	INF3
<i>Quercus ilex</i>	611	2.263
<i>Pinus halepensis</i>	1.447	1.092
<i>Olea europaea</i>	67	489
<i>Ceratonía siliqua</i>	16	158
Otras	-	10
Total	2.141	4.012

Nota: No se dispone de parcelas para comparación de inventarios por lo que las ganancias atribuidas a masa nueva en realidad corresponde a la suma de masa incorporada, crecimiento y masa nueva.

5.7.11. Cordilleras Costero Catalanas

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Quercus ilex</i>	3.646	1.442	2.744	7.831
<i>Pinus halepensis</i>	693	1.171	1.125	2.989
<i>Pinus sylvestris</i>	432	1.183	516	2.130
<i>Fagus sylvatica</i>	1.005	615	222	1.841
<i>Pinus nigra</i>	363	956	487	1.806
<i>Castanea sativa</i>	385	220	356	961
Otras	494	819	660	1.974
Total	7.018	6.404	6.110	19.532

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Quercus ilex</i>	6.054	180	2.953	498	164	1.691	7.831
<i>Pinus halepensis</i>	2.209	80	845	342	99	387	2.989
<i>Pinus sylvestris</i>	1.548	94	625	279	85	332	2.130
<i>Fagus sylvatica</i>	1.389	105	396	99	14	133	1.841
<i>Pinus nigra</i>	1.555	74	445	260	63	465	1.806
<i>Castanea sativa</i>	850	38	537	95	52	508	961
Otras	1.986	139	444	175	75	695	1.974
Total	15.591	711	6.246	1.747	552	4.211	19.532

5.7.12. Cordillera Penibética

Balance en miles de toneladas de CO ₂ equivalente	
Especie	INF2
<i>Quercus ilex</i>	3.337
<i>Pinus pinaster</i>	2.869
<i>Pinus halepensis</i>	2.458
<i>Quercus suber</i>	2.146
<i>Pinus sylvestris</i>	1.424
<i>Pinus nigra</i>	1.301
Otras	2.379
Total	15.914

5.7.13. Sierra Morena

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Quercus ilex</i>	2.661	2.674	3.977	9.311
<i>Castanea sativa</i>	965	1.147	1.295	3.407
<i>Pinus pinaster</i>	567	1.232	552	2.350
<i>Quercus suber</i>	405	516	649	1.571
<i>Pinus pinea</i>	313	457	554	1.323
Otras	485	653	441	1.579
Total	5.396	6.679	7.468	19.542

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Quercus ilex</i>	7.559	398	1.662	865	249	923	9.311
<i>Castanea sativa</i>	2.708	139	714	362	96	418	3.407
<i>Pinus pinaster</i>	1.818	78	610	379	63	472	2.350
<i>Quercus suber</i>	1.276	57	308	165	39	196	1.571
<i>Pinus pinea</i>	979	37	360	158	26	185	1.323
Otras	1.178	108	498	137	68	275	1.579
Total	15.518	816	4.152	2.067	541	2.469	19.542

5.7.14. Cordillera Prebética

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO ₂) por especie en el IFN3							
Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea		Total		
<i>Pinus nigra</i>	2.493	4.796	2.893		10.181		
<i>Pinus halepensis</i>	1.730	2.952	2.292		6.974		
<i>Pinus pinaster</i>	1.590	3.542	1.457		6.590		
<i>Quercus ilex</i>	1.598	1.590	1.479		4.667		
Otras	220	334	267		821		
Total	7.632	13.213	8.387		29.232		

Balance de carbono (miles de toneladas de CO ₂)							
Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus nigra</i>	8.385	122	2.303	983	303	1.309	10.181
<i>Pinus halepensis</i>	5.957	61	1.754	668	235	1.231	6.974
<i>Pinus pinaster</i>	5.576	53	1.627	718	246	1.138	6.590
<i>Quercus ilex</i>	3.489	179	1.276	386	127	536	4.667
Otras	655	56	181	75	24	122	821
Total	24.063	470	7.140	2.829	935	4.336	29.232

5.7.15. Sistema Ibérico Meridional

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO₂) por especie en el IFN3

Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus nigra</i>	4.789	12.575	6.549	23.913
<i>Pinus sylvestris</i>	3.294	9.004	3.461	15.759
<i>Quercus ilex</i>	4.862	1.904	3.522	10.289
<i>Pinus pinaster</i>	1.889	5.282	1.321	8.492
<i>Juniperus thurifera</i>	851	1.274	1.220	3.345
<i>Pinus halepensis</i>	717	1.235	1.072	3.023
<i>Quercus faginea</i>	792	771	756	2.319
<i>Populus nigra</i>	292	510	284	1.086
Otras	291	270	388	949
Total	17.779	32.826	18.572	69.176

Balance de carbono (miles de toneladas de CO₂)

Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus nigra</i>	16.508	353	7.124	2.127	274	1.924	23.913
<i>Pinus sylvestris</i>	12.388	217	3.325	1.684	238	1.617	15.759
<i>Quercus ilex</i>	6.148	299	3.968	751	147	730	10.289
<i>Pinus pinaster</i>	5.746	22	3.526	749	187	1.363	8.492
<i>Juniperus thurifera</i>	2.466	99	747	194	30	131	3.345
<i>Pinus halepensis</i>	1.570	93	1.437	262	99	240	3.023
<i>Quercus faginea</i>	1.468	94	749	202	17	176	2.319
<i>Populus nigra</i>	161	917	56	19	3	64	1.086
Otras	679	146	209	31	25	92	949
Total	47.134	2.240	21.140	6.018	1.020	6.337	69.176

5.7.16. Sistema Central

Distribución de carbono (miles de toneladas de CO ₂) por especie en el IFN3				
Especie	Sistema radical	Fuste	Resto parte aérea	Total
<i>Pinus sylvestris</i>	3.984	10.791	3.888	18.663
<i>Pinus pinaster</i>	3.559	10.045	2.508	16.112
<i>Quercus pyrenaica</i>	3.435	7.630	2.572	13.638
<i>Quercus ilex</i>	4.204	2.057	5.829	12.091
<i>Pinus pinea</i>	438	1.024	1.326	2.788
<i>Castanea sativa</i>	1.145	403	752	2.300
<i>Fraxinus sp.</i>	887	494	857	2.239
<i>Pinus nigra</i>	307	796	416	1.519
Otras	963	1.168	924	3.055
Total	18.922	34.409	19.074	72.404

Balance de carbono (miles de toneladas de CO ₂)							
Especie	IFN2	Ganancias			Pérdidas		IFN3
		Masa nueva	Masa incorporada	Crecimiento	Mortalidad natural	Cortas	
<i>Pinus sylvestris</i>	15.756	597	5.806	2.049	344	5.202	18.663
<i>Pinus pinaster</i>	13.641	954	5.136	2.161	552	5.228	16.112
<i>Quercus pyrenaica</i>	11.248	1.328	3.161	996	259	2.838	13.638
<i>Quercus ilex</i>	8.336	2.062	2.940	1.011	120	2.138	12.091
<i>Pinus pinea</i>	1.823	192	757	362	30	317	2.788
<i>Castanea sativa</i>	2.143	356	633	258	290	801	2.300
<i>Fraxinus sp</i>	1.455	418	276	233	40	103	2.239
<i>Pinus nigra</i>	907	61	547	198	19	175	1.519
Otras	1.855	835	999	182	91	725	3.055
Total	57.164	6.804	20.256	7.451	1.745	17.526	72.404

5.8. Bibliografía

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005), *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*, monografías INIA: Serie Forestal, Madrid.

Capítulo 6

Estimación del carbono orgánico en los suelos peninsulares españoles

Pere Rovira, Joan Romanyà, Agustín Rubio, Núria Roca, José Antonio Alloza y Ramón Vallejo.

6.1. Introducción

El contenido total de carbono orgánico (en adelante, carbono) en los suelos del mundo ha sido objeto de varias estimaciones; una de las más recientes es la de Eswaran et al., (1993), que obtuvo un valor global de 1.600 Pg de carbono hasta 1 m de profundidad (1 Pg = 1 petagramo = 10^{15} g). A nivel internacional, en los últimos 15 años han proliferado estudios de ámbito regional o estatal, en que se calcula el stock de carbono total en el suelo y se analiza su distribución, de modo empírico o mediante modelos matemáticos: entre muchos ejemplos podemos citar Nabuurs y Mohren (1993) para los bosques de Holanda, Kurz y Apps (1994) para los bosques canadienses, Tate et al. (1997) para el territorio de Nueva Zelanda, Franko (1997) para la zona central de Alemania, Moraes et al. (1995) y Bernoux et al. (1998) para la región Amazónica, Biryukova y Orlov (1993) y Titlyanova et al. (1998) para diversas partes de Rusia, Howard et al. (1995) para Gran Bretaña, Velayutham et al. (2000) para los suelos de la India, y un largo etcétera.

Dejando de lado relevantes estudios de ámbito regional (por ejemplo, Macías et al., 2001; Ganuza y Almendros, 2001), el trabajo de referencia para los suelos de España es el de Rodríguez-Murillo (2001), que calculó el contenido total de carbono en los suelos peninsulares españoles (por tanto, islas Canarias no incluida) en unos 3,7 Pg (1 Petagramo = 10^{15} g), en base a bases de datos de perfiles edáficos seleccionados. Se excluyen turberas y suelos similares. Una cifra de 3,7 Pg C para la España peninsular equivale a suponer un contenido medio de $7,6 \text{ kg C m}^{-2}$. Por supuesto, la varianza es enorme, del orden del 70% de la media para cada tipo de uso del suelo y tipo edáfico. Se observa una excelente correlación entre contenido de carbono y precipitación ($r = 0.94^{***}$). Como cabía esperar, la disponibilidad de agua para la vegetación, en tanto que factor limitante para la producción primaria, es el factor determinante de la acumulación de carbono en el suelo. El trabajo previo de Hontoria et al. (1999) llegaba a conclusiones parecidas.

El cálculo del contenido total de carbono en los suelos, a nivel de un país entero –España o cualquier otro– requiere de un trabajo intensivo con bases de datos y sistemas de

información geográfica (GIS), para obtener finalmente un resultado que inevitablemente tendrá un margen de error considerable. Un lector no familiarizado con el tema puede preguntarse razonablemente el porqué de este esfuerzo. La respuesta está en el marco actual de negociaciones entre países para el cumplimiento del Protocolo de Kyoto. La capacidad de secuestro de carbono en el suelo, a nivel de un país entero, es una baza importante a la hora de negociar cupos de emisión de CO₂ a la atmósfera: cuanto mayor sea esta capacidad, mayor será el cupo permitido. Esta capacidad de secuestro depende de muchos factores, que esencialmente pueden resumirse en dos: (a) cuánto carbono hay en los suelos del país, a nivel global, y (b) cuánto podría haber, en condiciones óptimas -tipo de vegetación ideal, tiempo suficiente para el acúmulo de carbono, ninguna perturbación humana, etc.

La capacidad total de secuestro es función de la distancia entre ambas magnitudes: será tanto mayor cuanto mayor sea la diferencia entre ellas. Las actividades económicas humanas suelen resultar en pérdidas importantes de carbono en el suelo: deforestación, roturación de tierras, erosión y un largo etcétera. En países como España, con un largo historial de actividad agrícola, deforestaciones, talas, pastoreo excesivo e incendios, la pérdida acumulada de carbono respecto del contenido original es enorme. Paradójicamente, ello puede ser positivo en las actuales circunstancias, porque implica que las posibilidades de nuestro país para actuar como sumidero de carbono deberían ser -al menos en teoría- muy grandes. Un problema distinto -y no menos relevante- es a qué tasa se produciría tal secuestro (en toneladas por hectárea y por año, por ejemplo). La respuesta a esta difícil pregunta, empero, escapa al ámbito de este capítulo; es tratado con mayor detalle en otros capítulos de este libro.

En cualquier caso, no se producirá un secuestro de carbono en cantidades masivas, a menos que se produzcan cambios en el uso del territorio. Tipos de vegetación que dan lugar a suelos pobres en carbono (cultivos de secano, zonas abandonadas con comunidades arbustivas bajas y/o poco productivas) deberían ser sustituidos por tipos de vegetación que acumulan grandes cantidades de carbono en el suelo (prados, bosques, plantaciones forestales). En gran parte este proceso se está dando ya: buena parte de la superficie arbolada de España ocupa tierras que antaño fueron campos de cultivo. Sin embargo, el paso contrario se da también, y no puede ignorarse el hecho de que grandes superficies del territorio se encuentran afectadas por cambios en el uso. Estos cambios pueden determinar que a nivel global un país entero actúe como sumidero de carbono o como emisor neto. De ahí que, además de conocer la cantidad total de carbono acumulado en los suelos de un país, sea importante conocer también su distribución: por tipos climáticos, por substrato geológico y por tipos de vegetación (= uso del suelo).

En este capítulo se desarrolla una metodología para precisar el contenido de carbono de los suelos peninsulares. Los datos que presentamos proponen, a partir de la información existente, valores medios de contenido total en función del clima, tipo de vegetación y tipo de material parental. Esta información debería permitir un cálculo bastante preciso del carbono acumulado en los suelos, a nivel regional o estatal. Este conocimiento será

esencial cuando el objetivo sea gestionar el territorio de tal manera que éste actúe como sumidero de CO₂ atmosférico.

6.2. Fuentes de información

Para el presente trabajo, los datos se han obtenido a partir de dos fuentes principales:

- Base de datos de suelos de la Universidad de Barcelona, obtenidos de fuentes múltiples (artículos publicados en revistas nacionales, tesis doctorales, informes de proyectos y datos propios); esta base se diseñó y construyó especialmente para este trabajo.
- Parte de la base de perfiles edáficos de la ETSIM (Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes) de Madrid.

Las dos bases se construyeron separadamente, sus orígenes son distintos, y no son equivalentes en su estructura. Por ello se procedió a una armonización de contenidos, previamente al trabajo conjunto con ellas. Los registros de la base de suelos de la ETSIM contienen bastante menos información que los de la base de suelos reunida en la Universidad de Barcelona, pero en compensación la base de suelos de la ETSIM tiene el gran interés de que los perfiles edáficos que reúne han sido estudiados en base a los mismos protocolos experimentales, lo que da a esta base una gran homogeneidad y coherencia. Por el contrario, la base de datos de la UB, por haberse creado a partir de un gran número de trabajos de distintos autores, es inevitablemente heterogénea en cuanto al trabajo de campo (grado de detalle con que se describe la vegetación que hay sobre el perfil, por ejemplo, o datos acerca del sustrato geológico, pendiente, orientación, etc.), métodos de análisis, o extensión de los mismos (al lado de perfiles estudiados con gran detalle se encuentran otros con un mínimo de datos analíticos). Los datos que presentamos en este capítulo son resultado del estudio de un total de 1906 perfiles.

6.3. Cálculo del carbono total del suelo

Obtener el porcentaje de carbono de una muestra de suelo es tarea fácil, mediante los métodos analíticos apropiados (revisados en Nelson y Sommers, 1996). Bastante más difícil es obtener, a partir de ahí, el contenido total de carbono de un suelo. Esto puede parecer sorprendente; en principio se trataría sencillamente de aplicar la fórmula:

$$C_t = 100C * D_a * Grosor * \frac{100 - V}{100}$$

siendo C_t el carbono de un horizonte, en g m⁻², C la concentración de carbono en la tierra fina (en %), D_a la densidad aparente (g cm⁻³), $Grosor$ el grosor del horizonte en cm, y V

el porcentaje del volumen del horizonte ocupado por piedras y gravas. Por supuesto, la suma de los valores para todos los horizontes dará el contenido total de carbono del suelo.

En principio el cálculo parece sencillo. Sin embargo no lo es. Dos de los componentes de la ecuación plantean problemas serios: la densidad aparente (D_a) y el volumen ocupado por las piedras (V).

La densidad aparente es el cociente entre el peso seco de una muestra de suelo y su volumen aparente, es decir, incluyendo en él el volumen de los poros. Se obtiene extrayendo in situ un volumen exacto de suelo inalterado, que se lleva al laboratorio y se pesa en seco. La extracción de un volumen exacto e inalterado requiere tiempo, y no suele realizarse a menos que éste sea el objetivo de la investigación. El resultado es que la densidad aparente de los horizontes edáficos no se determina de forma rutinaria cuando se hace la descripción de un perfil, y raramente es mencionada en las descripciones de suelos.

La solución, obviamente, es aplicar alguna de las muchas aproximaciones numéricas que se han propuesto. En nuestro caso hemos optado por la fórmula propuesta por Honeysett y Ratkowski (1989):

$$D_a = 1.801 - 0.397 \ln(1.724C)$$

en que C es la concentración de carbono. En la fórmula original, en lugar de $1.724C$, se aplica el contenido de materia orgánica obtenido por calcinación a 375°C ; sin embargo es preferible aplicar la fórmula tal como se expone aquí, dado que el contenido de carbono (y no el de materia orgánica) es el dato que generalmente se da en las descripciones de perfiles. Según nuestra experiencia, esta ecuación sobrestima la densidad aparente en suelos con un contenido muy bajo de carbono, por lo que en tales casos ($C < 2 \text{ mg g}^{-1}$) se toma siempre como valor 2 mg g^{-1} de C .

El problema del volumen ocupado por piedras y grava (V) es bastante más grave. Cuantificar con exactitud el volumen ocupado por grandes piedras y bloques es difícil y laborioso en extremo, y tiene además un interés relativo, porque la pedregosidad es muy variable en el espacio: dos perfiles contiguos pueden tener una pedregosidad muy distinta. En general el volumen ocupado por grandes piedras y bloques se estima aproximadamente: del 0 al 10%, del 10 al 25%, etc. El margen de error de tal aproximación es, por supuesto, muy grande.

En contraste con las grandes piedras y bloques, el contenido de grava puede obtenerse con bastante exactitud, porque la grava puede separarse de la tierra fina por tamizado, operación rutinaria en la preparación de las muestras de suelo para su análisis. Suele obtenerse el peso de la grava; a partir de él puede calcularse su volumen. El cálculo propuesto por Cabidoche (1979) es:

$$V = \frac{R}{D_R} \frac{100}{\frac{R}{D_R} + \frac{100-R}{D_a}}$$

en que V es el volumen ocupado por piedras y gravas, D_R la densidad real de las piedras y grava, R el tanto por ciento del peso de piedras y gravas en relación con el peso total del horizonte (determinado al tamizar la muestra a 2 mm) y D_a la densidad aparente de la tierra fina del horizonte. Para el factor D_R pueden tomarse valores de la bibliografía: 2.68 para rocas calizas, 2.40 para areniscas calcáreas, 2.32 para yesos, etc.

Tanto para la densidad aparente como para el volumen de piedras y grava tendremos, pues, valores aproximativos, con un margen de error considerable. Este margen de error se trasladará al contenido total de carbono del perfil.

Los horizontes orgánicos (mantillo o necromasa) no han sido incluidos en este cálculo. Esta decisión responde a un estudio detallado de la base de datos con la cual hemos trabajado, pues en la mayoría de los casos los horizontes orgánicos no son mencionados; ello puede ser debido a su ausencia real (en algunos casos, los autores lo mencionan explícitamente), pero más frecuentemente es debido a la falta de interés del autor o autores en tales horizontes, juzgados irrelevantes cuando el objetivo del trabajo no era la cuantificación del carbono total del suelo. Incluso en trabajos dedicados a la materia orgánica de perfiles forestales a menudo se obvian los horizontes orgánicos, por considerar que *sensu stricto* el mantillo no forma parte del suelo.

La profundidad del suelo se ha establecido en un máximo de un metro. El carbono que se encuentre a mayor profundidad no es considerado en este análisis. Esta restricción tiene dos sentidos: por un lado se desea evitar comparar perfiles de muy distinto grosor, lo que pudiera dar lugar a conclusiones aberrantes. Por otro, se desea descartar el carbono situado a una profundidad excesiva, poco o nada influenciado por los aportes de hojarasca o de raíces y, probablemente, relictos o fósiles (en el caso de sedimentos profundos o terrazas fluviales, por ejemplo), y muy probablemente muy estable frente a perturbaciones climáticas futuras.

6.4. Primera aproximación: carbono total según tipos de vegetación

La primera aproximación es estudiar el efecto del tipo de vegetación sobre el contenido total de carbono del suelo. El primer paso para ello es, obviamente, clasificar los tipos de vegetación. Una clasificación detallada se reveló como inviable casi de inmediato, porque en las publicaciones originales de los perfiles a menudo la vegetación es descrita de un modo bastante sumario. Así pues, la clasificación que adoptamos finalmente (Tabla 6.1)

responde a las posibilidades de las bases de datos de las que hemos partido. Es más bien sencilla: las comunidades arbustivas, por ejemplo, son tomadas como un único tipo -en muchas descripciones de perfiles los autores definen la vegetación como ‘matorral’, sin más- mientras que para los bosques es posible precisar algo más, porque las especies arbóreas suelen mencionarse explícitamente.

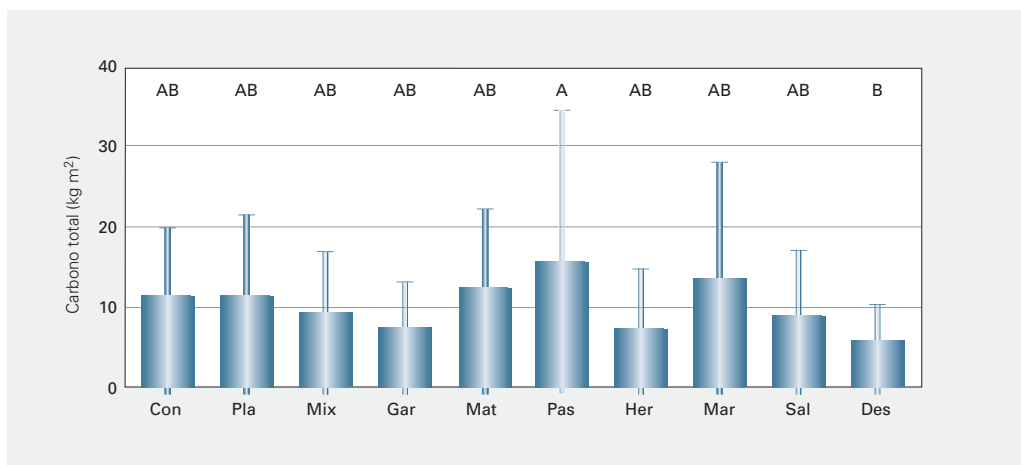
Tabla 6.1. Clasificación de tipos de vegetación, empleada en este estudio

Tipo	Denominación	Descripción
a) Comunidades con estrato arbóreo más o menos dominante		
1	Bosques de coníferas	Zonas más o menos dominadas por arbolado, en que la(s) especie(s) arbórea(s) es (son) de la familia de las Pináceas.
2	Bosques de planifolios	Como el tipo 1, pero con especies planifolias (<i>Quercus</i> , <i>Fagus</i> , <i>Fraxinus</i> , <i>Populus</i> , <i>Castanea</i> , etc.)
3	Bosques mixtos	Como el tipo 1, pero con especies arbóreas de ambos tipos.
b) Comunidades sin estrato arbóreo o escasamente relevante (muy disperso)		
4	Garrigas	Comunidades dominadas por la coscoja (<i>Quercus coccifera</i>).
5	Matorrales	Comunidades dominadas por especies leñosas bajas (arbustos): matorrales, landas y similares.
6	Pastizales	Comunidades dominadas por gramíneas (no excluyente de otras especies herbáceas).
7	Herbazales	Comunidades de especies herbáceas, con pocas o ninguna especie leñosa, o poco abundante. Pocas gramíneas.
8	Marismas y similares	Comunidades de zonas con hidromorfía más o menos clara. Al lado de marismas propiamente dichas, incluye también juncuales, cañizares y similar.
9	Saladares	Comunidades de zonas principalmente costeras, dominadas por la abundancia de sales y por especies adaptadas a ellas (salicornias y similares).
c) Otras		
10	Zonas sin vegetación	Suelo desnudo.

Los seis primeros tipos de vegetación (bosques de coníferas, bosques de planifolios, bosques mixtos, garrigas, matorral, pastizal) son los principales en nuestro estudio, por cuanto ocupan la mayor parte del territorio peninsular y, por ello, nuestro análisis los estudiará con preferencia. Los demás tipos de vegetación se han definido por ciertas características muy particulares que aconsejaban no mezclarlos con los tipos considerados más comunes. Por ejemplo, se ha optado por mantener la diferenciación entre matorral y herbazal: la diferencia principal entre unos y otros es el dominio o no de las especies lignificadas bajas (arbustos), lo que afecta la calidad de los aportes orgánicos. Tampoco era aconsejable incluir en el gran grupo de los matorrales las marismas (en sentido amplio,

incluyendo comunidades en las que la hidromorfía es más o menos determinante, como los juncales y los cañizares) ni los saladares (*Salicornietea* y similares).

Figura 6.1. Contenido de carbono edáfico bajo los distintos tipos de vegetación considerados: Valores medios para España peninsular



Las barras verticales indican la desviación estándar. **Con:** bosques de coníferas; **Pla:** bosques de planifolios; **Mix:** bosques mixtos; **Gar:** garrigas; **Mat:** matorrales; **Pas:** pastizales; **Her:** herbazales; **Mar:** marismas y similares; **Sal:** saladares y comunidades halófitas; **Des:** suelo desnudo. Valores indicados por la misma letra en la parte superior no son significativamente distintos, para una significación de $P < 0.05$.

El resultado del análisis por tipos de vegetación se muestra en la figura 6.1. Como puede verse, de los seis tipos principales el pastizal es el que suele acumular un mayor contenido de carbono por unidad de superficie: las praderas acumulan por término medio entre 14 y 15 kg C m⁻². Los bosques suelen acumular algo menos: entre 11 y 12 kg C m⁻², si bien los bosques mixtos acumulan menos: entre 9 y 10 kg C m⁻². Diversos factores influyen en esa distribución y ello se tratará con más detalle cuando hagamos intervenir al clima en nuestro análisis. Contra lo que cabría esperar, los matorrales pueden acumular casi tanto carbono como los bosques, estando el valor medio comprendido también entre 11 y 12 kg C m⁻². Las garrigas parecen ser las comunidades que acumulan menos carbono, generalmente menos de 8 kg C m⁻².

En cuanto a los demás tipos de vegetación, globalmente muestran contenidos de carbono muy inferiores a los de los tipos anteriores, con la excepción de las marismas, que suelen superar los 10 kg C m⁻² (si bien la variabilidad es enorme para este tipo de vegetación). Este resultado era esperable por varias razones. Por un lado, la abundancia de agua hace que ésta no sea un factor limitante para la producción primaria. Por otro lado, la hidromorfía suele traducirse en una ralentización de la descomposición de la materia

orgánica y en un aumento de su grado de humificación; no sólo se produce gran cantidad de biomasa, sino que ésta además puede humificarse y estabilizarse rápidamente, en parte en condiciones de anaerobiosis.

Finalmente hay que mencionar los suelos sin vegetación, cuyo contenido de carbono, aun siendo el más bajo de todos los observados, no es en modo alguno irrelevante: unos 5 kg C m⁻², sólo algo inferior al obtenido para las comunidades herbáceas. Al no disponerse de muchos perfiles bajo suelo desnudo hay que ser prudente en las conclusiones, pues parece obvio que debe tratarse de carbono relicto, proveniente de épocas en que el suelo estudiado podría hallarse bajo otras situaciones climáticas y/o florísticas. Algunos de los perfiles bajo suelo desnudo se realizaron en zonas de inundación de ríos, por lo que cabe suponer que el carbono en cuestión debe estar asociado a sedimentos fluviales.

6.5. Segunda aproximación: carbono total según tipos de vegetación y clima

El siguiente paso en nuestra aproximación es cruzar la clasificación de tipos de vegetación con la de tipos climáticos. Para ello, y al igual que hemos hecho con la vegetación, se debe proceder también a una clasificación de los climas bajo los cuales puede haberse desarrollado un perfil.

Una sistemática de los tipos climáticos existentes en la Península (y Baleares) se había hecho ya: se trata de la clasificación de Allué-Andrade (1990), que mostramos resumida en las tablas 6.2 y 6.3.

Esta clasificación es problemática para nuestro trabajo, por varias razones. El número de tipos climáticos es alto; muchos de ellos se diferencian en cuestiones de matiz que difícilmente se traducirían en diferencias estadísticamente detectables en el contenido de carbono del suelo. Por otro lado, al ser alto el número de tipos climáticos, también es alto el número de posibles combinaciones tipos de vegetación x tipo climático. Si tomamos, por ejemplo, la clasificación propuesta en el apartado anterior, tendríamos 20 tipos climáticos x 10 tipos de vegetación = 200 posibles combinaciones. Aun admitiendo que muchas combinaciones no se presentarán nunca, sigue siendo muy probable que aparezcan muchas combinaciones para las cuales no se disponga de información.

Por otro lado, el trabajo preliminar realizado con esta clasificación fue poco satisfactorio, en el sentido que resultó extremadamente difícil la detección de patrones claros de acumulación de carbono edáfico en relación con los tipos climáticos, aun restringiendo el análisis a un tipo concreto de vegetación (bosques de coníferas, por ejemplo).

Por ello se decidió proceder a una simplificación de los tipos climáticos de Allué-Andrade. La nueva clasificación se expone en la tabla 6.4. Esencialmente su objetivo es agrupar los tipos climáticos originales en grandes grupos; hemos propuesto un nombre para cada grupo

que resulte indicativo de sus características más relevantes. Se siguieron los patrones dados por Allué-Andrade en su Atlas, en el cual los grandes grupos fueron separados con trazo más grueso, o bien con un cambio de trama. Hay una única excepción, que es el tipo climático IV(III), incluido por Allué-Andrade en el grupo de los climas mediterráneos, pero que para nuestro estudio se ha incluido junto con el clima III(IV) en el grupo de los climas semiáridos. Las zonas climáticas IV(III) se encuentran en las zonas más secas de Andalucía y Murcia, y se ha considerado conveniente separarlas de las mediterráneas típicas, que incluyen zonas relativamente húmedas como el Empordà (Girona), por ejemplo.

Tabla 6.2. Clasificación climática según Allué-Andrade (1990)

Macrotipo	Tipos climáticos	Tipo de vegetación clímax esperable
III	III(IV)	Desiertos subtropicales submediterráneos.
IV	IV(III)	Medios mediterráneos, subdesérticos subtropicales.
	IV1	Medios mediterráneos estépico.
	IV2	Medios mediterráneos arbóreos, extrailicinos o ilicinos.
	IV3	Bosques ilicinos exclusivos y genuinos, típicos, más secos.
	IV4	Bosques ilicinos exclusivos y genuinos, típicos, menos secos.
	IV(VI)1	Bosques ilicinos exclusivos y genuinos, transicionales hacia la planicaducifolia, meseteños.
	IV(VI)2	Bosques ilicinos exclusivos y genuinos, transicionales hacia la planicaducifolia, thétycos.
	IV(VII)	Bosques ilicinos exclusivos y genuinos, transicionales hacia la estepa fría.
VI	VI(IV)1	Bosques nemorales transicionales, nemoromediterráneos, con planicaducifolia obligada marcescente, subesclerófila.
	VI(IV)2	Bosques nemorales transicionales, nemoromediterráneos, con planicaducifolia obligada marcescente, subtípica.
	VI(IV)4	Bosques nemorales transicionales, nemoromediterráneos, con planiperennifolia especial.
	VI(V)	Bosques nemorolauroides oceánicos, de planicaducifolia obligada, típicos.
	VI(IV)3	Bosques nemorolauroides oceánicos, de planicaducifolia obligada, de tendencia mediterránea.
	VI(VII)	Bosques nemorales, transicionales, nemoroesteparios, de planicaducifolia obligada marcescente.
	VI	Bosques nemorales típicos.
VIII	VIII(VI)	Bosques oroborealoides (aciculiperennifolios), transicionales hacia la planicaducifolia.
	X(VIII)	Bosques oroborealoides (aciculiperennifolios) típicos.
X(IX)	X(IX)1	Formaciones oroarticoides, siempre crioxéricas no arbóreas, sin xeroterminia.
	X(IX)2	Formaciones oroarticoides, siempre crioxéricas no arbóreas, con xeroterminia.

Los tipos *montano* (Mon) y *culminal* (Cul) han recibido estos nombres porque en España aparecen claramente ligados a la topografía: faldas de macizos montañosos, con áreas que, a menudo, simplemente coinciden con las curvas de nivel, especialmente en los Pirineos y en los Sistemas Central e Ibérico.

El tipo *atlántico* (Atl) se concentra en la cornisa Cantábrica, Galicia y penetra algo hacia el este hacia Navarra y en la margen norte de Castilla y León.

El tipo *mediterráneo* (Med) ocupa la mayor parte de la zona sur y este de España, mientras que el tipo denominado *continental* (Con) ocupa fundamentalmente la Meseta. En las zonas interiores de España ambos tipos climáticos (continental y mediterráneo) están imbricados y se reparten el territorio.

Tabla 6.3. Características más relevantes de los tipos climáticos definidos por Allué-Andrade

Tipo	Prec. total (mm)	Prec. estival mínima	Meses de T < 0 °C	T media mensual mínima	T media anual	T media mensual máxima
III(IV)	178 - 151	1.0 - 0.0	0	13.1 - 11.1	19.1 - 17.4	26.7 - 25.2
IV(III)	450 - 217	14.0 - 10 ⁻⁵	0	12.8 - 9.5	20.5 - 16.2	32.3 - 24.3
IV1	399 - 225	29.0 - 10 ⁻⁵	0	9.3 - 3.5	17.7 - 12.3	27.8 - 20.4
IV2	1209 - 451	13.0 - 10 ⁻⁵	0	14.4 - 9.5	20.4 - 15.4	32.5 - 21.8
IV3	500 - 401	26.0 - 10 ⁻⁵	0	9.4 - 3.8	17.9 - 12.0	29.2 - 21.4
IV4	1214 - 503	32.0 - 10 ⁻⁵	0	9.4 - 3.7	19.2 - 12.3	30.3 - 20.9
IV(VI)1	808 - 332	26.0 - 1.0	4 - 1	6.3 - 1.4	15.4 - 9.2	27.1 - 18.5
IV(VI)2	822 - 478	31.0 - 5.0	0	11.2 - 7.5	18.9 - 13.0	27.0 - 19.5
VI(IV)1	725 - 363	34.0 - 1.0	6 - 10 ⁻⁵	7.4 - 0.2	16.2 - 7.0	26.5 - 15.4
VI(IV)2	1664 - 730	31.0 - 3.0	6 - 10 ⁻⁵	7.3 - 1.4	15.2 - 6.4	26.0 - 15.3
VI(IV)3	2223 - 868	31.0 - 2.0	0	12.2 - 7.6	17.4 - 12.1	26.4 - 16.9
VI(IV)4	942 - 590	52.0 - 27.0	2 - 10 ⁻⁵	9.6 - 2.9	15.3 - 9.9	24.3 - 17.7
VI(VII)	940 - 446	89.0 - 21.0	6 - 1	7.1 - 1.0	14.9 - 7.3	24.6 - 15.9
VI(V)	2724 - 952	128.0 - 15.0	2 - 0	9.9 - 4.2	15.0 - 10.0	23.4 - 15.6
VI	1897 - 962	88.0 - 23.0	5 - 10 ⁻⁵	4.0 - 0.7	12.4 - 7.6	21.2 - 14.0
VIII(VI)	1992 - 953	109.0 - 20.0	7 - 3	3.8 - 2.2	12.1 - 4.8	21.4 - 12.3
X(VIII)	1283 - 1146	92.0 - 75.0	7 - 6	-3.3 - 4.3	3.1 - 3.0	12.1 - 11.1
X(IX)1	-	-	-	-	-	-
X(IX)2	-	-	-	-	-	-

Rangos (máximo - mínimo) para cada variable. Cuando se da un único valor (0) es porque no procede señalar un rango (por ejemplo, simplemente porque no hay meses en que la media sea inferior a 0 °C).

Finalmente, el tipo *semiárido* (Ari) ocupa zonas (no muy extensas) en el extremo sureste de España.

Debe observarse que para los dos componentes del tipo climático llamado *culminal* no se dan rangos para ninguno de los parámetros. Ello se debe esencialmente a la falta de datos meteorológicos, al carecerse de estaciones fijas situadas en estas zonas. Por el momento, el tipo climático culminal se define, pues, más en base al tipo de vegetación existente y a su ubicación física, que por la existencia de límites claros en cuanto a su temperatura y precipitación.

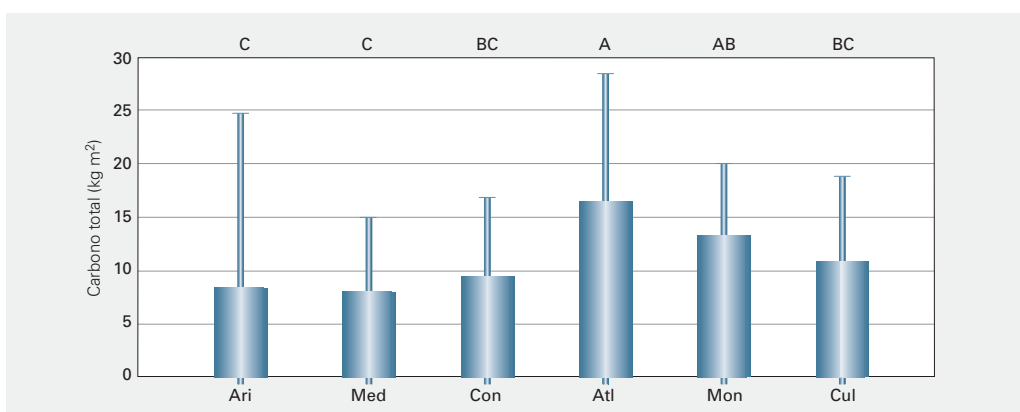
Tabla 6.4. Clasificación climática reducida, utilizada en este trabajo

Tipo	Denominación	Tipos de Allué-Andrade incluidos
ARI	Semiárido	III(IV), IV(III)
MED	Mediterráneo	IV1, IV2, IV3, IV4, IV(VI)1, IV(VI)2, IV(VII)
CON	Continental	VI(IV)1, VI(IV)2, VI(IV)3, VI(IV)4, VI(VII)
ATL	Atlántico	VI(V), VI
MON	Montano	VIII(VI), X(VIII)
CUL	Culminal	X(IX)1, X(IX)2

No existe mapa climático de este tipo para las islas Canarias. Ésta es la razón fundamental por la que el archipiélago no ha sido incluido en este estudio. El cálculo del carbono de las Canarias debe ser objeto de un modelo aparte.

El resultado del análisis del contenido de carbono según tipos climáticos se muestra en la figura 6.2. Como puede verse, la acumulación de carbono en el primer metro de

Figura 6.2. Carbono edáfico acumulado en función de la climatología, en suelos no agrícolas



Ari: semiárido; **Med:** mediterráneo; **Con:** continental; **Atl:** atlántico; **Mon:** montano; **Cul:** culminal. Las barras verticales representan la desviación estándar. Barras con la misma letra mayúscula no son distintas, a $P < 0.05$.

profundidad del suelo es máxima, en términos generales, en las zonas de clima atlántico, en que se llega por término medio a los 14,9 kg C m⁻². En el extremo opuesto, en clima mediterráneo el contenido medio es de 7,4 kg C m⁻², es decir, aproximadamente la mitad. En clima semiárido es prácticamente idéntico.

Tabla 6.5. Contenido medio de carbono, en kg m⁻², para diferentes combinaciones tipo climático x tipo de vegetación

Tipos climáticos (clasificación simplificada)							
	Semiárido	Mediterráneo	Continental	Atlántico	Montano	Culminal	Global
Coníferas	8.11 ± 4.52	7.10 ± 5.52	9.28 ± 7.10	14.57 ± 8.55	16.34 ± 1.94		10.64 ± 7.87 AB
Planifolios	23.80 ± 35.79	6.78 ± 4.45	9.42 ± 7.07	12.88 ± 6.96	s.d.		10.66 ± 9.41 AB
Mixtos	4.80 ± 1.38	7.95 ± 6.73	8.16 ± 5.66	10.81 ± 6.53	12.48		8.69 ± 6.16 BC
Garrigas	s.d.	8.26 ± 5.84	4.84 ± 3.52	s.d.			7.70 ± 5.63 BC
Matorral	4.08 ± 3.10	7.17 ± 6.94	9.28 ± 6.87	17.15 ± 10.04	s.d.	10.52 ± 7.75	11.79 ± 9.70 AB
Pastizal	4.88 ± 3.42	7.48 ± 5.63	11.52 ± 9.42	17.97 ± 21.85	13.80 ± 7.42	s.d.	14.42 ± 17.24 A
Herbazales	4.55 ± 5.04	6.95 ± 6.30	3.22 ± 3.41	4.03 ± 0.08	s.d.	s.d.	6.09 ± 5.80 BC
Marismas	27.00 ± 31.58	8.73 ± 7.96	s.d.	28.40 ± 29.43	s.d.	s.d.	11.76 ± 13.45 AB
Saladares	4.47 ± 2.63	11.93 ± 8.00	s.d.	6.89 ± 4.93	s.d.		8.25 ± 6.77 BC
Sin veget.	4.71 ± 1.90	4.01 ± 1.95	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	4.36 ± 1.62 C
Total	7.94 ± 14.72 a	7.35 ± 5.96 a	9.11 ± 6.86 a	14.88 ± 10.77 c	13.96 ± 6.95 bc	10.52 ± 7.75 ab	10.77 ± 9.49

Valores seguidos por la misma letra no son significativamente distintos a P < 0.05. Los valores son media ± desviación estándar. S.d.: sin datos. En gris, combinaciones no esperables.

La mayor acumulación de carbono en climas húmedos ilustra el hecho de que la disponibilidad de agua es el factor limitante principal para la producción primaria y, en consecuencia, para la magnitud de los aportes de materia orgánica al suelo. En conjunto, este resultado es coherente con los datos de Hontoria et al. (1999) y Rodríguez-Murillo (2001).

La combinación de climatología y tipología de la vegetación permite elaborar la tabla 6.5, en la que se cruzan ambas clasificaciones. Se observa que, aun cuando en general para cada tipo de vegetación la acumulación de carbono aumenta al seguir la secuencia seco → húmedo, hay excepciones notorias. Por ejemplo, el acúmulo de carbono es muy alto en situaciones particulares, como en marismas y sistemas similares. Puede ser enorme bajo los bosques de planifolios de clima semiárido. Como se mencionará más adelante, este acúmulo anormal está ceñido a unos tipos muy particulares de material parental.

Se impone una primera comparación con los datos de Rodríguez-Murillo (2001). Los contenidos medios son superiores a los 7,6 kg C m⁻² mencionados por este autor. Puede deberse a un sesgo original en la base de datos o a diferencias en el tratamiento de la

pedregosidad, sin duda la mayor fuente de error en la cuantificación del carbono. Sin embargo, muchas de las situaciones en que el contenido de carbono es alto o muy alto suponen poca superficie en el conjunto de España (marismas, por ejemplo), por lo que es probable que, al trasladar tales contenidos a un mapa de España, se obtuviera una media no muy distinta de la propuesta por aquel autor. Otro detalle a tener en cuenta es que el trabajo de Rodríguez-Murillo (2001) incluye los suelos agrícolas, no incluidos en el presente estudio.

6.6. Tercera aproximación: carbono según tipo de vegetación, clima y sustrato

Finalmente, hay que introducir un tercer factor en nuestro análisis: el (posible) efecto del tipo de material parental (calizas, esquistos, granitos, etc.) sobre la acumulación de carbono en el suelo.

Nuevamente nos encontramos con la necesidad de sistematizar los materiales parentales en un número manejable de tipos. La variedad de materiales geológicos que pueden dar lugar a un suelo, por meteorización, es enorme. Es imposible tratar de analizar el efecto del material parental sobre la acumulación de carbono edáfico, a menos que esta gran variedad de sustratos geológicos se ordenen en un número razonablemente pequeño de grupos de materiales que den lugar a suelos similares. Por tanto, se debe desarrollar una clasificación de materiales parentales destinada a este fin.

Para ello se debe considerar qué características del suelo se espera que tengan un efecto claro sobre la acumulación y estabilización del carbono. Pueden considerarse varias:

- La textura y, de modo especial, la riqueza en arcillas.
- La profundidad.
- Los carbonatos.
- La abundancia de piedras y grandes bloques, que reducen el volumen útil.

La clasificación propuesta incide en las características del sustrato geológico que son susceptibles de afectar estos dos parámetros. Por supuesto, hay otros parámetros que afectan la dinámica del carbono, pero no son fácilmente predecibles a partir del tipo de material parental.

Definición de las clases

Cada material parental queda adscrito a una categoría que, a su vez, queda descrita por tres caracteres: a) un número, b) una letra minúscula, y c) una mayúscula. Por ejemplo, 2aA, 1bB, etc. Cada uno de estos caracteres informa acerca de una característica del material.

En primer lugar, el número informa acerca de la composición química dominante de la roca. Se consideran tres casos:

1. Rocas carbonatadas.
2. Rocas silíceas (no carbonatadas en general).
3. Yesos.

Es una gran simplificación, pero la información que suele darse en las descripciones de perfiles a menudo no permite más detalle. En la medida en que las bases de perfiles se completan se podrían definir más clases.

En segundo lugar, la letra minúscula informa acerca de la granulometría del material rocoso. Se consideran tres granulometrías posibles:

- a. Grosera.
- b. Fina.
- c. Heterogénea.

Por fin, la letra mayúscula informa acerca de la consistencia del material parental. Se consideran tres casos posibles:

- A. Materiales compactos, duros o cementados.
- B. Materiales blandos o solubles.
- C. Materiales disgregados.

La clasificación que resulta de aplicar tales criterios se muestra en la tabla 6.6. Esta clasificación se toma como guía general. La adjudicación de un perfil a una clase de material parental puede ser dudosa. No siempre está claro, por ejemplo, cuándo un material parental silíceo del tipo granito debe tomarse como «blando» o como «disgregado»; depende bastante de la descripción hecha por el autor del perfil en su publicación original, no siempre suficientemente explícita. Por otra parte, el término «heterogéneo» a menudo es inevitable cuando el autor del perfil menciona para el material parental una mezcla de materiales muy diversos.

Contenido de carbono edáfico

La clasificación mencionada puede parecer compleja. En realidad, al aplicarla a las bases de datos de suelos se simplifica porque para muchas combinaciones no hay información disponible, o bien no se detectan diferencias significativas en cuanto al contenido de carbono de los suelos desarrollados sobre ellos respecto de los desarrollados sobre materiales parentales de otro tipo. Ello puede verse claramente en la tabla 6.7, que resume las cantidades de carbono que, en base a la discusión previa, y tras el apropiado análisis estadístico, se

Tabla 6.6. Clasificación de materiales parentales

Tipo	Materiales incluidos en la clase
i) Materiales calcáreos	
1aA	Calcarenitas, areniscas calcáreas y similares.
1aB	Materiales margosos de textura grosera, margas arenosas y similares.
1aC	Arenas calcáreas, de duna, o sedimentos arenosos calcáreos no consolidados. Coluviones con predominio de materiales arenosos calcáreos.
1bA	Calizas y dolomías. Calizas micríticas, duras, blancas.
1bB	Margas finas (lo más general), calizas margosas, materiales calcáreos varios con presencia abundante de margas. Sedimentos margosos. Travertinos.
1bC	Coluviones de material calcáreo fino. Depósitos aluviales o fluviales de material calcáreo fino. Sedimentos calcáreos finos en general, no consolidados. Limos calcáreos. Materiales incoherentes calcáreos en general.
1cA	Conglomerados calcáreos. Terrazas fluviales, con materiales calcáreos, cuando han quedado cementadas y consolidadas.
1cB	Materiales mixtos (arenisca, marga, arcillas y limos calcáreos) débilmente consolidados.
1cC	Materiales aluviales y coluviales calcáreos, terrazas y similar, de material heterogéneo en cuanto a su textura, a menudo procedentes de conglomerados. Coluvios calizos (cuando no se especifica más). Depósitos morrénicos, <i>tills</i> , y similar. Materiales procedentes de la disgregación in situ de un <i>pool</i> heterogéneo de rocas (algo frecuente en las zonas de contacto entre estratos geológicos diferentes), cuando hay presencia abundante de materiales carbonatados.
ii) Materiales silíceos (no calcáreos en general)	
2aA	Areniscas, adamellitas, arcosas, cuarcitas, cuarzoarenitas, granitos y materiales graníticos en general, calcoesquistos, esquistos, molasas, granodioritas, gabros, gresos, micacitas y micaesquistos. Materiales metamórficos en general, cuando derivan de alguno de los anteriores: gneis. Plutonitas de grano grueso. Pudingas.
2aB	En general, materiales del tipo 2aA en avanzado estado de meteorización y descomposición, lo que facilita la penetración de las raíces en el regolito. Materiales sueltos, del tipo sauló y similar. Saprolitas graníticas (debe haber algún grado de consolidación: si no la hay, se pasa al tipo siguiente).
2aC	Arenas silíceas en general, de duna, costeras, eólicas o fluviales, siempre no carbonatadas. Coluviones originados a partir de materiales del tipo 2aA: granitos, esquistos, etc. Gravas de torrentera. Psammitas, con mayor o menor presencia de esquistos. Sedimentos arenosos.
2bA	Andesita, anfibolitas, aplitas y arcillas arcóscas consolidadas. Basaltos, traquibasaltos y similar. Filitas.
2bB	Materiales arcillosos consolidados, en fase de meteorización y desconsolidación. Argilitas, dacitas, fangolitas, limolitas. Pizarras - pueden contener mayor o menor proporción de otros materiales, como cuarcitas, micas varias, o esquistos -. Serpentinatas y serpentinitas.
2bC	Coluviones procedentes de materiales 2bA o 2bB -los coluviones de pizarras son frecuentes-. Materiales incoherentes silíceos finos en general.
2cA	Conglomerados no calcáreos en general. Pórfidos. Pudingas de materiales heterogéneos en cuanto a textura, metacuarcíticas y similar.
2cB	Materiales del tipo 2cA en fase de meteorización y desagregación.
2cC	Aluviones y coluviones de materiales del tipo 2cA. Se incluyen coluviones de otros materiales cuando se menciona explícitamente la presencia de materiales silíceos groseros y finos mezclados. Canchales, depósitos morrénicos, materiales terrígenos en general.
iii) Otros	
3	Yesos y materiales yesíferos. Prácticamente todos son de textura fina y blandos, por lo que se considerarán conjuntamente.

atribuyen a cada posible combinación clima x tipo de vegetación x material parental. La tabla completa es muy extensa, por lo que sólo ofrecemos, a título de ejemplo representativo, la parte que corresponde a los bosques de coníferas. Como puede fácilmente comprobarse, no fue posible adjudicar un contenido de carbono para cada situación posible. Para muchas situaciones no hay información, y cuando esta información existe, el número de perfiles puede no ser suficiente para detectar diferencias entre tipos de material parental. O, sencillamente, no existen tales diferencias. Esto obliga a reunir varias casillas en una sola.

Para cada valor de carbono (en kg C m⁻²) se da también, entre corchetes [] el valor obtenido para el error estándar de la media (ESM), expresado en tanto por ciento respecto de la media poblacional, es decir.

$$ESM = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \frac{100}{\bar{x}}$$

siendo σ la desviación estándar, n el número de perfiles, $\bar{x}$ la media de C obtenida. El objetivo es expresar el grado de fiabilidad de la media obtenida, en porcentaje. La varianza de una muestra puede ser muy grande, pero si el tamaño de la muestra también lo es, la media obtenida puede ser muy fiable (lo cual se evidenciará por un ESM muy bajo).

Algunos valores han sido señalados con el signo §: Se trata de valores que corresponden a un único perfil. Ello puede ocurrir en materiales yesíferos, para los cuales en general se ha dispuesto de poca información. Debe tomarse este valor como puramente provisional, a la espera de la mejora de la información de base. En general se trata de situaciones que ocupan escasas extensiones de territorio, por lo que no es esperable que afecten de modo detectable el cálculo del carbono global de una zona geográfica. Asimismo, se señalan con trama gris las casillas para las cuales en teoría no debería haber datos, por tratarse de tipos de vegetación no esperables para un clima determinado (por ejemplo, en teoría el clima culminante únicamente debería incluir comunidades arbustivas o pratenses; no debería haber garrigas en clima atlántico, etc.).

Se han estudiado por este procedimiento sólo los grandes tipos de vegetación (bosques, garrigas, matorral, prados), dejando de lado otros más específicos (herbazales, marismas, etc.) para los cuales no se disponía de un número suficiente de perfiles para estudiar el efecto del material parental. Por supuesto, los contenidos de carbono propuestos son susceptibles de ser perfilados al alza o a la baja en futuros trabajos. En cualquier caso, los valores encontrados (Tabla 6.7) son consistentes en el sentido que, para cada tipo de vegetación y para cada tipo de material parental, el contenido aumenta al pasar de izquierda a derecha, es decir, al pasar de climas más secos a climas más húmedos y frescos, en coherencia con el resultado global de la tabla 6.5.

6. Estimación del carbono orgánico en los suelos peninsulares españoles

Tabla 6.7. Aplicación de la aproximación clima x material parental x tipo de vegetación

M.P.	ARI	MED	CON	ATL	MON	CUL
1aA	7.06 [19.50]	10.44 [17.20]	10.00 [8.08]	9.47 [9.94]	13.32 [23.41]	
1aB						
1aC			6.20 [14.53]			
1bA			10.00 [8.08]			
1bB						
1bC			6.20 [14.53]			
1cA		5.05 [29.50]	10.00 [8.08]			
1cB						
1cC			6.20 [14.53]			
2aA	7.79 [29.27]	6.68 [15.02]	9.70 [9.27]	15.14 [3.92]	8.00 [17.94]	
2aB						
2aC		2.99 [21.99]	5.62 [30.99]			
2bA		6.68 [15.02]	9.70 [9.27]			
2bB						
2bC		2.99 [21.99]	5.62 [30.99]			
2cA		6.68 [15.02]	9.70 [9.27]			
2cB						
2cC		2.99 [21.99]	5.62 [30.99]			
3	s.d.	1.20 §	9.22 §	s.d.	s.d.	

Se dan como ejemplo los contenidos de carbono obtenidos para suelos bajo bosque de coníferas, hasta 1 m de profundidad. Entre corchetes, el error estándar de la media, expresado en porcentaje respecto de la media. En gris las celdas para las cuales no es esperable tal combinación (no debería haber bosques de coníferas en clima culminal). §: dato obtenido a partir de un único perfil; podría sufrir cambios importantes en la medida que se obtengan nuevos datos. S.d.: sin datos.

En potencia, el método puede llegar a precisar mucho el contenido de carbono de una zona concreta; la única condición es disponer de suficiente información (suficiente número de perfiles) para poder asignar un valor fiable a cada combinación vegetación x clima x material parental. En caso contrario es obligatorio reducir el número de combinaciones: reuniendo tipos de vegetación o simplificando la distinción entre materiales parentales, en ocasiones reducida al dilema calcáreo / no calcáreo.

Debe recalcar que los 1906 perfiles edáficos utilizados han sido insuficientes en más de una ocasión. La falta de información puede dar lugar a un hueco en la base de datos o a una información sesgada, por lo que la ampliación de las bases de datos originales debe ser una actividad prioritaria. Es especialmente ilustrativo a este respecto el problema de una combinación concreta: los suelos bajo bosque planifolio en clima semiárido. Su contenido promedio de carbono edáfico es muy alto: más de 20 kg C m^{-2} (Tabla 6.5). Sin embargo, al analizar en detalle el efecto del material parental, se comprobó que esta media tan alta era debida a un conjunto de perfiles sobre un material parental del tipo 2bA: 11 perfiles con un contenido anormalmente alto de carbono (en promedio, más de 40 kg C m^{-2}), que arrastran la media al alza. Si se aísla este grupo de perfiles, se obtienen para los demás casos contenidos de carbono que entran en la normalidad (unos $7,2 \text{ kg C m}^{-2}$ para medios calizos, y $3,2$ para medios no calizos). Debe observarse que las zonas semiáridas de España (áreas de Alicante, Murcia y Almería) han sido afectadas por roturaciones masivas desde tiempos antiguos y, posteriormente, por incendios y talas. Los bosques en estas áreas son mayoritariamente plantaciones recientes con pináceas. Únicamente en zonas apartadas y poco accesibles pueden quedar pequeñas manchas de bosque planifolio, resiliente y probablemente muy antiguo. La acumulación masiva de carbono en suelos forestales es posible en zonas muy concretas de hondonadas y zonas montañosas escarpadas. En cualquier caso, esta combinación (zona semiárida, bosque de planifolios sobre material silíceo) ocupa pocas hectáreas, por lo que difícilmente resultaría en una distorsión importante del carbono de la zona.

6.7. Aplicación de la metodología: cálculo del carbono a nivel regional

Los valores de carbono edáfico obtenidos (parte de los cuales se muestra en la tabla 6.7) pueden utilizarse como base para estimar el carbono a nivel regional o peninsular. Condición imprescindible es la disponibilidad de mapas digitalizados del material parental y cubierta vegetal actual, así como la digitalización del mapa climático de Allué-Andrade. No siempre se cumplen los tres requisitos. Por otra parte, tanto el material parental como la vegetación pueden estar disponibles en mapa digitalizado, pero en base a una clasificación distinta de la que proponemos, enfocada a problemas concretos de una comunidad autónoma. Ello impondrá una adaptación previa de las cartografías disponibles.

Aquí se muestra un ejemplo de esta problemática. Se trataba de aplicar los valores obtenidos para el cálculo del carbono a nivel de una comunidad autónoma concreta: la Comunitat Valenciana. Los problemas encontrados son indicativos de los que cabe esperar al implementar nuestra metodología.

Así, se disponía para la Comunitat Valenciana de una cartografía de materiales parentales, ya digitalizada. Si bien esta clasificación no coincidía con la que se propone en este capítulo, no debía ser difícil establecer un sistema de correspondencias. El problema encontrado fue que a menudo las áreas establecidas en la cartografía eran heterogéneas e incluían más de un material parental, lo que dificultaba adjudicar un tipo (por ejemplo, 1aB) a una área concreta. Por ejemplo, hemos visto que los conglomerados calcáreos se ubican en el tipo 1cA, en tanto que las margas en el tipo 1bB. El mapa disponible para la Comunitat Valenciana, sin embargo, incluía tipos denominados SC 1-10 («Conglomerados y margas»), o SC12 («Arcillas, margas y yesos»), no fáciles de encuadrar. Para cada uno de los tipos considerados en la cartografía disponible para la Comunitat Valenciana hubo que definir una tipología acorde con nuestra clasificación. En muchos casos era inmediato (por ejemplo, margas = 1bB; conglomerados calcáreos = 1cA, etc.); pero cuando un tipo incluía varias clases de rocas que difieren en granulometría y consistencia hubo que hacer suposiciones razonables acerca de cuál de aquellas clases es más lógico que determine las características del suelo generado. Las margas (1bB), por ejemplo, son un material relativamente fácil de meteorizar; por ello, cuando las margas coexisten con otros materiales más duros como los conglomerados calizos (1cA), se da prioridad a las margas. Así, el tipo SC 1-10 (conglomerados y margas) ha sido adjudicado al tipo 1bB. En los materiales no consolidados la consistencia siempre es C, es decir, «disgregada», pero la granulometría depende de la mezcla de materiales considerada. Se debe asumir un margen de error inevitable en tales correspondencias (Tabla 6.8).

Un caso parecido ocurrió a la hora de aplicar los tipos de vegetación. Se disponía para la Comunitat Valenciana de una cartografía de la vegetación, perfectamente digitalizada y a punto para ser utilizada. Algunos tipos que hemos considerado no se encontraban cartografiados (por ejemplo, prados), en tanto que para algunos tipos se precisaba más de lo que hemos considerado en nuestra clasificación. Por ejemplo, mientras que en la tabla 6.1 consideramos los matorrales en conjunto, sin intentar discernir entre tipos concretos, la cartografía disponible separaba los matorrales dominados por *Ulex parviflorus* de los demás. También distinguían entre bosques de ribera y otros bosques, distinción que no hemos hecho en nuestro trabajo.

La solución obligada fue simplificar la cartografía, y adjudicar contenidos de carbono idénticos a manchas de vegetación que no se distinguen en la clasificación que se propone (Tabla 6.1), por ejemplo, bosques de ribera y bosques planifolios. Sin embargo, en un futuro se podría intentar la estrategia contraria, es decir, calcular contenidos de carbono para cada tipo distinto de matorral o de bosque planifolio.

En general, los obstáculos encontrados se han podido superar sin gran dificultad, lo cual indica que el método propuesto es de implementación fácil, si no inmediata. Sin embargo, es crucial una buena comunicación con el operador del sistema GIS, con el fin de poder presentar a los problemas soluciones que sean de fácil aplicación.

Tabla 6.8. Correspondencias entre materiales parentales reconocidos por la cartografía existente en el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) y la taxonomía propuesta en este trabajo.

Parte 1: rocas sedimentarias consolidadas (SC)

Taxonomía de materiales parentales disponible en el CEAM		Taxonomía propuesta
Tipo	Denominación	
SC 1	Conglomerados	2cA
SC 1-2	Conglomerados y areniscas	2cA
SC 1-2-4	Conglomerados, areniscas y arcillas	2bA
SC 1-4	Conglomerados y arcillas	2bA
SC 1-10	Conglomerados y margas	1bB
SC 2	Areniscas	2aA
SC 2-4	Areniscas y arcillas	2bA
SC 2-10	Areniscas y margas	1bB
SC 4	Arcillas	2bB
SC 4-2	Arcillas y areniscas	2bB
SC 4-10	Arcillas y margas	1bB
SC 5	Calcáreas	1bA
SC 5-2	Calcáreas y areniscas	1cA
SC 5-6	Calcáreas y calcarenitas	1cA
SC 5-7	Calcáreas y calcáreas margosas	1bA
SC 5-9	Calcáreas y dolomías	1bA
SC 5-10	Calcáreas y margas	1bB
SC 6	Calcarenitas	1aA
SC 6-10	Calcarenitas y margas	1bB
SC 7	Calcáreas margosas	1bB
SC 7-10	Calcáreas margosas y margas	1bB
SC 8	Calcáreas továceas	1bA
SC 9	Dolomías	1bA
SC 9-5	Dolomías y calcáreas	1bA
SC 9-10	Dolomías y margas	1bB
SC 10	Margas	1bB
SC 10-2	Margas y areniscas	1bB
SC 12	Arcillas, margas y yesos	1bB

Tabla 6.8 (continuación). Adjudicación de correspondencias entre los tipos de material parental reconocidos por la cartografía existente en el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) y la propuesta en este trabajo.

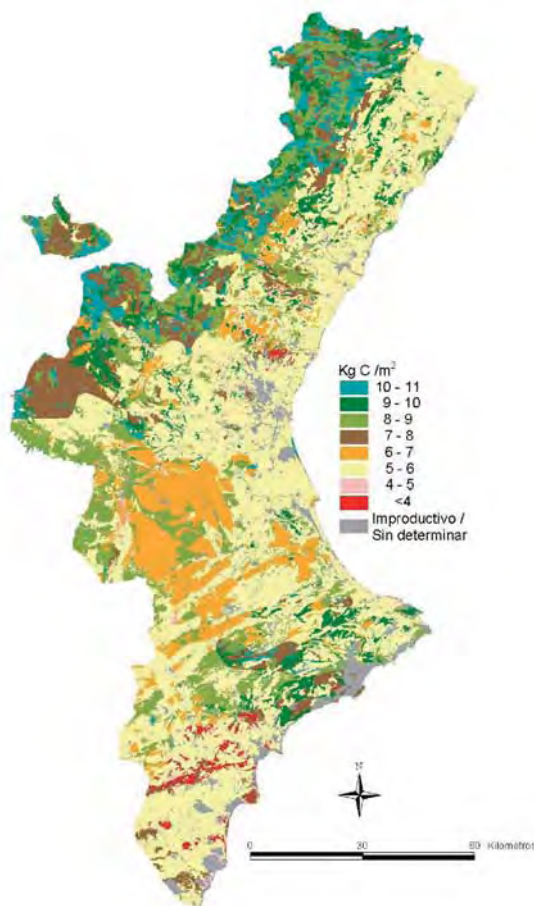
Parte 2: materiales sedimentarios no consolidados (SI), rocas metamórficas (M) y rocas volcánicas (V)

Taxonomía de materiales parentales disponible en el CEAM		Taxonomía propuesta
Tipo	Denominación	
Materiales sedimentarios no consolidados		
SI 2	Cantos y graveras	1aC
SI 2-3	Cantos, gravas y arenas	1aC
SC 2-3-4	Cantos, gravas, arenas y limos	1cC
SI 2-3-5	Cantos, gravas, arenas y arcillas	1cC
SI 2-4	Cantos, gravas y limos	1bC
SI 2-5	Cantos gravas y arcillas	1bC
SI 3	Arenas	1aC
SI 3-2	Arenas, gravas y cantos	1aC
SI 3-4	Arenas y limos	1cC
SI 3-5	Arenas y arcillas	1cC
SI 4	Limos	1bC
SI 4-2	Limos, gravas y cantos	1bC
SI 4-3	Limos y arenas	1cC
SI 4-5	Limos y arcillas	1bC
SI 5	Arcillas	1bC
Rocas metamórficas		
M 1	Pizarras y cuarcitas (Rocas muy diagenizadas, o de metamorfismo de grado muy bajo)	2bB
M 2	Rocas carbonatadas y filitos (metamorfismo alpino de grado bajo)	1bA
M 3	Metabasitos	2bA
Rocas volcánicas		
V1	Basaltos	2bA
V 2	Ofitas	2bA
V 3	Brechas y tobas volcánicas	2bA

Un problema particular ha sido el de los suelos agrícolas, que no fueron incluidos en nuestro estudio. Sin embargo, no pueden ignorarse a la hora de cartografiar una zona. Para el mapa de tipos de vegetación ha sido forzoso simplificar la adjudicación de contenidos de carbono a los suelos agrícolas, por la sencilla razón de que no se disponía

en el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) de una cartografía de los cultivos en la Comunitat Valenciana. Los suelos agrícolas se consideraban como un todo, sin más. Esto obliga a limitarse a suponer para tales suelos un contenido medio de carbono representativo, que para los suelos de la Comunitat Valenciana se fijó en $5,3 \text{ kg m}^{-2}$, en base a datos disponibles de perfiles agrícolas. El contenido de carbono de los suelos agrícolas debe ser objeto de un estudio detallado aparte, que probablemente tendrá la dificultad añadida que muchos cultivos cambian en lapsos de tiempo cortos, por razones de mercado.

Figura 6.3. Contenido de carbono edáfico en la Comunitat Valenciana



Obtenido a partir de la aplicación de los contenidos tabulados por clima x tipo de vegetación x material parental, y las cartografías existentes de litología, vegetación y tipos climáticos según Allué-Andrade (1990).

El resultado final del proceso es el mapa mostrado en la figura 6.3. De acuerdo con tal mapa, el contenido de carbono en los suelos de la Comunitat Valenciana es de 155,6 Tg, lo que daría un promedio de unos 7,0 kg C m⁻². Este valor promedio es algo inferior a la media obtenida por Rodríguez-Murillo (2001) para la España peninsular, que era de 7,6 kg C m⁻². Se trata de un resultado creíble, dado que las condiciones climáticas en la Comunitat Valenciana son mediterráneas, con una aridez en aumento de norte a sur; era, pues, esperable un resultado algo inferior a la media peninsular.

La mayor parte del territorio de la Comunitat Valenciana tiene un contenido de carbono inferior a 7,0 kg m⁻². Ello refleja la orientación agrícola de buena parte del territorio (los suelos agrícolas son, de forma general, los más pobres en carbono). Existen, sin embargo, áreas en que la acumulación de carbono puede ser considerable, especialmente en las zonas de montaña más alejadas de la costa, como la zona oeste de Castelló y, en menor medida, València.

6.8. Comparación con otros enfoques

Esencialmente, la información recopilada está orientada a clasificar la geografía peninsular en una serie de situaciones posibles (tipo de material parental x tipo de vegetación x tipo climático) y proponer un valor de carbono para cada una de estas situaciones. Conceptualmente es una aproximación sencilla: no se ha intentado obtener un modelo matemático predictor del carbono a partir de unas pocas variables, sino establecer un catálogo de valores esperables para una serie de situaciones posibles, previamente tabuladas. Esta aproximación, absolutamente empírica, es probablemente la más práctica de todas las posibles, por una serie de razones.

En primer lugar, hay que mencionar la dificultad de incluir en un modelo matemático factores tales como la frecuencia de incendios o el uso previo del suelo, que afectan de modo decisivo al acúmulo de carbono edáfico. La mayor parte de los pinares existentes en las zonas mediterráneas, por ejemplo, se han establecido sobre antiguos cultivos, mediante plantación o por simple establecimiento de pinares subespontáneos tras el abandono del cultivo. Debido a la baja calidad de su hojarasca (= lenta descomposición) los bosques de coníferas deberían tener elevados contenidos de carbono en el suelo, pero mientras que el mantillo puede llegar a su máximo en menos de un siglo, la acumulación de grandes cantidades de carbono en el suelo mineral necesita de lapsos de tiempo bastante superiores. El suelo bajo un pinar muy bien desarrollado puede ser pobre en carbono si la edad del pinar es inferior a un siglo y el terreno era previamente un cultivo de secano. La sola consideración de factores climáticos, de calidad/cantidad de aportes de hojarasca, más factores edáficos como la textura esperable del suelo, podría dar lugar a estimaciones con mayor margen de error que la simple obtención de una media aritmética a partir de la información disponible para una situación concreta.

Por otra parte, nuestra aproximación permite la identificación clara de las lagunas en la información, subsanables de modo directo y sin que ello implique una revisión global del modelo a medida que tales deficiencias se vayan subsanando. Hay una gran heterogeneidad en la información disponible en nuestras bases de datos: por ejemplo, es muy abundante para pinares de *Pinus halepensis* en zona mediterránea; bastante menos para pastizales alpinos, y muy escasa para matorrales en zonas mediterráneas o semiáridas sobre yesos. El que la estimación del carbono sea independiente para cada caso posibilita que los déficits de información sean cubiertos de modo específico, y que tanto la estimación global como la cartografía se vayan perfilando sin que ello implique el recálculo de todo el modelo global.

En cualquier caso, la coherencia del resultado obtenido para la Comunitat Valenciana con el obtenido previamente por Rodríguez-Murillo (2001) para la España peninsular, sugiere que no es probable que la estimación global del carbono en la España peninsular (3,7 Pg C) sufra cambios sustanciales. Hay que esperar, en cambio, una mayor precisión en la predicción del carbono edáfico a nivel comarcal o provincial, y por ello la puesta a punto de una cartografía de gran utilidad para la gestión del territorio.

6.9. Agradecimientos

El trabajo resumido en este capítulo se realizó en el marco del convenio entre el Ministerio de Medio Ambiente, la Universidad de Barcelona y el CEAM, para la «Evaluación del contenido y la capacidad de secuestro de carbono en los suelos de España» (Vallejo et al., 2004). La colaboración de Montse Toribio y Jordi Torras fue esencial en la recopilación de la base de datos de suelos de la UB, así como la amable colaboración del profesor J. F. Gallardo, de la Universidad de Salamanca, que puso a nuestra disposición las publicaciones de su equipo para los suelos de las provincias de Ávila, Salamanca y Cáceres.

6.10. Bibliografía

Allué Andrade, J. L. (1990), *Atlas fitoclimático de España: Taxonomías*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias.

Bernoux, M., Arrouays, D., Cerri, C., de Alencastro Graça, P. M., Volkoff, B., Trichet, J. (1998), «Estimation des stocks de carbone des sols de Rondônia (Amazonie brésilienne). Étude et Gestion des Sols», 5: 31-42.

Biryukova, O. N., Orlov, D. S. (1993), Reserves of organic matter and types of humus in soils and peats in the North of the european part of Russia. *Eurasian Soil Science* 25: 26-42.

- Cabidoche, Y. M., (1979), *Contribution à l'étude des sols de haute-montagne*, (tesis), Université des Sciences du Languedoc et ENSA de Montpellier.
- Eswaran, H., Van Den Berg, E., Reich, P. (1993), Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 192-194.
- Franco, U. (1997), «Modeling carbon storage in the soils of Middle Germany», en Lal R., Kimble, J., Follett, R. (eds.), *Soil Properties and their management for Carbon Sequestration*. USDA, National Resources Conservation Services, National Soil Survey Ctr, Lincoln, NE. pp. 69-73.
- Ganuza, A., Almendros, G. (2001), «Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables», *Biology and Fertility of Soils*, 37: 154-162.
- Honeysett, J. L., Ratkowski, L. (1989), «The use of ignition loss to estimate bulk density of forest soils», *Journal of Soil Science*, 40: 299-308.
- Hontoria, C., Rodríguez-Murillo, J. C., Saa, A. (1999), «Relationships between soil organic carbon and site characteristics in peninsular Spain», *Soil Science Society of America Journal*, 63: 614-621.
- Howard, P. J. A., Loveland, P.J., Bradley, R. I., Dry, F. T., Howard, D. M., Howard, D. C. (1995), «The carbon content of soil and its geographical distribution in Great Britain», *Soil Use and Management* 11: 9-15.
- Kurz, W. A., Apps, M. J. (1994), «The carbon budget of Canadian forests - A sensitivity analysis of changes in disturbance regimes, growth rates, and decomposition rates», *Environmental Pollution*, 83: 55-61.
- Macías F., Calvo R., Arce F., Bulnes C., López R. (2001), *Los suelos como sumidero de carbono: Materia orgánica de los suelos de Galicia*», Actas de la XXII Reunión Nacional de la S. E. C. S.
- Moraes, J. L., Cerri, C. C., Melillo, J.M., Kicklighter, D., Neill, C., Skole, D.L., Steudler, P.A. (1995), «Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon Basin», *Soil Science Society of America Journal*, 59: 244-247.
- Nabuurs, G. J., Mohren, G. M. J. (1993), «Carbon in Dutch forest ecosystems», *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 41: 309-326.
- Nelson, D. W., Sommers, L. E. (1996), «Total carbon, organic carbon, and organic matter», en Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*, ASA-SSSA, Madison, USA, Pp. 961-1010.
- Rodríguez-Murillo, J.C. (2001), «Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain», *Biology and Fertility of Soils*, 33: 53-61.

Tate K. R., Giltrap, D. J., Claydon, J. J., Newsome, P. F., Atkinson, I. A. E., Taylor, M. D., Lee, R. (1997), «Organic carbon stocks in New Zealand's terrestrial ecosystems», *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 27: 315-335.

Titlyanova A. A., Bulavko G. I., Kudryashova S.Y., Naumov A.V., Smirnov V.V., Tanasienko, A.A. (1998), «The reserves and losses of organic carbon in the soils of Siberia», *Eurasian Soil Science*, 31: 45-53.

Vallejo, V. R., Rovira, P., Romanyà, J., Casals, P., Alloza, J. A., Toribio, M., Bertran, E., Torras, J., López-Sangil, L., Loaiza, J. C., Montané, F. (2004), *Evaluación del contenido total y la capacidad de acumulación de carbono en los suelos del área mediterránea*, Informe final, diciembre de 2004. Convenio de colaboración entre la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental (Ministerio de Medio Ambiente) y la Universidad de Barcelona.

Velayutham M., Pal, D. K., Bhattacharyya, T. (2000), «Organic carbon stock in soils of India», en Lal, R., Kimble, J. M., Stewart, B. A. (eds.), *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*, CRC Press, Boca Raton, USA, pp. 71-95.

Capítulo 7

Análisis económico de la fijación de CO₂ en los sistemas forestales

Luis Díaz Balteiro y Carlos Romero.

7.1. Introducción

Desde hace muy pocos años se está produciendo una tendencia mundial que aboga por considerar a los ecosistemas forestales como posibles sumideros del CO₂ atmosférico, principal gas causante del calentamiento global. Dentro de la creciente importancia que hoy en día representan los bienes ambientales dentro de los ecosistemas forestales, este trabajo ha pretendido centrarse en este objetivo, el CO₂ capturado por los bosques, que últimamente está recibiendo una gran interés, y que presenta unas características que lo convierten en un subrogado de los diferentes bienes y servicios ambientales producidos por los sistemas forestales. De hecho, también se admite unánimemente que la captura de CO₂ es uno de los criterios que es preciso medir si se quiere evaluar la sostenibilidad de un ecosistema forestal. Así, en todas las definiciones que se dan de una gestión forestal sostenible, la captura de CO₂ siempre se incluye en estas baterías de criterios e indicadores, como los desarrollados a partir de la 2ª. conferencia ministerial para la protección de los bosques europeos, celebrada en Helsinki en 1993.

Ante este cambio en relación a los objetivos tradicionalmente considerados en el manejo forestal, se impone una adaptación de los métodos empleados al nuevo contexto que ya no se puede calificar de monocriterio. Así, los métodos clásicos para determinar el turno óptimo no son directamente aplicables cuando se considera, además de la madera, el carbono capturado. Es preciso, como han hecho diversos autores (de una manera pionera Englin y Callaway, 1993, y posteriormente Hoen y Solberg, 1994; Van Kooten *et al.*, 1995; Romero *et al.*, 1998), desarrollar modelos capaces de incorporar la captura de CO₂ al clásico modelo de Faustmann.

Otra dirección que la nueva situación requiere explorar consiste en la consideración explícita de la fijación de CO₂ como un objetivo más dentro de una planificación forestal de tipo estratégico. Así, se requieren modelos distintos a los habitualmente empleados en España, y que se basan en herramientas optimizadoras (Hoen y Solberg, 1994). En este caso se propone utilizar la programación por metas para integrar, además de la captura de CO₂, diversos objetivos tanto de naturaleza económica como selvícola.

En este capítulo se pretende cuantificar desde un punto de vista económico el carbono capturado e introducir este nuevo *output* en la toma de decisiones asociada a la gestión forestal. En concreto, a lo largo del capítulo se pretenden desglosar en tres ideas diferentes, pero que hasta cierto punto se entrelazan entre sí. En primer lugar, se intenta estudiar cómo influye la consideración de este objetivo en las plantaciones (Fig 7.1) y, más genéricamente, en el cambio de uso de la tierra. A continuación, se pretende investigar cómo introducir el carbono capturado como un objetivo más dentro de un sistema de planificación forestal estratégica. Finalmente se insistirá sobre el impacto que causan en las soluciones obtenidas cambios en distintos parámetros como pueden ser el precio de la tonelada capturada de carbono y la tasa de descuento.

7.2. Aspectos económicos de la captura de carbono

En este apartado se pretende realizar unas breves consideraciones acerca de algunos aspectos económicos y empresariales relacionados con la fijación de carbono. En primer lugar, es preciso tener en cuenta que la captura de carbono es un producto habitualmente reconocido en los sistemas forestales, pero hasta hace muy poco tiempo se ha comenzado a introducir en las decisiones asociadas a la gestión de las masas forestales.

Figura 7.1. Plantaciones de *Pinus radiata* D.Don (izquierda) y de *Eucalyptus globulus* Labill (derecha) en la provincia de Lugo



Foto: Luis Díaz Balteiro, 2004.

En primer lugar se puede decir que en este nuevo contexto nos encontramos ante un caso de lo que en economía se llama producción conjunta. Es decir, con los mismos factores de producción obtenemos simultáneamente varios productos, bien sean 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. Por tanto, vamos a suponer inicialmente

que de una masa forestal se obtenga madera, y a la vez, se cuantifique y se valore monetariamente el carbono capturado. Al hacer esta hipótesis estamos admitiendo que el propietario está empleando la misma cantidad de uno de los factores de producción (esfuerzo de gestión) para ambos *outputs*. Hoy en día puede ser así, pero es necesario apuntar que si se consolida un mercado global de créditos de carbono, es probable que haya que modificar esta presunción, es decir, que los propietarios no vean la captura de carbono como un subproducto de la madera obtenida, sino que intenten realizar una gestión específica para este servicio. Además, conviene tener presente que, al igual que sucede en otros sistemas de producción no forestales, la existencia de posibles cambios en el precio del otro *output* considerado (madera) pueden modificar sensiblemente la gestión con respecto al carbono, y viceversa. En definitiva, estamos suponiendo que tanto los aspectos internos (por ejemplo, cómo se realiza la gestión) como los aspectos externos (precio de la madera, precio de la tonelada capturada de carbono, tasa de descuento empleada, etc.) van a configurar la cantidad óptima de los dos bienes producidos, así como la rentabilidad asociada a la inversión.

Por otro lado, como ya se ha apuntado en el capítulo 1 de este libro, desde la firma del protocolo de Kyoto se ha ido creando un cuerpo internacional de medidas, recomendaciones, limitaciones y propuestas para incluir, en una primera fase, y afianzar seguidamente, el papel del carbono en la gestión forestal. Al analizar los aspectos económicos que subyacen a este bien conviene tener esta circunstancia presente, ya que, en definitiva, muchas veces este entorno institucional va a afectar directamente a la toma de decisiones en la gestión forestal cuando se introduce en la misma el carbono capturado.

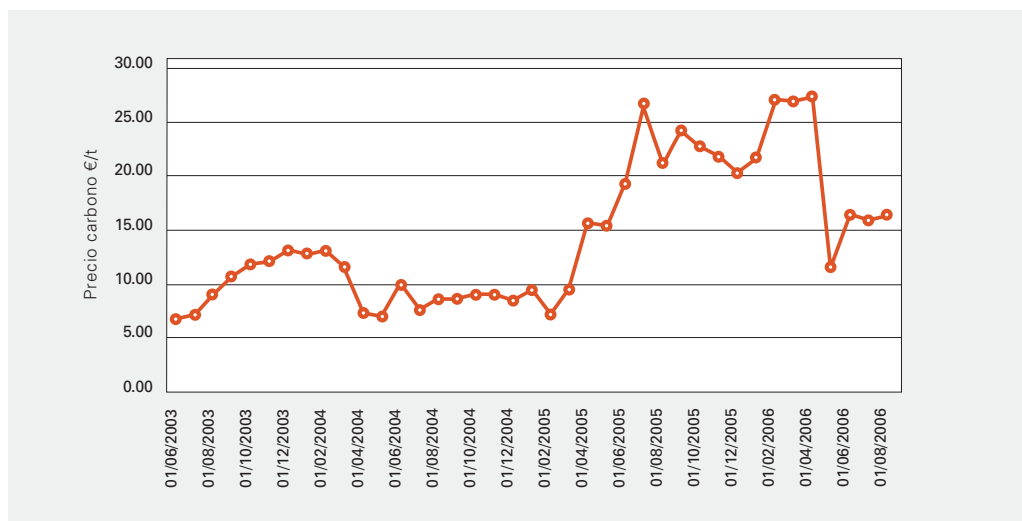
Si pensamos en este tipo de contexto, lo primero que se puede preguntar un propietario sería cuánto puede obtener por el carbono capturado, bien sea vía precio o vía subvenciones, y si le va a suponer algún tipo de coste adicional. Hablando en primer lugar del precio del carbono capturado, es preciso señalar que ya empiezan a existir, tanto a nivel nacional como transnacional, mercados que están dando un valor concreto a cada tonelada de carbono capturado. Así, y después de diversos precedentes nacionales (Dinamarca, Reino Unido), a nivel europeo desde el 1 de enero de 2005 existe institucionalmente un mercado asociado a los derechos de emisión de gases de efecto invernadero. Lógicamente en este mercado está incluido el comercio de derechos de emisión asociados al carbono emitido. Este tipo de mercados se está extendiendo a otros países (Estados Unidos, Australia, etc.).

La existencia de este tipo de mercados, con un funcionamiento similar al de una bolsa de valores, implica que existe una información clara a la hora de conocer en cada momento el precio de cada unidad de carbono considerada y que existe la intención que pasen a ser un mercado similar al de otras materias primas (*commodities*). Dado que no existe un mercado propio del carbono capturado por los sistemas forestales, y teniendo presente que tampoco hoy en día abundan los pagos reales por el papel de las masas forestales como sumideros de carbono, es habitual considerar en el análisis un precio por cada tonelada de carbono capturada asumiendo que es el mismo que aparece en estos mercados

anteriormente definidos. Sin embargo, conviene aclarar que en estos mercados la inclusión de derechos de emisión asociados a proyectos forestales es prácticamente nula. Esta circunstancia también se produce por el lado de la oferta, así hoy en día resulta muy poco habitual que las masas forestales tengan asegurada una renta anual por el carbono capturado. Por último, es preciso apuntar que este mercado hoy en día es muy diferente a los mercados de la madera existentes en España, en cuanto a aspectos como su transparencia y su vinculación a distintos estamentos de la sociedad, ya que los mercados de derechos de emisión son mucho más dinámicos y presentan grandes posibilidades de extensión (mercados de futuros, de opciones, etc.).

Una vez admitida esta hipótesis, una cuestión inmediata sería preguntarnos por el valor monetario de las transacciones en estos mercados asociadas al CO₂. En primer lugar, tal y como se puede apreciar en la Fig. 7.2, existe una volatilidad bastante acusada en cuanto al valor de cada tonelada de carbono. Sin embargo, es interesante destacar que en los últimos tres años su precio ha estado siempre por encima de los 5€/t, con una tendencia ligeramente creciente.

Figura 7.2. Precio de cada tonelada de carbono



Fuente: Point Carbon (www.pointcarbon.com).

Por otro lado, conviene apuntar que a nivel empresarial algunas multinacionales están promoviendo cambios en sus tecnologías para reducir las emisiones de este gas, agrupándose para apoyar la firma del Protocolo de Kyoto, o incentivando la plantación con especies de crecimiento rápido en países en vías de desarrollo con el fin de asegurarse una cantidad de carbono capturado que puedan integrar en sus balances de emisiones.

Desde el lado de la oferta se puede observar que los factores que más directamente influirán en la fijación del precio serán el coste de reducción de las emisiones y el coste de actuaciones competitivas con estas reducciones (forestaciones). Algunos trabajos han intentado estimar el coste de fijar el carbono atmosférico utilizando forestaciones, y según algunos autores (Gago y Lavandeira, 1999) probablemente no se reflejen todos los pagos, en especial el coste de oportunidad de iniciar esa forestación, por lo que estos costes son probablemente muy bajos.

Por el lado de la demanda hay que tener presente que pueden introducirse en el análisis diversos incentivos promovidos tanto gracias a políticas nacionales o supranacionales, como por la acción de otros agentes para incentivar la captura de carbono. Sin embargo, hay que señalar que hoy en día en España, al igual que en la mayoría de los países, no existe ningún sistema de subvenciones, subsidios, etc., que se esté aplicando para incentivar la captura de carbono por los bosques. Ciertas indefiniciones aparecidas en el desarrollo y aplicación de las ideas contenidas en el Protocolo de Kyoto se suelen esgrimir para no regular este tipo de incentivos. No obstante, es lógico pensar que cuando se termine el primer periodo de compromiso del protocolo de Kyoto existan ya algunos avances en este aspecto. Algunos países ya empiezan a manifestar su deseo de compensar económicamente a los propietarios forestales que demuestren haber realizado en este periodo una captura neta, siempre y cuando cumplan unas determinadas condiciones relativas a la gestión de estas masas.

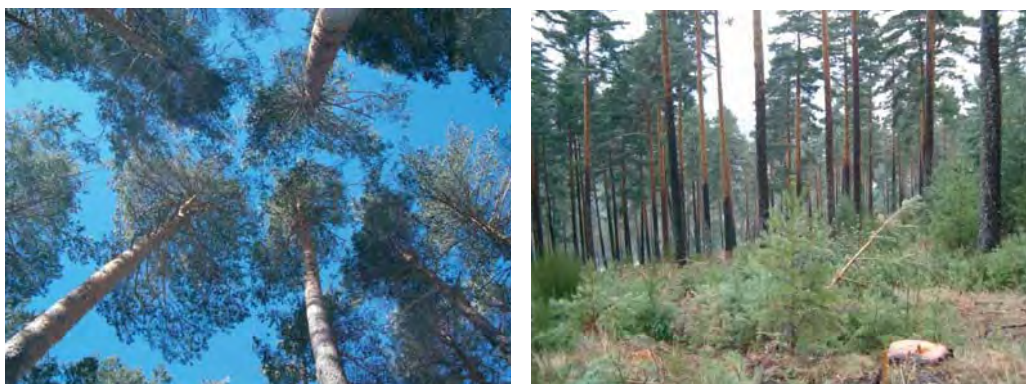
También es preciso señalar el hecho de que se pueden alentar desde los poderes públicos otros mecanismos para intentar el cumplimiento de estos objetivos ambientales. Uno de ellos podría ser el establecimiento de un impuesto por cada tonelada de carbono emitida a la atmósfera. Aunque el objetivo de este capítulo no es profundizar en los aspectos relativos a la fiscalidad ambiental, conviene apuntar que con este tipo de medidas (véase por ejemplo, Durán y De Gispert, 2005) se intentaría gravar al sector más contaminante (sector energético), pero desde un punto de vista de equidad también debiera abarcar a los sectores agrícolas y de transporte, responsables de una parte significativa de las emisiones. A diferencia del caso eléctrico, la aplicación de esta medida conllevaría unos costes de transacción elevados. En todo caso, es preciso señalar que en nuestro país en general no se aplican este tipo de tasas que gravan la emisión de gases contaminantes. Solamente a nivel autonómico existen algunos ejemplos (por ejemplo, SO₂ en Galicia). Sin embargo, en la Unión Europea se aplica expresamente para el carbono en países como Dinamarca, Finlandia, Italia, Holanda y Suecia (Gago y Lavandeira, 1999). Es preciso enfatizar que nos referimos a impuestos que se basan en el contenido de carbono de cada fuente energética, y no se deben confundir con los impuestos con que se gravan, por ejemplo, los productos derivados del petróleo. En definitiva, este tipo de instrumento, indudablemente útil y que muchos autores vinculan a estrategias de desarrollo sostenible, en nuestro país, no se ha desarrollado (incluso la industria del carbón continúa estando fuertemente subvencionada), por lo que la comparación con la otra opción de política ambiental contemplada en este trabajo (establecimiento de mercados de carbono) no es posible.

En definitiva, si se sigue avanzando en la aplicación del Protocolo de Kyoto y en el desarrollo de algunas de sus medidas más ambiciosas, es fácil pensar que se producirán cambios dentro de los usos del suelo, dentro del sector forestal y también en la agricultura, promoviéndose, por ejemplo, prácticas más conservadoras en relación a la fijación de CO₂. El precio que tendrá cada tonelada de carbono capturado será un elemento clave para la realización de estos cambios, ya que podrá justificar o no la realización de diferentes proyectos, suponiendo un análisis coste-beneficio de tipo privado. Obviamente, cuanto mayor sea el precio, mayor incentivo existirá para reducir las emisiones, aunque factores como la negativa americana a firmar el Protocolo de Kyoto pueden condicionar un mercado donde todavía se están comprando y vendiendo cantidades menores a las inicialmente previstas.

7.3. Integración de la captura de carbono en la gestión forestal

La gestión que incluya como uno de sus objetivos la captura de carbono debería conducir a un incremento en el carbono capturado por las masas forestales, con respecto al que debería existir en ausencia de este tipo de manejo. El incremento en el carbono acumulado se deberá bien a un aumento en la biomasa, o bien a un incremento en el carbono existente en el suelo. Por otro lado, el incremento también puede deberse a un aumento en el stock de productos derivados de la madera con una vida útil dilatada. Como se describirá a continuación, la gestión forestal posee herramientas que conducen al logro de un incremento en el carbono acumulado bajo cualquiera de las formas citadas (Fig. 7.3).

Figura 7.3. Masa de *Pinus sylvestris* L. en la provincia de Madrid (izquierda) y en el monte "Pinar de Navafría" (provincia de Segovia)



Fotos: Luis Díaz Balteiro, 2006.

Dejando a un lado opciones a nivel agregado (disminuir la deforestación en los trópicos, aumentar el ritmo de las forestaciones, etc.), a nivel de un ecosistema forestal concreto es factible arbitrar ciertas medidas que pueden mejorar el balance de carbono. Como se ha comentado en un apartado precedente, este tipo de medidas están incluidas en el artículo 3.4 del Protocolo de Kyoto, aunque se ha limitado su aplicación en cumbres posteriores, como la de Bonn. De una manera sencilla, y sin entrar en posibles interrelaciones entre ellas, un conjunto de medidas consistiría en aumentar el carbono a través de actuaciones en cuanto la densidad de la masa: evitar rasos, cortas de árboles enfermos, etc. y optimizar el conjunto de operaciones selvícolas para obtener un balance de carbono superior. En efecto, salvo en algunas plantaciones con especies de crecimiento muy rápido, lo habitual es que el número de plantas al inicio de la plantación o de la regeneración natural de la masa sea mucho mayor que el número existente en el momento de la corta. Eso es debido a que el gestor, a través de una programación de cortas intermedias, va eligiendo los árboles de mayor porvenir y estimulando el crecimiento de la masa. Pues bien, si se optimizan estas operaciones para que el carbono acumulado en el momento de la corta sea máximo se estará cumpliendo el objetivo previsto.

Otro conjunto de pautas lo compondrían aquellas que implicaran un incremento en el crecimiento de la masa. Así, aspectos como la correcta elección de especies, la mejora genética, la fertilización o el riego en manejos más intensivos o la reducción de los posibles retrasos en la regeneración natural pueden conducir en principio a un incremento del stock de carbono. Finalmente, otras acciones que pueden llevarse a cabo serían la protección de la masa frente al fuego y agentes patógenos, dejar los árboles muertos en pie sin cortar o gestionar los residuos asociados a las cortas con el fin de que puedan tener un aprovechamiento energético.

Lógicamente, todas estas medidas hay que situarlas dentro de un contexto económico. Es decir, habría que comparar el coste de fijar una tonelada adicional de carbono con el precio que tendría esta tonelada en el mercado. En muchas ocasiones, las incertidumbres existentes sobre la fijación de carbono no estimulan la realización de este tipo de análisis, por lo que la única acción que se contempla es el cambio en el turno de la masa. Por ello, se ha considerado oportuno estudiar esta medida aislada de las anteriores, ya que es la habitualmente más empleada. Aunque en el próximo apartado se formulará metodológicamente la obtención del turno óptimo cuando se consideran dos objetivos (producción de madera y captura de carbono) en el caso de una plantación, es preciso avanzar que alargando o acortando el turno de la masa se puede aumentar el carbono acumulado, tanto en la parte aérea como en el suelo, dependiendo de la situación de partida y el tipo de carbono que se mida. En el caso de masas permanentes como regla general se puede afirmar que alargando el turno se aumenta la fijación de carbono (Binkley et al., 1997), aunque también hay que tener presente el plazo considerado en el análisis. Por último, es necesario insistir que si se considera el carbono neto, es decir el carbono contabilizado incluyendo la permanencia en los productos derivados de la madera,

cambios en el turno (que no tienen que ser muy significativos) pueden provocar un cambio de uso notable en los productos derivados de la madera, lo que incrementará esta forma de carbono, aunque actualmente no se contabilice según los acuerdos internacionales post-Kyoto.

Por otro lado, es preciso apuntar el hecho de que, aunque la captura de carbono sea vista como un subrogado del conjunto de bienes y servicios de naturaleza ambiental producidos por los montes, esta circunstancia no debe ocultar en la toma de decisiones la existencia de otras externalidades positivas generadas por los sistemas forestales. Aunque muchas veces las acciones que se puedan plantear para optimizar la captura de carbono pueden favorecer a otras externalidades positivas que se producen en los bosques, en general no se debería reducir el problema a un caso de dos producciones, ya que esto podría perjudicar las características de los demás bienes y servicios de los ecosistemas forestales, y por tanto amenazaría el principio que desde el inicio de la ordenación de montes ha estado siempre presente: la persistencia de las masas forestales. Hoy en día no se concibe la gestión forestal sin que se integre dentro de un uso múltiple del bosque. En esta línea es preciso apuntar que no existen incompatibilidades entre el objetivo captura de carbono y el objetivo biodiversidad cuando se habla de masas permanentes, pero como acertadamente apuntan diversos autores (Caparrós et al., 2001, (Noss, 2001), la sustitución de bosques maduros por plantaciones o los incentivos para realizar forestaciones con ciertas especies pueden afectar negativamente a la biodiversidad.

7.4. Bases teóricas

En este apartado se pretende describir muy sucintamente la metodología empleada para los diversos casos considerados. Antes de precisar estos aspectos, es preciso recalcar que el ámbito de este trabajo es determinista, es decir, no se han tenido en cuenta las incertidumbres asociadas a este problema, aún cuando en apartados anteriores se han explicitado algunas de ellas. Las razones que explican esta circunstancia son fundamentalmente dos, y no se refieren a la imposibilidad de adaptar los modelos que se van a exponer a entornos estocásticos. El primer motivo se refiere a la complejidad del problema que provoca incertidumbres tanto en aspectos políticos como técnicos, e incluso los relativos al cambio en las preferencias sociales. La otra razón deriva de que todavía existen lagunas en cuanto a la información disponible sobre ciertos aspectos técnicos que intervienen en los modelos aquí planteados. Por otro lado, repasando la literatura se puede comprobar cómo las aproximaciones a este tipo de planteamientos que incorporan la incertidumbre a estos problemas de gestión forestal asociada con el cambio climático presentan resultados sesgados por las carencias anteriormente expuestas (Krcmar et al., 2001). No obstante, en un trabajo reciente (Díaz-Balteiro y Rodríguez, 2006) se muestra

cómo combinaciones de entornos no deterministas y precios elevados para cada tonelada de carbono capturada llevan a soluciones óptimas diferentes de las que se habían propuesto en un entorno determinista.

Esta hipótesis incluida en el análisis implica que no se han tenido en cuenta ni la existencia de variaciones en las condiciones iniciales (precio de la madera, existencia de perturbaciones de cualquier tipo que puedan afectar los rendimientos madereros de las plantaciones, etc.), ni posibles cambios en la gestión (motivados por avances tecnológicos, cambio en el precio de los outputs, etc.) a lo largo de los sucesivos turnos incluidos en el análisis.

A continuación, se van a desarrollar los aspectos metodológicos necesarios para profundizar en las interrelaciones varios objetivos dentro de la gestión forestal. Uno de ellos es el cálculo del turno forestal óptimo cuando se considera más de un *output* forestal. Hay que tener presente que calcular o decidir el turno a emplear en una determinada masa es una de las decisiones fundamentales que debe tomar cualquier gestor. En efecto, con esta elección se va a determinar, entre otras cosas, cuándo se obtiene la mayor parte de las rentas asociadas a ese sistema forestal, qué tipo de productos se obtienen en la corta final, cuándo comienza un nuevo ciclo, etc. Complementariamente a la vertiente económica que subyace al problema de decidir el turno óptimo, se abordará un enfoque no específicamente forestal que se empleará en uno de los casos analizados, pero que se adapta perfectamente a este ámbito gracias a su versatilidad. En concreto, se trata de la teoría de la decisión multicriterio. Dentro de este enfoque se encuadran numerosas herramientas metodológicas entre las que se ha elegido la programación por metas (*goal programming*), partiendo del concepto de matriz de pagos. Esta estructura matemática consiste en una matriz cuadrada donde las filas de la matriz muestran los resultados obtenidos cuando cada meta se optimiza por separado. En concreto, se ha elegido una meta monetaria, asociada a la obtención del máximo rendimiento económico, otra meta que está relacionada con la captura máxima de carbono que se puede conseguir en este monte, y tres metas asociadas a objetivos clásicos en la gestión forestal española: conseguir unas cortas homogéneas a lo largo del horizonte de planificación («igualdad del flujo de volumen»), obtener una estructura «regulada» y conseguir que el stock de madera (inventario) existente cuando se inicia la gestión sea igual al que se pueda cuantificar cuando finalice la gestión prevista (condición de «inventario final»). El principal interés de esta matriz consiste en la información que proporciona sobre el grado de conflicto entre las diferentes metas incluidas en el análisis. Finalmente, se hará una mención en cuanto a la forma de calcular tanto el carbono fijado por los sistemas forestales estudiados, por un lado, como el precio asignado a cada unidad de carbono fijada.

Turno forestal económicamente óptimo

Para realizar este análisis se ha considerado la metodología habitualmente empleada para el cálculo del turno económicamente óptimo, es decir el momento que se debe proceder a la corta final de una masa, de acuerdo con criterios económicos. Aunque en la literatura se citan diversas formas de establecer el turno óptimo de una masa forestal, según se consideren criterios biológicos, forestales o económicos, bajo una perspectiva financiera está admitido que la solución correcta es la propuesta por Faustmann (Faustmann, 1849). Esta metodología asocia la vida óptima de una masa a aquella edad en la cual el valor actual neto (VAN) asociado a la inversión subyacente es máximo, pero teniendo en cuenta el coste de oportunidad de tener el suelo ocupado por el vuelo. En diversos textos (por ejemplo, Romero, 1997) se puede encontrar una amplia y clara exposición de los turnos más utilizados en el ámbito forestal, así como del análisis y extensiones de la solución propuesta por Faustmann. En Caparrós et al. (2003) se parte de esta metodología para analizar un problema que incluye como objetivos la madera, la captura de carbono y la biodiversidad.

En este trabajo se ha particularizado el análisis del turno óptimo mediante la inclusión de diversos cobros y pagos asociados a la vida de una plantación, así como la inclusión del carbono capturado. Para ello se ha seguido un procedimiento similar al mostrado en Díaz y Romero (1995) y Mutke et al., (2000). En el Anexo 1 se muestra de forma resumida las fórmulas empleadas, que se basan en introducir cualquier tipo de pago (por ejemplo, selvícola) o cobro (por ejemplo, claras) bajo la hipótesis de Faustmann, es decir, que se elige como turno óptimo aquel que maximice la serie infinita de cobros y pagos asociados a esa plantación.

Para el cálculo del turno óptimo cuando se incorpora el carbono al análisis no son aplicables ni la metodología de Faustmann, al no incorporar otros bienes y servicios no madereros, ni el turno habitualmente aplicado cuando se integran otros objetivos no madereros, conocido como turno de Hartman (Hartman, 1976), al requerir este enfoque la estimación de un flujo de servicios medidos en unidades monetarias. En este trabajo se ha seguido una metodología similar a la propuesta en Romero et al. (1998) a la hora de integrar el carbono capturado. Así, se introducirá una subvención (A €, ver Anexo 1) por cada tonelada de carbono capturado por la masa. De igual forma, se aplicará un impuesto (también de A €) por cada tonelada de carbono que se emite a la atmósfera a partir de los productos obtenidos de la citada plantación. Introduciendo ambas componentes en el análisis anterior y maximizando el valor actual neto se obtiene la solución deseada en la que el turno óptimo corresponde a aquella edad para la cual el valor actual neto es máximo. Por último, se han considerado únicamente las ayudas comunitarias referidas a la forestación de tierras agrarias, sin tener en cuenta ningún otro tipo de subvención, ni tampoco otros pagos como puedan ser los impuestos.

En principio, únicamente se ha estimado el carbono almacenado obtenido a lo largo de la vida de la plantación a través de la madera comercializable, tanto de la corta final como de las claras efectuadas. No se ha considerado el carbono capturado en otro tipo de biomasa, ni la variación del stock de carbono existente en el suelo. Esta exclusión se justifica por la dificultad de obtener datos fiables sobre el carbono capturado tanto en otras fracciones de la biomasa como en el suelo. Así, en España no abundan los trabajos en esta línea, a excepción de algún trabajo reciente como el de Montero et al. (2005). La metodología aquí introducida supone que el propietario sólo recibirá cobros por el carbono secuestrado en el momento en que se produzca una corta, bien sea una corta final o intermedia. Es decir, se supone que al igual que la madera, el ingreso lo recibe cuando se aprovecha la masa. Sin embargo, en la literatura abunda un enfoque similar, pero considerando un cobro anual por el carbono secuestrado (Hoen, 1994; Van Kooten et al., 1995; Eizinger y Jeffs, 2000; Feng et al., 2002; Stainback y Alavalapati, 2002). Este camino, que supone seguir el postulado de Hartman a la hora de incorporar en el cálculo del turno óptimo otros bienes y servicios, no se ha elegido por diversas razones. Por ejemplo, desde un punto de vista metodológico, supone admitir que la captura de carbono es monótonamente creciente. Esto es así, si se considera el carbono bruto, es decir, el carbono situado en el tronco de los árboles, y únicamente asociado al crecimiento de la masa. Sin embargo, si se considera el carbono neto (calculado como diferencia entre el carbono capturado por la masa y el carbono emitido según los diferentes usos a los que se ha destinado la madera obtenida en la corta final) pueden existir años en los cuales las emisiones superen a la fijación anual. Por otro lado, asumir una captura anual supone conocer de antemano el carbono capturado por cada masa forestal en cada año de su vida. Esta condición es muy difícil de trasladar a la realidad, y de hecho todavía no se han resuelto los problemas de qué carbono considerar y cómo se mide. Todavía es prematuro aventurar cómo se va a solucionar este tipo de problema.

Caja 7.1. (a) Programación por metas

Conforme se han ido modificando las demandas que la sociedad plantea a los ecosistemas forestales, las herramientas tradicionalmente utilizadas en la ordenación de montes y en la planificación forestal se han mostrado insuficientes. En efecto, en este nuevo contexto el centro decisor maneja varios objetivos a la vez, en lugar del caso tradicional donde existía un único objetivo. En general, este objetivo tradicional ha consistido en la producción de madera de una manera sostenida, unida a la consecución de la regeneración natural. Por este motivo, en nuestro contexto de producción conjunta, se ha acudido a las herramientas propias de la investigación operativa, que dispone de enfoques como la teoría de la decisión multicriterio, especialmente adaptados para casos que abarcan más de un objetivo, como es la situación que nos ocupa. Dentro de este amplio conjunto de enfoques se ha elegido la programación por metas (*goal programming*) por tratarse del método más flexible y con una mayor capacidad de adaptación al contexto decisorial que planteamos. Aunque existen trabajos introductorios (Ignizio, 1976; Romero, 1993) y avanzados (Ignizio y Romero, 2003; Romero, 1991) donde se explican las principales características de esta metodología, no ha sido una técnica excesivamente aplicada en el ámbito forestal, tanto en España como en otros países.

El punto de partida de la programación por metas consiste en definir las diferentes metas consideradas en el problema. En el caso que nos ocupa éstas serán: una de tipo económico: lograr un valor actual neto asociado a la producción de madera máximo; tres metas de tipo forestal: conseguir un inventario a final del horizonte de actuación satisfactorio, una igualdad de volumen en cada uno de los períodos considerados y un monte regulado (entendiendo como tal al bosque en el que al final del horizonte de actuación, cada clase de edad ocupa la misma superficie. Esta circunstancia promueve un aprovechamiento sostenible de la madera); y finalmente una meta de tipo ambiental: maximizar el carbono capturado. Las tres metas forestales encierran los principios de la gestión forestal tradicional, y aseguran un aprovechamiento sostenido de la masa. El horizonte de planificación, es decir el lapso temporal sobre el cual va a tener lugar esta planificación, se sitúa en 100 años, dividido en 10 períodos de 10 años. Este horizonte temporal es el usual en problemas de planificación estratégica. A la hora de formular este modelo, en vez de maximizar los objetivos lo que se hace es minimizar las desviaciones con respecto a los niveles de aspiración fijados para cada meta. Una variable de desviación negativa mide el incumplimiento por lo bajo de una determinada meta, mientras que una variable de desviación positiva muestra el logro por exceso de una determinada meta. Para ello es necesario optimizar cada uno de los 5 objetivos por separado, obteniéndose lo que se conoce como matriz de pagos.

Una vez que se han definido las metas, se construye la función logro que agrupa a las desviaciones no deseadas con respecto a los valores óptimos que pueden alcanzar cada uno de los objetivos. De las distintas posibilidades que existen, se han construido dos modelos basados en la programación por metas lexicográfica. Básicamente, se trata de agrupar las metas en distintos niveles e ir intentando alcanzar todas las metas según los distintos niveles de prioridad definidos. En este caso, la primera prioridad consiste en alcanzar un inventario al final del horizonte de actuación igual al actualmente existente, la segunda prioridad alcanzar un flujo de cortas igual en cada uno de los períodos, y la tercera prioridad incluiría las otras tres metas: cumplir la condición de regulación, maximizar el valor actual neto y maximizar el carbono capturado. Obviamente, esta ordenación de las prioridades dependerá del centro decisor, permitiendo el modelo cambiar fácilmente este orden.

Caja 7.1. (b) Programación por metas

Lógicamente, conforme se descienda en el orden de prioridades, será más complicado cumplir a la vez todas las metas. Es interesante apuntar que las metas ubicadas en el tercer nivel de prioridad (regulación, valor actual neto y captura de carbono) se han optimizado de dos maneras alternativas. En primer lugar, se ha procedido a minimizar la suma ponderada y normalizada de las variables de desviación no deseadas correspondientes a dichas metas. De esta manera, se consigue la solución o estrategia de cortas que proporcionará un máximo logro agregado para el conjunto de las metas (solución de máxima eficiencia). En segundo lugar, se ha procedido a minimizar la máxima desviación ponderada y normalizada. De esta manera, se minimiza el grado de discrepancia que corresponde a la meta más desplazada, obteniéndose así la solución más equilibrada. En Díaz-Balteiro y Romero (2003a, 2004) se pueden encontrar los detalles de estos modelos.

El carbono capturado

Para estimar el carbono contenido en el monte, en la mayoría de los casos se ha seguido el procedimiento descrito en Díaz (1999) que se pasa a resumir seguidamente. Así, mediante una serie de cálculos se evalúa el carbono futuro que se capturará en cada año, incluyendo no sólo el relativo al crecimiento de la masa, sino también el carbono retenido en productos obtenidos a partir de la madera de las cortas de regeneración. Con el fin de ampliar el análisis, en algunas de las plantaciones y de las masas que se describirán a continuación se ha optado por introducir los productos obtenidos a partir de las cortas de la madera. Esta cuestión, aunque puede parecer un contrasentido por no tenerse en cuenta hoy en día en el cálculo del carbono capturado por las masas, está en discusión actualmente en los foros internacionales y no se descarta que pueda introducirse en el futuro. Por otro lado, siempre podrá cuantificarse la importancia de considerar o no estos productos en el análisis. Obtener un producto u otro supone de antemano conocer cuánto tiempo va a durar la re-emisión del carbono capturado en esos productos. Por ejemplo, no es lo mismo si una cantidad de madera se destina a la obtención de celulosa para su transformación en papel que si unas determinadas trozas se destinan a lograr vigas de unas determinadas dimensiones. Resulta obvio que en el primero de los casos el carbono contenido en la madera retorna en muy pocos años a la atmósfera, mientras que en el segundo caso pueden pasar varias decenas de años antes de que vuelva a la atmósfera. Finalmente, conviene recordar que el tipo de productos obtenido a partir de un sistema forestal está directamente vinculado a la gestión: dependerán del número y de cuándo se realicen las cortas intermedias, así como del turno elegido.

Para el cálculo del carbono se han empleado dos variantes que parten de la misma metodología. En los primeros ejemplos que se mostrarán se parte únicamente del carbono capturado por el tronco de los árboles. Este carbono capturado se calcula a partir del volumen en el momento de corta y se multiplica por la densidad de la especie y por el

porcentaje de carbono contenido en el peso seco de la madera. Así se obtiene una cantidad que, lógicamente, dependerá del turno asociado a cada manejo. De esta forma se obtiene el carbono capturado pero, como ya se explicado, faltaría por contabilizar el carbono emitido. Para ello se van a considerar tres tipos de destinos para la madera, atendiendo a los usos más habituales para las dos especies consideradas: chapa, sierra y tableros, descartándose otros posibles usos. El cálculo del carbono según cada posible destino se realiza asumiendo diversas hipótesis expuestas en la literatura (Row y Phelps, 1996), y se asume que todo el carbono retorna a la atmósfera pasados 150 años. Cabe señalar el hecho de que en este análisis no se ha considerado la existencia de un posible reciclaje de los productos, debido a la falta de datos fiables sobre la situación actual y la posible evolución en las próximas décadas. Por último, no se van a tener en cuenta las emisiones procedentes de aquellos productos contruidos con madera cortada en el monte con anterioridad al comienzo de este análisis. En Row y Phelps (1996) se asumen unas determinadas vidas útiles medias para cada producto derivado de la madera, así como unos periodos de descomposición específicos para cada uno de los *outputs*. Otros trabajos (Bateman y Lovett, 2000; Eizinger y Jeffs, 2000; Liski et al., 2001) describen procedimientos muy similares para obtener el carbono neto, el primero de ellos incorporando además las variaciones de carbono producidas en el suelo.

Por el contrario, en la segunda variante considerada se ha profundizado más en la estimación del carbono capturado, y se ha integrado en el análisis estimaciones del carbono asociado no sólo al tronco, sino a la parte aérea de la biomasa. Para ello se parte de las funciones desarrolladas por Montero et al. (2005). La metodología ha partido del derribo de un conjunto de árboles, que convenientemente procesados han permitido obtener el peso en verde, y después en seco, según diferentes partes de la biomasa (tronco, ramas, ramillas, acículas, raíces, etc.). Para computar la captura y la emisión de carbono asociadas al ciclo vital de estas masas, se han seguido las recomendaciones del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), teniendo en cuenta que no se disponen de mediciones fiables de cambios en el stock de carbono asociado a la madera muerta y en descomposición ni a la materia orgánica del suelo (Penman et al. 2003). En esta ocasión, y a diferencia de otros ejemplos que se mostrarán en el siguiente apartado, se ha incluido la hipótesis que todo el carbono capturado se emite a la atmósfera en el año de la corta final. Es decir, no se tiene en cuenta la captura de carbono realizada por los productos contruidos a partir de la madera.

Como se ha comentado anteriormente, existen marcadas diferencias entre los bienes incorporados al análisis. Mientras que la madera es un bien privado, con un mercado perfectamente definido, el carbono capturado hoy en día es un bien público que está experimentando una transición hacia un bien para el que se están estableciendo ciertos mercados donde se le puede asignar un precio, tal y como se ha descrito anteriormente. Desde un punto de vista económico, la presencia de este bien público genera un fallo de mercado provocando una divergencia entre el óptimo privado y el óptimo social, lo que implica una asignación ineficiente de recursos. Para subsanar este problema se han

propuesto diversas metodologías que básicamente pasan por conocer cuánto estaría dispuesto a pagar la sociedad por cada tonelada de carbono atmosférico que pasa a forma terrestre. Básicamente, en la literatura se citan con profusión cuatro tipos de medidas:

- Tomar como subvención el impuesto que grava las emisiones de CO₂ procedentes de los combustibles fósiles. Esta solución ha sido apuntada reiteradamente por diversos expertos, encontrándose este tipo de impuesto actualmente en vigor en seis países europeos (Gago y Lavandeira, 1999; Stavins, 1999). Dado que esta tasa difiere de un país a otro, el precio medio de una tonelada de carbono no es homogéneo (Baranzini et al., 2000).
- Otros autores, en base a sus investigaciones, han propuesto un valor fijo, que suele oscilar entre 25 y 200 \$/t C. Existen numerosos ejemplos al respecto (Van Kooten et al., 1995; Sedjo, 1999; Eizinger y Jeffs, 2000). En España, algunos autores (Campos y Caparrós, 1999) adoptan un valor de 25 €/t C.
- Igualar el óptimo privado y social a través de una subvención al precio de la madera. En Romero et al. (1998) se citan valores, que oscilan entre 19 y 37 \$/m³ para el haya en Navarra.
- Se propone el establecimiento de mercados de permisos de carbono, estructuras todavía incipientes pero con un enorme desarrollo potencial. Estos mercados están incentivados directamente por el Protocolo de Kyoto, pero su difusión se ve complicada por diversos aspectos, como pueden ser las dificultades en realizar una contabilidad real del carbono capturado. En la figura 7.2 se mostraba la evolución reciente del precio del carbono asociado a los derechos de emisión.

De todas las metodologías descritas, en este trabajo se ha optado, para algunos casos, por igualar el óptimo privado y social a través de una subvención al precio de la madera. En otras ocasiones se ha supuesto un determinado precio por cada tonelada de carbono (10 €), pero acompañando un análisis de sensibilidad para comprobar el efecto de las oscilaciones en el precio de este *output* que, como se puede apreciar en la figura 7.2, son notables. Además, es necesario apuntar que se ha considerado la misma tasa de descuento para ambos productos. Esta circunstancia se justifica por la cercana posibilidad de que el carbono capturado se convierta en un bien con un mercado definido.

En los distintos casos estudiados se ofrecerán resultados (VAN, turno óptimo y cantidad de carbono capturado) considerando diversos óptimos. Así, por un lado se mostrará el óptimo privado, definido por aquel turno para el cual el VAN es máximo. Contrapuesto a este punto tendremos el óptimo ambiental, que se corresponde al turno para el cual la captura de carbono es máxima, correspondiendo este turno al que en términos forestales se llama turno de máxima renta en especie, o turno técnicamente óptimo, y que coincide con la edad de corta en la cual se maximiza la productividad media o crecimiento medio de la biomasa. Entre ambos óptimos se situaría el óptimo social, u óptimo que refleja las preferencias de la sociedad por ambos bienes.

Finalmente, es preciso resaltar el hecho de que la metodología empleada nos va permitir responder a una serie de preguntas. La primera sería cómo podemos integrar la captura de carbono en el proceso de decisión. Es decir, si podemos calcular una rentabilidad a la plantación incluyendo la cantidad de carbono como *output*, y cómo varía el turno óptimo al considerar ambos productos. Otra cuestión directamente relacionada consistiría en analizar las situaciones para las que se justificaría pasar de un cultivo agrícola a una plantación forestal. Por último, se considera importante, tanto desde el punto de vista privado como social, cuantificar el efecto de las vigentes ayudas de forestación de tierras agrarias. En el apartado dedicado a resultados se ofrecerán respuestas a estas cuestiones. A continuación se van a describir los casos estudiados.

7.5. Casos estudiados

Para estudiar la optimización de la producción conjunta madera-captura de carbono en diversas formas de gestión forestal aplicadas en España, se han barajado varias posibilidades y al final se han tomado en consideración diferentes casos, referentes tanto a situaciones de manejo intensivo (p./ej., las plantaciones), así como a otras situaciones asociadas a un tipo de gestión más extensiva, y caracterizadas por presentar un turno dilatado.

Plantaciones

El primer caso que se va a analizar se corresponde a uno de los ejemplos de gestión forestal más intensiva, como pueden ser las plantaciones. Dado que, como se ha apuntado anteriormente, los bosques son sumideros netos de carbono, parece sensato suponer que si se establece un mercado para los créditos asociados al carbono, esta circunstancia puede fomentar el cambio de usos agrícolas de la tierra hacia usos forestales. A la hora de plantearse este cambio de uso, un propietario se enfrenta a un proceso de decisión complejo y que muchas veces no es monocriterio (por ejemplo, maximizar el valor actual neto asociado a la inversión), sino que influyen otros objetivos, como los aspectos ambientales. A continuación se va a analizar la provisión de este bien bajo una perspectiva dual: por un lado, y desde un punto de vista privado, cómo influiría en el propietario la consideración de la captura de carbono, y por otro lado, desde el punto de vista social, cómo afectan a la provisión óptima de este bien la existencia del sistema actual de ayudas a la forestación. Para simplificar los cálculos, se obviará la cantidad de carbono fijada en los terrenos anteriormente dedicados a usos agrícolas.

Aunque no está clara la forma en que el propietario puede beneficiarse del carácter del carbono capturado (bien público en transición a bien privado), si se contabiliza el carbono capturado parece que puede aumentar sus ingresos sin alterar ninguno de los *inputs*, además de obtener otros efectos positivos como puede ser el posible incremento del precio de la tierra. En esta tesitura, el propietario pensará en cómo ajustar sus factores de producción

para obtener el máximo rendimiento a ambas producciones; en definitiva, se planteará la optimización de un proceso de optimización conjunta (carbono capturado versus madera).

Una hipótesis habitualmente empleada en este tipo de análisis es la de suponer que el propietario maximiza el ingreso derivado de la corta final. Sin embargo, hay que tener presente que en la decisión de cortar una masa forestal intervienen, en muchas ocasiones, otras variables además de las puramente financieras. En España no abundan estudios precisos sobre el comportamiento de los propietarios forestales, pero investigaciones similares realizadas en otros países (Kuuluvainen et al., 1996; Karpinnen, 1998; Kline et al., 2000) confirman la idea de que intervienen otros factores (ambientales, estéticos, edad y renta del propietario, utilización de los diversos beneficios proporcionados por la masa, etc.) en esta decisión. Incluso algunos otros autores (Stavins, 1999) apuntan otra serie de razones (restricciones debidas a la falta de liquidez, incertidumbre, otros costes y beneficios marginales de usos alternativos de la tierra) que podrían explicar las preferencias de los propietarios ante cambios del uso agrícola al forestal.

Figura 7.4. Plantación de *Populus sp.* en la provincia de Palencia (izquierda) y masa natural de *Pinus sylvestris* L. en el monte Pinar de Navafría, provincia de Segovia (derecha)



Fuente: Luis Díaz Balteiro, 2006.

Con el fin de cubrir un amplio intervalo en cuanto al turno de las especies y el tipo de subvención percibida, se han considerado tres tipos de plantaciones, en función de la longevidad del turno habitualmente empleado. En primer lugar se ha considerado una plantación de chopos (*Populus sp.*), cultivo forestal abundante en regiones como Castilla y León, donde presenta un turno medio alrededor de los 15 años (Fig. 7.4). Para el cálculo de su función de producción se ha partido de las tablas de producción existentes para uno de los clones utilizados en la Meseta Central, el clon *Populus x euroamericana* «Campeador», (González, 1986) correspondiente a una calidad de estación media (calidad III), aunque es necesario precisar que, según las tablas de producción más recientes para esta especie en la Cuenca del Duero (Bravo et al., 1995; Bravo et al., 1996), los volúmenes predichos por esta relación equivalen a la producción correspondiente a la mejor calidad de estación. En cuanto al espaciamiento y tratamientos culturales, se ha seguido la selvicultura propuesta en Fernández (1998). Básicamente, se trata de una plantación a raíz profunda, con 278 pies/ha, en la que se realizan tres podas y diversos gradeos. Con el fin de no desviar la atención del lector con un conjunto de informaciones técnicas, en la tabla 7.1 se recogen diversas características técnicas y económicas de las especies estudiadas.

Un segundo tipo de plantaciones sería el de pino insigne (*Pinus radiata* D. Don), abundante en diversas zonas del norte de España, especialmente en el País Vasco. Siguiendo los datos aportados en Chauchard (2000), se ha estimado una función de producción hasta los 40 años. A diferencia del caso anterior, se exige la realización de claras cada 5 años a partir de los 10 años. Se van a considerar las repercusiones tanto económicas como en cuanto al balance del carbono asociadas a dichas claras, que además influyen en el destino principal de la madera. Debido al cambio de manejo que parece se está introduciendo actualmente, dirigido a la consecución de maderas con destino a sierra con productos intermedios que se destinan a trituración, se ha alargado la posibilidad de ejecutar cortas finales hasta los 40 años. Otras informaciones relativas a cobros y pagos asociados a este tipo de forestación se recogen en la tabla 7.1.

El último ejemplo de forestación que se ha estudiado se corresponde a una especie de crecimiento lento, el pino albar (*Pinus sylvestris* L.), muy abundante en la mayoría de las zonas montañosas de la mitad norte de España, y que es una de las especies más emblemáticas en el ámbito forestal español. Aunque desde un punto de vista privado, y a pesar de presentar unas ayudas muy elevadas, parece complicado que únicamente contemplando los ingresos correspondientes a la madera algún particular pueda acometer de una manera rentable este tipo de forestaciones, se ha creído conveniente su inclusión por diversos motivos. En primer lugar, serían las plantaciones más afines con otros objetivos de naturaleza ambiental (biodiversidad, paisaje, etc.); por otro lado, se puede obtener una diversidad mayor de productos que en los otros ejemplos considerados y, finalmente, resulta interesante ver la relación entre ambas producciones (madera y carbono) en horizontes temporales tan dilatados. Para representar la evolución de la plantación se ha utilizado el software Silves 1.0 (Del Río, 1999; Del Río y Montero, 2001).

Este simulador permite modelizar diversos tipos de alternativas selvícolas, proporcionando los volúmenes correspondientes a cada clara, así como el volumen final. Se ha optado por una selvicultura con tres claras. Como en el resto de las forestaciones propuestas, en la tabla 7.1 se incorporan datos técnicos y económicos. Así, la tasa de descuento elegida es del 4%, es decir, tres puntos por debajo de la que se eligió para las plantaciones de chopos, lo cual parece lógico dado la diferencia de horizontes temporales entre ambos tipos de plantaciones.

Masas permanentes

El segundo caso analizado corresponde a las masas permanentes, es decir, aquellas masas forestales que no provienen de repoblaciones. Como ejemplos se han tomado dos sistemas forestales bien diferentes. Por un lado, un monte en concreto (Pinar de Navafría), monte paradigmático dentro de la gestión forestal en España en el que la especie principal es el pino albar (Fig. 7.4) y, por otro lado, un ejemplo de sistemas forestales abundantes en el centro de España, como son las masas de pino negral (*Pinus pinaster* Ait.).

Con respecto al monte Pinar de Navafría, es preciso apuntar que comenzó a ser ordenado en 1895 por el método de tramos periódicos permanentes, revisándose hasta la fecha aproximadamente una vez por decenio. El objetivo principal de la ordenación ha sido la ejecución de la posibilidad, y la obtención de una regeneración natural viable. El turno de transformación, es decir el lapso de tiempo en que se ha cortado una vez toda la masa presente en el monte al comenzar la ordenación, finaliza próximamente, en el año 2008. Este tipo de gestión, tradicionalmente empleada en nuestro país, se caracteriza por no emplear explícitamente ninguna herramienta optimizadora y por estar muy centrado en aspectos relacionados con la selvicultura, prestando poca atención a la naturaleza económica del problema. No obstante, es preciso señalar el hecho de que el manejo practicado ha asegurado hasta el momento un aprovechamiento de madera creciente en cada revisión, asegurando siempre la regeneración natural. Esta circunstancia lo convierte en un ejemplo de cómo la intervención humana puede lograr un aprovechamiento sostenible del recurso, sin poner en peligro las existencias de la masa en el futuro. En Montero et al. (2001) se describen las actuaciones selvícolas habitualmente utilizadas para esta especie en el Sistema Central.

Tabla 7.1. Datos económicos y selvícolas correspondientes a los tres tipos de plantaciones considerados

		Populus sp.	Pinus radiata	Pinus sylvestris
Coste de plantación		1.272 €/ha	1.563 €/ha	1.803 €/ha
Costes anuales		30 €/ha*año	12 €/ha*año	24 €/ha*año
Costes de las operaciones selvícolas*		1.190 €/ha	1.966 €/ha	1.194 €/ha
Ayudas a la forestación de tierras agrarias	$\left\{ \begin{array}{l} K_1 \\ P_m \\ P_c \end{array} \right.$	1.272 €/ha	1.266 €/ha	1.281 €/ha
		150 €/ha	180 €/ha	181 €/ha
		0 €/ha	166 €/ha	182 €/ha
Claras		no	sí	sí
Tasa de descuento		7%	7%	4%
Precio de la madera a la edad de corta		60-68 €/m ³	51 €/m ³	71,4-97,4 €/m ³

* Descontados al año cero.

K_1 sería la ayuda a la plantación, P_m sería la prima de mantenimiento, y P_c la prima compensatoria.

Como punto de partida para este análisis se han tomado los datos correspondientes a la 9.ª revisión de la ordenación de este monte (Prieto et al., 1991). Se ha optado por introducir un modelo de gestión basado en técnicas de optimización matemática, siguiendo el conocido como Modelo I (Díaz y Prieto, 1999), con un horizonte de planificación de 100 años, dividido en 10 periodos (la mitad del periodo de regeneración utilizado en el proyecto de ordenación), y las posibles cortas se referirán al punto medio de cada periodo (5 años). Para establecer el turno no se ha tomado una cifra fija, sino que se ha elegido un amplio abanico que va desde los 80 a los 140 años. En esta decisión han primado razones productivas y tecnológicas. Aunque para conseguir incrementar el carbono capturado en las masas se podría dilatar el turno máximo permitido, no se ha considerado esta posibilidad, debido a la mayor probabilidad de que a estas edades la masa comience a presentar síntomas de decrepitud y se desestabilice el sistema. A la hora de predecir el volumen de la masa, se han ajustado unas funciones que correlacionan la edad y el volumen, a partir de los datos proporcionados por el inventario del monte y las tablas de producción del pino albar en la Sierra de Guadarrama (Rojo y Montero, 1996). Asimismo, se ha optado por tomar una tasa de descuento real del 2%, tasa que se puede asimilar a una tasa social de descuento, proceder lógico, dado el carácter público de estos montes. En cuanto al cálculo de los precios, se ha tomado un precio base que se multiplica por un precio índice,

en función del porcentaje de madera de chapa esperado que se han calculado en Montero et al. (1992). Con todos estos datos de partida, se han definido las prescripciones correspondientes (300 en total) y se han calculado para cada una de ellas la rentabilidad privada asociada al aprovechamiento de la madera y la cantidad de carbono capturado.

El otro ejemplo de masa permanente estudiado se refiere a masas de pino negral. Los resultados que se mostrarán en este capítulo proceden de Bravo et al. (2007). Los datos necesarios para calcular la rentabilidad de estos sistemas forestales proceden del modelo desarrollado por Bravo-Oviedo *et al.* (2004), cuyo punto de partida es la información proporcionada por 92 parcelas permanentes. Este modelo estima, entre otros parámetros, el volumen de la masa según los dos regímenes selvícolas que se han simulado y para los dos tipos de manejo propuestos. Así se ha simulado un modelo de gestión tradicional, con un turno entre 80 y 100 años según la calidad de estación, y otro modelo en el que se alarga el turno, por consideraciones ambientales (esto es, aumento de la biodiversidad) y tecnológicas (obtención de madera con mayores dimensiones). Este alargamiento del turno supone que la corta se efectúa a los 128 o 149 años, dependiendo de la calidad de estación. Por otro lado se han simulado dos tipos de modelos selvícolas, es decir, dos programas diferentes de intervenciones intermedias, anteriores a la corta final, en estas masas. Dependiendo de la calidad de estación y el tipo de gestión se han fijado 3 o 4 claras. Se ha utilizado en nuestros cálculos una densidad de 0,54 t/m³ (Guindeo et al. 1997). Por último, en la tabla 7.2 se muestran las hipótesis consideradas en cuanto a ciertos parámetros necesarios para realizar la evaluación económica del carbono capturado para el caso de las masas permanentes.

Tabla 7.2. Datos económicos y selvícolas correspondientes a las masas permanentes consideradas

	<u>Pinus sylvestris</u>	<u>Pinus pinaster</u>
Coste de plantación	0 €/ha	0 €/ha
Costes anuales	23 €/ha*año	24 €/ha*año
Costes de las operaciones selvícolas*	1.194 €/ha	570 €/ha
Claras	sí	sí
Tasa de descuento	2%	3%
Precio de la madera a la edad de corta	71,4-97,4 €/m ³	30,4-44,4 €/m ³

* Descontados al año cero.

7.6. Resultados

Siguiendo el orden anteriormente mostrado, y con el fin de mejorar la claridad en la exposición, los resultados se van a dividir atendiendo a los dos casos considerados, las plantaciones y las masas permanentes.

Plantaciones

En primer lugar conviene resaltar la importancia del plazo considerado en el análisis, sobre todo para el caso del carbono capturado. A pesar de las múltiples incertidumbres que todavía rodean a este *output*, y teniendo en cuenta la duración media de este tipo de inversiones, es necesario fijar un plazo en el análisis para poder realizar ciertas comparaciones. Es decir, la pregunta sería: ¿para contabilizar el carbono capturado consideramos un solo turno, un plazo de 100 años, un plazo de 200 años...? Dado que no se tiene respuesta a esta pregunta, ya que implicaría conocer la evolución del progreso tecnológico, en el análisis se han considerado dos horizontes a largo plazo, 100 y 200 años. Al considerar más de un ciclo, el máximo carbono capturado se obtendrá en el óptimo técnico, o turno de máxima renta en especie, que por tanto fijará el óptimo ambiental de nuestro análisis. A título de ejemplo, para el caso de las choperas se demuestra que el óptimo técnico se produce normalmente en torno a los 17 años, turno que a continuación mostraremos que no es el mejor si se quiere maximizar el carbono capturado. En el caso de la forestación con el pino radiata, se obtiene el óptimo ambiental en torno a los 33 años, mientras que para el pino silvestre, el óptimo ambiental se sitúa alrededor de los 80 años.

En la tabla 7.3 se muestran los resultados asociados a la rentabilidad de estas plantaciones en ausencia de subvenciones, pero teniendo en cuenta el carbono capturado. Paralelamente, la tabla 7.4 muestra los resultados cuando sí se introducen las subvenciones habitualmente empleadas en este tipo de plantaciones. En primer lugar, nos encontramos que para el caso de los chopos el turno óptimo se produce a los 14 años (tabla 7.3), en ausencia de subvenciones a la forestación de tierras agrarias, y 15 si se consideran estas subvenciones (tabla 7.4). Este turno implica el óptimo privado, y supone una rentabilidad de 16.968 €/ha. Esta cantidad equivale, asumiendo las hipótesis anteriormente consideradas, a una renta perpetua de 1.200 €/ha cada año. Comparando el resultado financiero de situarse en el óptimo ambiental frente al privado se observa que alargar el turno hasta los 17 años supone una pérdida de rentabilidad cifrada en un 16% del valor actual neto en el caso en que no exista subvención, y un 12% si la hubiera, y con unos niveles de captura de carbono bastante similares.

En el caso del pino radiata, se observa (Tabla 7.3) que con las hipótesis admitidas, este tipo de forestaciones no es rentable con las hipótesis aquí planteadas en ausencia de subvenciones. Así, se obtiene un valor actual neto de - 881,2 €/ha con un turno de 30 años,

edad en la que se sitúa el óptimo privado. La inclusión de las subvenciones (Tabla 7.4) no influye en el turno óptimo, pero permite alcanzar un valor actual neto positivo que se estima en 2.965 €/ha. Esta cantidad equivale a una renta perpetua anual superior a los 207 €/ha. A diferencia del caso anterior, conviene subrayar la importancia que tienen los cobros procedentes de las claras, sobre todo en el caso no subvencionado. Incluso cuando se introducen las ayudas comunitarias estos cobros suponen el 16% del valor actual neto, con el evidente atractivo de que constituyen flujos de caja que se obtienen mucho antes de la corta final.

Para el pino silvestre el óptimo privado se sitúa, si no hay subvenciones a una edad de 60 años (Tabla 7.3), obteniéndose un valor actual neto de -1,275 €/ha, ligeramente más favorable que el obtenido cuando el turno se iguala al óptimo ambiental, pero todavía dista mucho de reflejar una rentabilidad positiva a la inversión asociada. A esta edad de 60 años el carbono bruto supera ligeramente las 84 t C/ha (Tabla 7.4). Por lo tanto, renunciar al 15% del valor actual neto provocaría un aumento en el carbono capturado bruto de un 37%. Este coste de oportunidad se cifra, en términos de carbono neto, en 22,5 t C/ha, es decir, un 32% más del carbono neto con respecto al que se obtiene en el óptimo privado.

Como sucedía para la otra conífera analizada, la existencia de subvenciones no altera el turno óptimo, pero provoca un incremento importante en la rentabilidad de la inversión, sobrepasando los 3.220 €/ha, con un 26% de este valor actual neto motivado por los ingresos obtenidos con las cortas intermedias. Como se puede apreciar en las tablas 7.3 y 7.4, el turno óptimo varía muy poco cuando se introduce un subsidio por cada tonelada de carbono capturada. De hecho el turno solamente se modifica muy ligeramente cuando este incentivo alcanza cifras muy elevadas (200 €/t C). Lo que sí provoca este subsidio al carbono capturado es la viabilidad financiera de este tipo de plantaciones cuando no se dispone de las subvenciones comunitarias. Cifras superiores a los 100 €/t C cambian el sentido de la decisión. En definitiva, sólo cuando nos encontramos ante umbrales muy elevados en cuanto al carbono capturado se justifica financieramente una plantación de estas características (turno largo, crecimiento lento). La inclusión de este tipo de políticas ambientales no aproxima los óptimos privado y ambiental, con independencia de que el carbono capturado se mida en términos brutos o netos.

Llegados a este punto, nos podríamos preguntar si a través de un mecanismo de compensación a los propietarios por cada tonelada de carbono capturada se podría lograr un óptimo social que acercara los óptimos anteriormente descritos. Para ambos casos considerados se ha parametrizado un precio A entre 20 y 200 € (ver Anexo 1) por cada tonelada de carbono capturado, suponiendo que el propietario maximiza el ingreso de ambas producciones utilizando la misma tasa de descuento. Los resultados muestran que el turno óptimo no varía, independientemente de que se considere el carbono bruto o el neto. Este abanico de precios no consigue elevar la captura de carbono pero a cambio proporciona importantes ingresos adicionales a los propietarios, que ven cómo el valor

actual neto se eleva hasta en un 30% si se considera el carbono bruto para el caso de las choperas, mientras que en el caso del pino el incremento es mucho mayor. Este resultado, con indudable interés desde el punto de vista del diseño de políticas de subvenciones por captura de CO₂, debe de tomarse con ciertas precauciones. En efecto, su validez se circunscribe tanto a las especies estudiadas como a los valores de las variables y de los parámetros considerados (p. ej., precios de la madera, tasa de descuento, cuantía de las subvenciones, etc).

Para el pino radiata, si se parametriza una subvención para intentar acercar ambos óptimos a través de un óptimo social, se aprecia que el turno óptimo no se modifica, tanto en el escenario no subvencionado como en el subvencionado. Esta nueva prima puede provocar, si supera un cierto umbral, que la inversión se vuelva rentable cuando se considere únicamente el carbono bruto y la ausencia de ayudas comunitarias a la forestación. En el caso del carbono bruto este punto de equilibrio se obtiene a partir de una prima de 80 €/t C. Por el contrario, si se considera el carbono neto en vez del bruto, es preciso que dicha ayuda supere los 100 €/t C. Los resultados correspondientes a cada especie y para cada prima por tonelada de carbono capturado se recogen en las tablas 7.3 y 7.4.

Si se efectúa un análisis de sensibilidad para ciertos parámetros utilizados en el modelo, se puede apreciar que los resultados varían de forma muy ligera. Por ejemplo, en el caso de la tasa de descuento utilizada se puede comprobar cómo en el caso del chopo los resultados son bastante inelásticos ante variaciones de dicha tasa. Así, para tasas de descuento entre el 4 y el 8%, el turno no se modifica y únicamente cuando asciende a un 9% el valor actual neto sin subvención máximo se alcanza a los 13 años, con lo que aumenta la distancia con respecto al óptimo ambiental. Resultados similares se obtienen para el pino radiata. En cambio, para el pino silvestre se comprueba cómo existe una mayor elasticidad con respecto a variaciones en este parámetro. Así, pequeñas reducciones en la tasa de descuento (hasta que se sitúe en el 3%) provocan que el turno correspondiente al óptimo privado se sitúe en los 75 años, cifra ésta mucho más cercana al óptimo ambiental.

Tabla 7.3. Resultados obtenidos para los tres tipos de plantaciones analizados, en ausencia de subvenciones

Precio C	Especie	VAN sin subvenciones	Turno óptimo ¹	VAN sin subv. + C bruto *	VAN sin subv. + C neto *
0 €/t	Populus sp.	16,968.4	14	16,968.4	16,968.4
	Pinus radiata	-881.2	30	-881.2	-881.2
	Pinus sylvestris	-1,275.1	60	-1,275.1	-1,275.1
25 €/t	Populus sp.	16,968.4	14	17,640.8	17,296.4
	Pinus radiata	-881.2	30	-629.9	-688.6
	Pinus sylvestris	-1,275.1	60	-877.0	-974.2
50 €/t	Populus sp.	16,968.4	14	18,313.3	17,624.4
	Pinus radiata	-881.2	30	-378.6	-496.0
	Pinus sylvestris	-1,275.1	60	-479.0	-673.3
100 €/t	Populus sp.	16,968.4	14	19,658.2	18,280.5
	Pinus radiata	-881.2	30	124.1	-110.8
	Pinus sylvestris	-1,275.1	60	317.1	-71.4
150 €/t	Populus sp.	16,968.4	14	21,003.1	18,936.6
	Pinus radiata	-881.2	30	626.8	274.4
	Pinus sylvestris	-1,275.1	60	1,113.2	530.4
200 €/t	Populus sp.	16,968.4	14	22,348.0	19,592.6
	Pinus radiata	-881.2	30	1,129.4	659.7
	Pinus sylvestris	-1,275.1	60	1,909.3	1,132.3

¹ Turno económicamente óptimo

* Carbono almacenado a la edad de corta

Tabla 7.4. Resultados obtenidos para los tres tipos de plantaciones analizados, cuando se incluyen las subvenciones en el análisis

Precio C	Especie	VAN con subvenciones	VAN con subv. + C bruto	VAN con subv. + C neto	Turno óptimo ¹	C bruto*	C neto*
0 €/t	Populus sp.	18,242.5	18,242.5	18,242.5	15	39.7	49
	Pinus radiata	2,964.8	2,964.8	2,964.8	30	105.0	68
	Pinus sylvestris	3,220.8	3,220.8	3,220.8	60	84.2	70
25 €/t	Populus sp.	18,242.5	19,086.0	18,758.0	15	39.7	49
	Pinus radiata	2,964.8	3,079.1	3,020.3	30	105.0	68
	Pinus sylvestris	3,220.8	3,618.8	3,261.8	60	84.2	70
50 €/t	Populus sp.	18,242.5	19,748.6	19,092.7	15	39.7	49
	Pinus radiata	2,964.8	3,330.4	3,213.0	30	105.0	68
	Pinus sylvestris	3,220.8	4,016.9	3,302.9	60	84.2	70
100 €/t	Populus sp.	18,242.5	21,073.9	19,762.2	15	39.7	49
	Pinus radiata	2,964.8	3,833.1	3,598.2	30	105.0	68
	Pinus sylvestris	2,881.8	4,813.0	3,385.1	60	84.2	70
150 €/t	Populus sp.	18,242.5	22,399.2	20,431.6	15	39.7	49
	Pinus radiata	2,964.8	4,335.7	3,983.4	30	105.0	68
	Pinus sylvestris	2,881.8	5,609.1	3,467.2	60	84.2	70
200 €/t	Populus sp.	18,242.5	23,724.5	21,101.0	15	39.7	49
	Pinus radiata	2,964.8	4,838.4	4,368.6	30	105.0	68
	Pinus sylvestris	2,881.8	6,405.2	3,569.5	55	66.4	76

¹ Turno económicamente óptimo

* Carbono almacenado a la edad de corta

Masas permanentes

En primer lugar, se van a mostrar los resultados sobre el modelo de programación por metas asociado a la gestión del monte Pinar de Navafría. Para ello se comienza mostrando la matriz de pagos (Tabla 7.5). Es decir, antes de aplicar el modelo multicriterio se ha intentado cuantificar el grado de conflicto existente entre las metas definidas para la gestión de este monte. A la vista de la citada tabla, es fácil deducir que existe un importante grado de conflicto entre la captura de carbono y los otros objetivos considerados. Así, la captura de carbono se reduce en más de un 40% cuando se cumple el objetivo de la igualdad de volumen en cada uno de los periodos considerados, obteniéndose resultados similares cuando se compara la solución que proporciona la captura máxima de carbono con las metas relativas al inventario final y a la condición de regulación. Por otro lado, se puede apreciar que obtener el máximo rendimiento monetario (máximo valor actual neto) implica reducir en más de la mitad la cantidad de carbono que se puede capturar en este

monte. Además, con el fin de incrementar el carácter informativo de esta matriz se han añadido dos filas: una que muestra el volumen relativo a las cortas finales obtenido cuando se optimiza en el horizonte de planificación considerado, y otra que muestra el turno promedio al que se corta la masa cuando se optimiza cada meta. Llama la atención la dualidad existente entre el carbono capturado y el volumen. Obtener la mayor cantidad de carbono capturado en el monte conlleva renunciar a la mitad de las cortas que se habrían hecho si se maximizara el volumen de madera que se corta en el monte.

Las diferentes soluciones proporcionadas por esta matriz de pagos no parecen suficientemente interesantes desde un punto de vista de la gestión forestal. En efecto, por ejemplo si maximizamos la rentabilidad financiera asociada a la madera obtenida en los próximos 100 años (horizonte de planificación elegido) obtenemos una estructura de la masa muy desequilibrada, y una captura de carbono bastante reducida. En cambio, si se elige la solución que proporciona la máxima fijación de carbono, tanto el valor actual neto como el volumen se reducen notablemente. Esto es debido a que, en este caso, en la solución existe un número notable de prescripciones que no incorporan cortas a lo largo del horizonte de actuación. Por otro lado, se puede comprobar cómo ninguno de los objetivos considerados resulta redundante. Estas circunstancias justifican que se acuda a un modelo multicriterio como la programación por metas para calcular una solución compromiso que resulte aceptable por parte del centro decisor.

Tabla 7.5. Matriz de pagos

	VAN [10^6 €]	*Igualdad flujo volumen (m^3)	*Regulación (ha)	*Inventario Final (m^3)	Carbono neto Capturado (t C)
VAN ($*10^6$ €)	35,08	26,98	25,02	28,22	25,36
*Igualdad flujo volumen (m^3)	1.051.803	0	0	43.359	589.471
*Regulación (ha)	2.133	442	0	293	3.08
*Inventario Final (m^3)	286.833	35.305	6.048	0	413.824
Carbono neto Capturado (t C)	49.887	55.365	60.761	58.585	101.470
Volumen (m^3)	1.298.536	1.018.108	966.115	1.008.948	609.812
Turno promedio	99.4	113.8	113.4	107.5	103.6

*Para las metas señaladas con un asterisco se está midiendo no el nivel de logro, sino lo que le faltaría por llegar al óptimo. Nótese que para esas tres metas el óptimo es 0.

Los modelos de programación por metas sucintamente descritos anteriormente se han aplicado al caso estudiado, y se muestran en la tabla 7.6. Ahí se muestran las soluciones obtenidas cuando se aplican los dos modelos de programación por metas, uno que produce una solución más equilibrada (*minmax*), y otro que produce una solución más eficiente (*weighted*). Estas soluciones son mucho más atractivas para un centro decisor, ya que a cambio de renunciar a un ligero porcentaje en cuanto al valor actual neto se consiguen cumplir plenamente los objetivos en cuanto a la regulación y en cuanto a la consecución de un inventario al final del horizonte de planificación igual al existente en el momento inicial. Además, la cantidad de carbono capturado es superior a la que se obtendría si se maximizara el valor actual neto y la igualdad de flujos de volumen en cada periodo casi se cumple en el modelo *weighted*. En definitiva, con este tipo de modelos se muestra cómo se puede integrar el carbono capturado en un modelo de planificación forestal estratégica, y cómo se puede cuantificar tanto monetariamente (€), como en volumen (m³), o en carbono capturado (t C) cualquier tipo de alternativa en cuanto a la gestión que se pueda plantear. Resulta importante conocer el coste de oportunidad de dejar de capturar una cantidad de carbono como consecuencia de adoptar un turno o un régimen de prescripciones determinado.

Tabla 7.6. Solución de dos modelos multicriterio planteados en el monte Pinar de Navafría

	"minmax"	"weighted"
VAN (*10 ⁶ €)	31,11	28,93
*Igualdad flujo volumen (m ³)	55.308	646.4761
*Regulación (ha)	0	0
*Inventario Final (m ³)	0	0
Carbono neto Capturado (t C)	61.700	69.146
Volumen (m ³)	1.046.223	1.033.637
Turno promedio	109.92	109.76

*Para las metas señaladas con un asterisco se está midiendo no el nivel de logro, sino lo que le faltaría por llegar al óptimo. Nótese que para esas tres metas el óptimo es 0.

"minmax" y "weighted" son dos soluciones a dos modelos de programación por metas diferentes

El otro caso analizado en cuanto a las masas permanentes es el de las masas de pino negral en la meseta castellana. En primer lugar, y con el fin de ilustrar las diferencias en cuanto al carbono capturado para los tipos de gestión planteados para esta especie, en la tabla 7.7 se muestran las diferencias en cuanto al carbono capturado, y el porcentaje del carbono asociado a la corta final. Así, se puede apreciar cómo alargar la corta final supone unas ganancias en cuanto al carbono capturado del 22,3% y del 28%, según calidad de estación. Por otro lado, como se puede comprobar a partir de los datos mostrados en la citada tabla 7.7, gran parte de esta ganancia se debe al carbono almacenado en los troncos de los árboles gracias a la posibilidad de dilatar el turno.

Tabla 7.7. Turno y carbono capturado en masas de *Pinus pinaster*, según tipos de gestión

	Índice de sitio	Turno (años)	Carbono (t C/ha)	% carbono en la corta final
15		101	129.06	75.19
		149	157.95	79.72
21		83	156.89	71.91
		128	200.87	78.06

Una vez que se ha visto la importancia que ofrece la gestión a la hora de conseguir que el stock de carbono capturado sea mayor o menor, quedaría cuantificar económicamente esta captura. En la tabla 7.8 se muestran los resultados para esta especie, según unos precios del carbono previamente definidos.

Tabla 7.8. VAN para *Pinus pinaster*, según calidad de estación y turno empleado

Calidad Estación	Turno	5€/t C		10€/t C		25€/t C		50€/t C	
		VAN Total	VAN C	VAN Total	VAN C	VAN Total	VAN C	VAN Total	VAN C
15	101	57.4	282.1	339.5	564.2	1185.8	1410.5	2596.3	2821.0
	149	-219.6	303.3	83.7	606.6	993.6	1516.5	2510.1	3033.0
21	83	939.9	293.5	1233.4	587.1	1467.7	2114.1	3581.8	2935.5
	128	437.0	329.4	766.4	658.9	1647.2	1754.7	3401.9	3294.3

Se puede apreciar cómo la influencia de la captura de carbono es muy significativa en algunos casos, y presenta una importancia menor en otros. Así, para las calidades de estación peores (15), y un precio del carbono bajo (5 €/t) la captura de carbono permite que sea rentable cuando el turno empleado es el tradicional (101 años), pero cuando el manejo implica unos turnos más dilatados (149 años), ni el aumento del valor del carbono capturado permite que la inversión sea rentable. En este caso se comprueba cómo el valor actual neto esperado del suelo, de la madera y del carbono (VAN Total) es negativo. Cuando se introduce en el análisis unas masas más productivas (calidad de estación 21) y el mismo precio para el carbono capturado, se comprueba cómo la importancia de este nuevo *output* disminuye notablemente cuando el turno es de 83 años.

Si el precio del carbono fuera superior, y analizando la calidad de estación peor se observa la gran importancia que tiene un precio del carbono alto en el valor actual neto total. Por ejemplo, al multiplicarse el precio por cinco (esto es, cuando pasa de 10 €/t a 50 €/t), el valor actual neto aumenta en mayor medida, lo que da muestra de la elasticidad positiva que presenta el precio del carbono para este tipo de masas y condiciones anteriormente explicadas. Analizando ambas calidades de estación, se puede apreciar cómo, a medida que el precio aumenta, el VAN lógicamente también sigue una pauta creciente, pero la importancia de la captura del carbono es cada vez mayor. Así, y para la calidad de estación mejor, cuando el precio es de 10 €/t y para un turno tradicional (83 años) supone cerca del 48% del valor actual neto, mientras que si el precio llega hasta los 50 €/t, la captura de carbono supone el 82% del valor actual neto. Para turnos más dilatados y precios del carbono más altos, se aprecia cómo la importancia económica de la captura del carbono es mucho mayor, pasando del 86% al 96% del valor actual neto para el mismo intervalo de precios que se ha tomado cuando el manejo incorpora turnos más cortos.

Por otro lado, como es bien sabido la tasa de descuento es uno de los parámetros que más influyen en el valor actual neto. En la tabla 7.9 se muestran las variaciones del valor actual neto ante cambios (del 2% hasta el 5%) en este parámetro a través de un análisis de sensibilidad. Se puede comprobar cómo con tasas de descuento más reducidas (2%), el valor actual neto es siempre positivo, y para la calidad de estación mejor la captura de carbono tiene una importancia menor. A medida que se incrementa la tasa de descuento se comprueba cómo para valores superiores al 3% la rentabilidad es negativa para la calidad de estación peor, incluso cuando se introduce en el análisis la captura de carbono. Por el contrario, cuando la calidad de estación es mejor, la rentabilidad es siempre positiva, con independencia de la tasa de descuento utilizada. Sin embargo, esta rentabilidad positiva para tasas de descuento del 4-5% se debe a la inclusión en el cálculo del carbono capturado.

Tabla 7.9. Análisis de sensibilidad con respecto a la tasa de descuento

Calidad Estación	Turno	2%		3%		4%		5%	
		VAN Total	VAN C	VAN Total	VAN C	VAN Total	VAN C	VAN Total	VAN C
15	101	1241.3	668.5	339.5	564.2	26.3	479.0	-93.9	410.0
	149	695.5	758.8	83.7	606.6	-81.6	497.1	-136.2	417.9
21	83	2894.6	670.7	1233.4	587.1	568.7	513.6	262.7	450.8
	128	2093.3	801.6	766.4	658.9	328.9	550.9	148.3	470.1

7.7. Discusión

Siguiendo el orden anteriormente mostrado, y con el fin de mejorar la claridad en la exposición, esta discusión se va a dividir atendiendo a los dos casos considerados, las plantaciones y las masas permanentes.

Plantaciones

Analizando los resultados presentados en las tablas 7.3 y 7.4, lo primero que llama la atención es la elevadísima rentabilidad de las plantaciones de chopos, con independencia de la existencia de subvenciones o del valor que se le quiera dar a cada tonelada de carbono fijada. Esta circunstancia se explica por la conjunción de dos factores: uno sería el aumento medio durante los últimos años, y en términos reales del precio de la madera de chopo, y el otro vendrían, dados, por los costes utilizados en el análisis, que proceden de datos de la Confederación Hidrográfica del Duero, organismo que gestiona varios miles de hectáreas en régimen de consorcios y convenios y que, lógicamente, dispone de unas economías de escala fuera del alcance de los propietarios privados. Este hecho no se debe tomar como una posible debilidad del trabajo, ya que se ha realizado un análisis de sensibilidad en relación a este parámetro, y los resultados en cuanto al turno óptimo, apenas se modifican. Además, otros estudios (Aunós et al., 2002) muestran ejemplos de choperas con rentabilidades superiores a los 10.000 €/ha para turnos de 12 años en la provincia de Huesca, considerando unos costes más elevados que en el caso aquí contemplado.

En cuanto a la prima por cada tonelada de carbono capturada, con independencia de la especie estudiada y de la forma de carbono analizada, no se observa ningún acercamiento entre ambos óptimos, sino solamente un incremento en la rentabilidad que reciben los propietarios. Lógicamente, este incremento será más importante en el caso de las coníferas, debido entre otras razones al creciente efecto del descuento cuando nos encontramos ante turnos más largos.

También conviene precisar que, con las hipótesis consideradas, una forestación sin posibilidad de ayudas comunitarias para el caso de ambos tipos de pinos sólo tendría sentido con valores bastante elevados por cada tonelada de carbono capturada (en torno a los 100 €/t C). Desde un punto de vista empírico estos umbrales son hoy en día muy elevados, ya que los incipientes mercados de carbono existentes en la actualidad no están aportando valores que superen los 40 €/t C.

Si se comparan los resultados obtenidos por las tres especies, la que captura menos carbono (bruto) es el pino silvestre si tomamos un horizonte de 100 años. De hecho esta captura es menor que la mitad de la que capturan las otras dos especies en el óptimo ambiental de cada una. No obstante, si la variable a medir es el carbono neto, la tendencia es opuesta. Así, aunque para el chopo y el pino radiata el contenido de carbono es muy similar, en el caso del pino silvestre el carbono capturado es mayor. En este caso es importante advertir de la circunstancia que el horizonte de planificación elegido no cubre el mínimo número de turnos consecutivos necesarios para que el carbono neto alcance el equilibrio entre capturas y emisiones. Como afirman algunos autores (Harmon, 2001), la escala temporal elegida en este caso es de vital importancia.

En cuanto a las claras, se ha podido comprobar que provocan un incremento en el carbono neto al permitir la obtención de escuadrías con usos que presentan una vida media más dilatada. Sin embargo, este hecho es compensado por la mayor cantidad de carbono emitida en el corto plazo. De todas formas, en general, para maximizar el carbono fijado por un cierto tipo de plantación algunos autores propugnan que se supriman las claras (Bateman y Lovett, 2000), aunque este tipo de decisiones son muchas veces inviables desde un punto de vista privado.

En resumen, con las hipótesis anteriormente introducidas, que cada tonelada de carbono fijada tenga un determinado valor monetario no modifica las decisiones de los propietarios en cuanto a un posible cambio en el uso de la tierra, salvo que el caso analizado no se corresponda especies de crecimiento rápido (choperas) y esta ayuda supere los 100 €/t C. Excepto en estos casos puntuales la consideración de este tipo de ayudas solamente provoca un aumento de la rentabilidad asociada a esta inversión. Dado que en este capítulo se ha analizado el carbono neto capturado, cabría preguntarse cómo influye en los resultados considerar el carbono bruto. En Díaz-Balteiro y Rodríguez (2006) se muestra cómo en plantaciones de eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus* Labill) la inclusión del carbono capturado supone unos incrementos muy pequeños en el valor actual neto asociado a la plantación. Por último, cabe reseñar que en ningún caso se ha considerado en estos análisis ningún coste de transacción derivados de acudir a posibles mercados de carbono. Algunos autores muestran ejemplos (Wise y Cacho, 2005) de cómo los niveles óptimos de carbono podrían no cubrir estos costes.

Masas permanentes

Actualmente, se puede afirmar que cada día resulta más complejo tomar decisiones en cuanto al manejo de los montes, debido, entre otras razones, a la demanda de usos múltiples que se está incrementando en muchas masas forestales. Este incremento en los objetivos a considerar obliga a utilizar herramientas específicas como la que se ha descrito con anterioridad. Para el caso del carbono capturado, salvo escasas excepciones (Romero et al., 1998; Campos y Caparrós, 1999; Cancelo y Díaz, 2000; Díaz-Balteiro y Romero, 2003a; Díaz-Balteiro y Romero, 2003b), se puede afirmar que todavía no se ha integrado dentro de los modelos de gestión y valoración forestal.

Los resultados recogidos en la tabla 7.6 proporcionan soluciones atractivas, que integran los objetivos tradicionalmente recogidos dentro de la ordenación de montes, junto con otro de carácter financiero (valor actual neto), y el carbono capturado. Analizando estas soluciones se aprecia que son más atractivas que las recogidas en la matriz de pagos (Tabla 7.5), ya que a costa de obtener unos flujos de volumen en cada periodo más irregulares o una reducción mínima en el valor actual neto se obtienen mejores resultados para los demás objetivos, especialmente el carbono capturado. Así, si comparamos la columna 2 de la tabla 7.6 (solución de la matriz de pagos que maximiza el valor actual neto) con la columna 2 de la tabla 7.5, se aprecia cómo con un coste de oportunidad en cuanto a la rentabilidad financiera pequeño (11%) se presenta una solución mejor en términos de igualdad de los flujos de volumen en cada periodo, regulación e inventario final, y con un incremento en el carbono capturado del 24%. La bondad de esta solución se acentúa si tenemos en cuenta que es muy raro encontrar un indicador de la rentabilidad económica de una inversión forestal dentro de los proyectos de ordenación vigentes en España, por lo que la ordenación del monte Navafría no presenta consecuentemente este tipo de resultados (Díaz y Prieto, 1999), lo que impide la comparación del valor actual neto aquí obtenido con el hipotéticamente propuesto en el citado proyecto de ordenación. Además, conviene apuntar que se ha realizado un análisis de sensibilidad con los pesos preferenciales aplicados para cada meta. Este análisis se muestra en Díaz Balteiro y Romero (2004), pero se puede comprobar cómo, con ligeras excepciones, los resultados son muy similares.

Por otro lado, desde el punto de vista de la gestión forestal, es muy interesante el conflicto existente entre la consecución de unos niveles altos en cuanto al carbono capturado y lograr unas cortas homogéneas en cada uno de los periodos considerados. Partiendo de la base de que ni las disposiciones actualmente seguidas en la ordenación de masas forestales ni los textos usualmente empleados (Madrigal, 1994) muestran cómo integrar el carbono fijado dentro del manejo forestal, la idea tradicionalmente perseguida de «monte normal» (básicamente: conseguir una regeneración natural viable, una constancia en las rentas y una estructura adecuada de las masas) choca con el objetivo de maximizar la fijación de carbono. Esta conclusión deriva únicamente del caso estudiado, pero parece que se puede dar en otras masas, siempre y cuando la ordenación presente una trayectoria dilatada.

Aspectos como la edad inicial de la masa pueden mitigar o acentuar este hecho. En resumen, nuestros resultados muestran, al igual que otros estudios (p. ej. Backeus et al., 2005), cómo la existencia de un precio para cada tonelada de carbono capturado modifica tanto el régimen óptimo de cortas como el carbono almacenado.

Además de ofrecer sucintamente una metodología que puede integrar la captura de carbono en la gestión forestal de este tipo de masas, en este capítulo también se ha mostrado cómo puede influir la consideración de este nuevo objetivo para un caso discreto (se conocen de antemano las posibles alternativas en cuanto a la gestión) cuando se analiza una especie muy común en la península Ibérica como es el pino negral, y cuando se considera la captura de carbono no sólo en los troncos, sino en la biomasa aérea.

En primer lugar, resulta importante señalar que con las alternativas de manejo que incorporan unos turnos más dilatados se captura, como es lógico, más carbono bruto, aunque conviene resaltar la importancia de la calidad de estación. En el caso estudiado, la captura es similar para alternativas de gestión que prescriben turnos más dilatados en sitios menos productivos que alternativas de manejo con turnos más cortos con calidades de estación mejores. También es importante resaltar cómo en este caso concreto los pagos asociados a la captura de carbono permiten que estas masas presenten una rentabilidad positiva para la calidad de estación peor. Además, se comprueba cómo cuando el precio de cada tonelada de carbono se eleva una mayor parte del VAN se debe al carbono capturado, pudiendo llegar a sobrepasar el 80% en turnos largos y precios superiores a los 10 €/t. Por último en Bravo et al. (2007) se comparan los resultados obtenidos con otras masas de pino albar.

7.8. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo otorgado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, bajo los proyectos de investigación SEJ2005-04392 y AGL2005-04514. Asimismo, los autores agradecen los comentarios y sugerencias aportados por un revisor anónimo.

7.9. Bibliografía

- Aunós, A., Rodríguez, F., Garasa, M. (2002), «Análisis de sensibilidad sobre la rentabilidad financiera de choperas de Huesca y Lérida». *Montes* 69: 25-32.
- Backéus, S., Wikström, P. Låmas, T. (2005), «A model for regional analysis of carbon sequestration and timber production». *Forest Ecology and Management* 216: 28-40.
- Baranzini, A., Goldemberg, J., Speck, S. (2000), «A future for carbon taxes». *Ecological Economics* 32: 395-412.
- Bateman, I. J., Lovett, A.A. (2000), «Estimating and valuing the carbon sequestered in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils in Wales». *Journal of Environmental Management* 60: 301-323.
- Binkley, C.S., Apss, M. J., Dixon, R.K., Kauppi, P.E., NilssonI, L.O. (1997), «Sequestering carbon in natural forests», en: *Economics of carbon sequestration in forestry*, Sedjo, R.A., Sampson, R.N., Wisniewski, J. eds.. CRC Press, Boca Raton, S23-S45.
- Bravo, F., Bravo-Oviedo, A., Díaz-Balteiro, L. (2007), «Carbon sequestration in Spanish Mediterranean forests under two management alternatives: A modeling approach». documento interno.
- Bravo, F., Grau, J. M., González, F. (1995), «Curvas de calidad y tablas de producción para Populus x euroamericana en la cuenca del Duero», *Montes* 44: 43-46.
- Bravo, F., Grau, J. M., González, F. (1996), «Análisis de modelos de producción para Populus x euroamericana en la cuenca del Duero», *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 5(1): 77-95.
- Bravo-Oviedo, A., del Río, M., Montero, G. (2004), «Site index curves and dynamic growth model for mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) in Spain», *Forest Ecology and Management* 201: 187-197
- Campos, P., Caparrós, A. (1999), «Análisis económico de la fijación de carbono por el pino silvestre», en: *El Calentamiento Global en España*, Hernández, F. coord., Mundi-prensa, Madrid, 141-162.
- Cancelo, M. T., Díaz, M. R. (2000), «Emisiones de CO₂ y crecimiento económico en países de la UE», en (CD ROM *Anales de Economía Aplicada*. XIV Reunión ASEPELT-España, Oviedo.
- Caparrós, A., Jacquemont, F. (2003a), «Conflicts between biodiversity and carbon sequestration programs: economic and legal implications», *Ecological Economics* 46 (1): 143-157.
- Chauchard, L. M., (2000), *Crecimiento y producción de repoblaciones de Pinus radiata D.Don en la provincia de Guipúzcoa (País Vasco)*, (tesis doctoral), E.T.S. Ingenieros de Montes Universidad Politécnica de Madrid (inédito).

Del Río M. (1999), *Régimen de claras y modelo de producción para Pinus sylvestris L. en los Sistemas Central e Ibérico*», Tesis Doctorales INIA. Forestal n.º 2. 257 pp.

Del Río M., Montero G. (2001), *Modelo de simulación de claras en masas de Pinus sylvestris L.* Monografías INIA. Forestal n.º 3. Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria.

Díaz, L. 1998. «Elección de la tasa de descuento en la gestión forestal», *Montes* 54: 49-54.

- 1999. «La captura del carbono como subrogado a la gestión sostenible de los montes. Aplicación al monte de Navafría», I Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes. Santiago de Compostela.

Díaz, L. Prieto, A. 1999. «Modelos de planificación forestal basados en la programación lineal. Aplicación al monte Pinar de Navafría (Segovia)», *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 8: 63-92.

Díaz-Balteiro, L., Rodríguez, L. C. E. 2006. «Optimal rotations on Eucalyptus plantations including carbon sequestration-A comparison of results in Brazil and Spain», *Forest Ecology and Management* 229: 247-258.

Díaz, L. Romero, C. 1995. «Rentabilidad económica de especies arbóreas de crecimiento medio y lento: algunas reflexiones de política forestal», *Revista Española de Economía Agraria* 171 (1), 85-108.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. 2001. «Forest management and carbon captured: Analytical aspects and policy implications», *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* Fuera de Serie nº 1: 153-165.

- C. 2003a. «Forest management optimisation models when carbon captured is considered: A Goal Programming Approach», *Forest Ecology and Management* 174: 447-457.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. 2003b. «Carbon captured as a new instrument in forest management: some implications», *Scientia Forestalis* 63: 13-23.

Díaz-Balteiro, L., Romero, C. 2004. *La captura de carbono y la gestión forestal*. Monografías INIA, Serie Forestal: 9, Madrid.

Durán, J. M. de Gispert, C. 2005. *La fiscalidad ambiental de la energía*. Guía técnica nº 7. Fundación Gas Natural, Barcelona.

Elzinger, S., Jeffs, C. 2000. «Economics of forests as carbon sinks: An Australian perspective», *Journal of Forest Economics* 6(3): 227-249.

Englin, J., Callaway, J. M. 1993. «Global climate change and optimal forest management», *Natural Resources Modelling* 7(3): 191-202.

- Faustmann, M. (1849), «Berechnung des Wertes welchen Waldboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen», *Allgemeine Forst und Jagd Zeitung*, 15. Reimpreso en: Faustmann, M. 1995. «Calculation of the value which forest land and immature stands possess for forestry», *Journal of Forest Economics* 1 (1): 7-44.
- Feng, H., Zhao, J., Kling, C. (2002), «The time path and implementation of carbon sequestration», *American Journal of Agricultural Economics* 84(1): 134-149.
- Fernández, A. 1998. *Guía para determinar el precio de la madera de chopo en pie. Estimación de existencias y análisis económico sobre la rentabilidad de las choperas*. Confederación Hidrográfica del Duero. Ministerio de Medio Ambiente, Valladolid.
- Gago, A., Lavandeira, X. (1999), *La Reforma Fiscal Verde*. Ediciones Mundi-prensa, Madrid.
- González, F. 1986. «Crecimiento y producción, en la Meseta Central, según calidades de estación, de plantaciones de *Populus x* euroamericana Dode (Guinier) Campeador», *Comunicaciones INIA. Serie Recursos Naturales* 44.
- Gugele, B., Strobel, B., Taylor, P., (2002), *Greenhouse gas emission trends and projections in Europe*. European Environment Agency, Environmental issue report 33, EEA, Copenhagen.
- Guindeo, A., García, L., Peraza, F., Arriaga, F., Kasner, C., Medina, G., De Palacios, P., Touza, M. 1997. *Especies de maderas para carpintería, construcción y mobiliario*, AITIM, Madrid.
- Harmon, M. E. (2001), Carbon sequestration in forests: Addressing the scale question», *Journal of Forestry* 99 (4): 24-29.
- Hartman, R. (1976), The harvesting decision when a standing forest has value», *Economic Inquiry*, 16: 52-58.
- Hoen, H. F. 1994. «The Faustmann rotation in the presence of a positive CO₂-price», en *Proceedings of the Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics*. Lindahl, M. y Helles, F. eds. Gilleleje (Dinamarca), 287-287.
- Hoen, H. F., Solberg B. 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management», *Forest Science* 40: 429-451.
- Ignizio, J. P. 1976. *Goal Programming and Extensions*. Lexington Books, Massachussets.
- Ignizio, J. P., Romero, C. (2003), Goal Programming», en *Encyclopedia of Information Systems*, Bidgoli, H. (ed.), Academic Press, vol. 2, 489-500.
- Karpinnen, H. (1998), «Values and objectives of non-industrial private forest owners in Finland», *Silva Fennica* 32(1): 43-59.

- Kline, J. D., Alig, R. J. y Johnson, R. (2000), «Forest owner incentives to protect riparian habitat», *Ecological Economics* 33: 29-43.
- Krcmar, E., Stennes, B., Van Kooten, K., Vertinsky, I. (2001), «Carbon sequestration and land management under uncertainty», *European Journal of Operational Research* 135: 616-629.
- Kuuluvainen, J., Karppinen, H. y Ovaskainen, V. 1996. «Landowner objectives and nonindustrial private timber supply», *Forest Science* 42(3): 300-309.
- Liski, J., Pussinen, A. A., Pingoud, K., Mäkipää, Karjalainen, T. 2001. «Which rotation length is favourable to carbon sequestration?», *Canadian Journal of Forest Research* 31: 2004-2013.
- Madrigal, A. (1994), *Ordenación de montes arbolados*, Colección Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Montero, G., Rojo, A., Alía, R. (1992), «Determinación del turno de *Pinus sylvestris* en el Sistema Central», *Montes*, 29: 42-48.
- Montero, G., Rojo, A., Álvarez, M. F., del Río, M. (2001), «Aspectos selvícolas y económicos de los pinares de *Pinus sylvestris* L. en el Sistema Central», *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 193: 27-55.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005), *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por parte de los bosques españoles*, Monografías Inia, Serie Forestal: 13, Madrid.
- Mutke, S., Díaz, L., Gordo, J. (2000), «Análisis comparativo de la rentabilidad comercial privada de plantaciones de *Pinus pinea* L. en tierras agrarias de la provincia de Valladolid», *Investigación Agraria: Serie Recursos y Sistemas Forestales* 9 (2): 270-303.
- Noss, R.F. (2001), «Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change», *Conservation Biology* 15(3): 578-590.
- 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).
- Prieto, A., Ferrando J., Sáez A., Bernardi P. (1991), 9.º Revisión del Proyecto de Ordenación y Plan Especial Monte n.º 198 Pinar de Navafría. ETSI Montes, Madrid.
- Rojo, A., Montero, G. (1996), *El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Romero, C. (1991), *Handbook of Critical Issues in Goal Programming*, Pergamon Press Oxford.
- (1993), *Teoría de la decisión multicriterio: Conceptos, técnicas y aplicaciones*. Alianza Universidad Textos, Madrid.

- (1997), *Economía de los recursos ambientales y naturales* (2.^a ed.) Alianza Economía, Madrid.
- Romero, C., Ríos, V., Díaz-Balteiro, L. 1998. «Optimal forest rotation age when carbon captured is considered: Theory and applications», *Journal of the Operational Research Society* 49: 121-131.
- Row, C., Phelps, R. B. (1996), «Wood carbon flows and storage after timber harvest», en *Forests and Global Change*, Volume 2: Forest Management Opportunities for Mitigating Carbon Emissions Sampson, R. N. y Hair, D. eds. American Forests, Washington, pp. 27-58.
- Sedjo, R.A. (1999), «Potential for carbon forest plantations in marginal timber forests: The case of Patagonia, Argentina. *Resource for the Future Discussion Paper* 99-27.
- Stainback, G. A., Alavalapati, R. R. 2002), «Economic analysis of slash pine forest carbon sequestration in the southern U. S.», *Journal of Forest Economics* 7(2): 105-118.
- Stavins, R. N. (1999), «The costs of carbon sequestration: A revealed-preference approach», *American Economic Review* 89(4): 994-1009.
- Van Kooten, G. C., Binkley C. S., Delcourt G. (1995), «Effect of carbon taxes and subsidies on optimal forest rotation age and supply of carbon services», *American Journal of Agricultural Economics* 77: 365-374.
- Wise, R., Cacho, O. (2005), «Tree-crop interactions and their environmental and economic implications in the presence of carbon-sequestration payments», *Environmental Modelling & Software* 20: 1139-1148.

7.10. Anexo 1

Para obtener el turno óptimo, se asimila el producto $P \bullet f(t)$ con una función de ingreso temporal $I(t)$ que representa el ingreso obtenido por la venta de madera (producto del precio P por la producción $f(t)$) a los t años. Además del coste de forestación (K), existen otros cobros y pagos que es necesario introducir en el análisis. Así, G representa los pagos anuales de explotación; Y_s serían los pagos debido a labores culturales (labores de mantenimiento, clareos, etc.) y C_l serían los flujos de caja derivados de las posibles claras efectuadas. Las posibles ayudas comunitarias se han introducido del siguiente modo: P_m representa la prima de mantenimiento que se percibe durante los primeros cinco años; P_c se corresponde a la prima compensatoria percibida durante veinte años por cambio de uso del suelo y K_l sería la subvención para los gastos de forestación. Este sería el caso más general, donde se supone que la forestación cumple los requisitos incluidos para poder percibir los tres tipos de ayudas y que estas primas se cobran de forma escalonada en el año correspondiente.

Como se ha comentado en un epígrafe anterior, para introducir el carbono en el análisis, se definirá una subvención (A €) por cada tonelada de carbono capturado por la masa. De igual forma, se aplicará un impuesto (también de A €) por cada tonelada de carbono que se emite a la atmósfera a partir de los productos obtenidos de la citada plantación. Por otro lado, C_a representaría el carbono capturado a la edad r que corresponde a una clara o a la corta final, mientras que C_e sería el carbono emitido en el momento v . Introduciendo estas componentes en el análisis anterior y maximizando el valor actual neto se obtiene la solución deseada, en la que el turno óptimo corresponde a la edad para la que dicho valor actual neto alcanza un valor máximo. Considerando una tasa de descuento con acumulación continua, e infinitos ciclos de plantación (hipótesis de Faustmann), el valor actual neto asociado es el siguiente:

$$VAN = \frac{I(t) \cdot e^{-i \cdot t} - K - G \cdot \alpha - \sum_s Y_s \cdot e^{-i \cdot s} + \sum_l C_l \cdot e^{-i \cdot l} + A \sum_r C_a \cdot e^{-ir} - A \sum_v C_e \cdot e^{-iv}}{1 - e^{-i \cdot t}}$$

$$+ K_1 + P_m \cdot \beta + P_c \cdot \gamma$$

con :

$$\alpha = \frac{e^{(-i \cdot 1)} \cdot (e^{(-i \cdot t)} - 1)}{(e^{(-i \cdot 1)} - 1)}$$

$$\beta = \frac{e^{(-i \cdot 1)} \cdot (e^{(-i \cdot 5)} - 1)}{(e^{(-i \cdot 1)} - 1)}$$

$$\gamma = \frac{e^{(-i \cdot 1)} \cdot (e^{(-i \cdot 20)} - 1)}{(e^{(-i \cdot 1)} - 1)}$$

Capítulo 8

Ciclo de vida de los productos forestales. Impacto sobre la fijación de CO₂

Iñigo Lizarralde, Miguel Broto y Francisco Rodríguez.

8.1. Introducción

La integración en la cuantificación global del carbono, de los productos de madera obtenidos en las masas forestales españolas puede tener una gran importancia para cumplir los requisitos del Protocolo de Kyoto.

Los aspectos relacionados con los productos han sido muy poco estudiados, tanto desde la investigación como desde los organismos oficiales, como el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (en adelante, IPCC) que propone que todo el carbono absorbido por los productos es emitido a la atmósfera en su primer año de vida. Esto ha provocado que no se haya tenido en cuenta la vida útil de los diferentes productos y que su inclusión en la contabilidad global sea en la actualidad prácticamente testimonial.

Figura 8.1. Fustes de sabina almacenados durante el invierno para su transformación en productos



Foto: M. Broto.

Sin embargo, en los últimos tiempos se está revirtiendo esa tendencia y comienza a estudiarse el secuestro de carbono por lo productos con mucha más profundidad, atendiendo así al estudio de la vida útil de cada producto y a los ciclos de producción y reciclaje de ellos, de manera que los sistemas de cuantificación incluyan estos ciclos.

La importancia de los productos en el balance de carbono viene justificada por dos aspectos que influyen en el balance global, tanto en el secuestro como en la menor emisión de CO₂ a la atmósfera. En primer lugar el almacenamiento de carbono en los productos, que permanece fijado durante toda su vida útil y, posteriormente, con el reciclado. En segundo lugar, la sustitución de otros materiales con elevados consumos energéticos y las emisiones asociadas en la fabricación.

8.2. Definiciones

Para un mejor entendimiento de la problemática asociada a los efectos de los productos de madera en la mitigación del cambio climático, sería conveniente definir claramente los conceptos que se irán desarrollando a lo largo del presente capítulo. Las definiciones son las establecidas en el Convenio Marco para el Cambio Climático de Naciones Unidas (UNFCCC, 2003):

Madera en rollo: la FAO la define como «madera en bruto», troncos, es decir, toda madera en su estado natural, apeada o aprovechada, que no ha sufrido ninguna transformación excepto el troceado.

Productos de madera: cualquier producto cuyo componente principal sea la madera o derivados de la madera. Podemos distinguir diferentes categorías según el punto de la cadena de transformación en que nos encontramos, productos forestales, productos primarios, productos secundarios.

Productos forestales: es madera en rollo clasificada para diferentes usos de acuerdo a sus características tecnológicas, como madera de sierra, postes, o madera de trituración. Proviene directamente de un aprovechamiento forestal, y son el inicio del proceso productivo. Sirven de referencia para la gestión forestal. Se llaman también productos intermedios.

Productos primarios: productos de madera que se obtienen de la transformación de los productos forestales y que se usan, en general, para la fabricación de los productos secundarios. Estos productos condicionan los usos finales y marcan, en primera instancia, la vida útil de la madera. Son productos primarios la tabla de carpintería de 1.^a, el tablero de partículas o la chapa de madera, por ejemplo. Es sinónimo de productos semi-elaborados o semi-producidos.

Productos secundarios: productos de madera destinados al consumidor, como puertas, muebles o envases. El tipo y la calidad determinan la vida útil. Se incluyen los que se

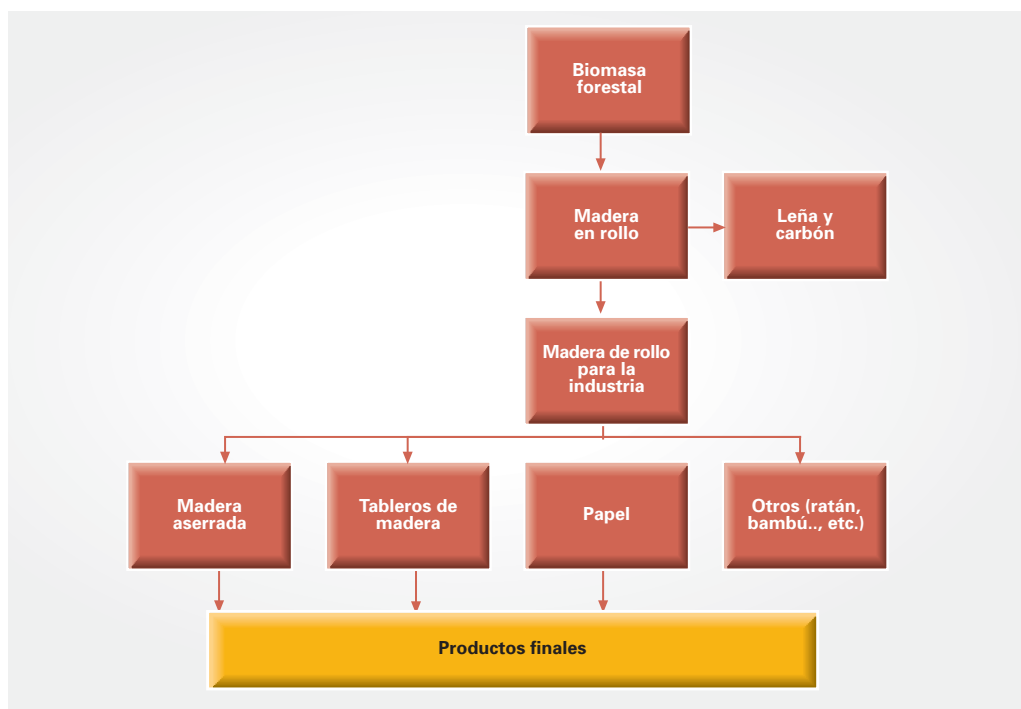
obtienen mediante el procesamiento de productos de madera reciclados. También se denominan Productos finales o *end-use products*, aunque algunos de los productos primarios son también finales, como por ejemplo los postes.

Ciclo de vida de los productos forestales: es el conjunto de transformaciones de las que es objeto desde el aprovechamiento hasta su final en depósitos de residuos sólidos o su combustión, e incluye el reciclaje y la reutilización.

Vida útil: es el periodo de tiempo en el cual un producto final está en uso. Puede expresarse de dos maneras: media-vida (*half-life*) se refiere al tiempo que transcurre hasta que la mitad del carbono contenido en el producto de madera es emitido a la atmósfera suponiendo una función de destrucción de las unidades de producto (Skog y Nicholson, 2000), mientras que vida media (*average lifetime*) es el tiempo medio durante el cual un producto está en uso. La vida media supone una función lineal de desaparición de los productos.

El flujo de productos de madera propuesto por la FAO (2000), siguiendo las definiciones anteriores, es el siguiente:

Figura 8.2. Flujo de productos de madera propuesto por la FAO (2000)

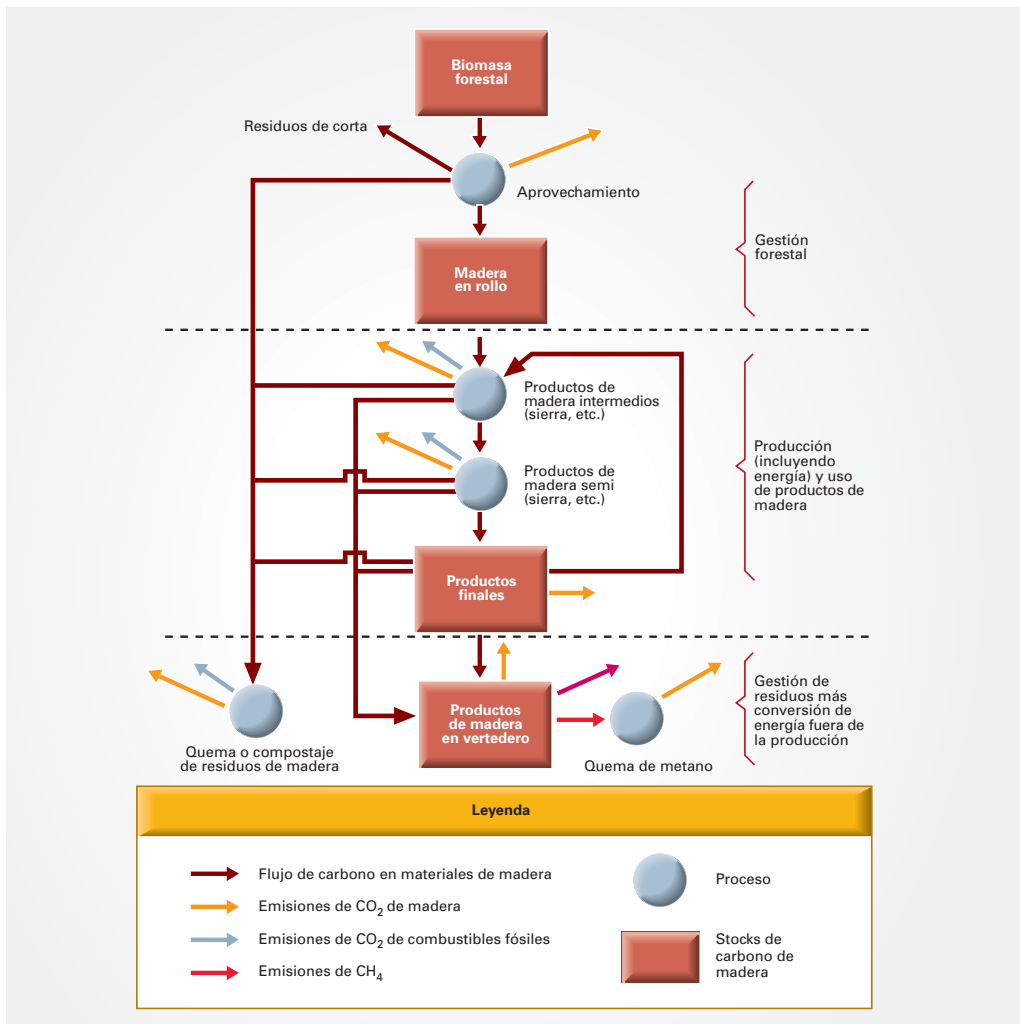


8.3. El carbono en los productos forestales

El ciclo de vida del carbono en los productos forestales

El ciclo del carbono se basa en los procesos de fotosíntesis, respiración, descomposición y combustión a través de los cuales se realiza el intercambio natural de carbono entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera.

Figura 8.3. Ciclo de vida del carbono durante los procesos de transformación de la madera



Fuente: UNFCCC, 2003 (adaptado de Pingoud, 2003).

Contabilidad de carbono en productos

El método que por defecto utiliza el IPCC para la contabilidad (Caja 8.1) del carbono secuestrado por los productos de madera simplifica el hecho de los aprovechamientos forestales como emisión cero de carbono, es decir, no contempla la vida útil de los diferentes productos y compensa el secuestro del momento del aprovechamiento con la emisión producida por el propio aprovechamiento.

A pesar de que muchos países y la Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático (UNFCCC) ya han reconocido el importante papel que pueden tener los productos de madera en la contabilidad global de carbono, no será hasta 2013, año en el que comience el siguiente periodo propuesto por Naciones Unidas, cuando se pueda incluir una contabilidad precisa del efecto mitigador del cambio climático por los productos de madera a nivel global. No obstante, actualmente los países son libres para incluir el carbono secuestrado por productos en sus inventarios. Para incluir los productos son necesarios dos pasos:

- Cuantificación: determinar cuánto carbono y durante qué tiempo queda fijado.
- Contabilidad: determinar los flujos de productos y carbono entre países y dentro del país.

La cuantificación, el paso inicial necesario para la contabilidad que tiene sólo componente técnica, se aborda en este capítulo, tanto desde el punto de vista de la fijación de los bosques como desde el consumo. La cuantificación tiene en cuenta tanto la fijación en las masas y en los productos como el consumo de materiales de madera y la sustitución de otros materiales. Así queda resuelta la cuestión y con la metodología propuesta se puede aplicar cualesquier de los sistemas de contabilidad.

La contabilidad tiene componentes técnicas y políticas, ya que intervienen las relaciones entre los países, y particularmente entre países emisores y fijadores de CO₂. Es por tanto un problema complejo que todavía no se ha definido totalmente, y que aquí no desarrollamos. La Unión Europea deberá elegir un método para todos los países miembros, probablemente de entre las diferentes tendencias ya existentes para llevar a cabo esta contabilidad (ver recuadro Sistemas de Contabilidad), aunque desde aquí proponemos una fórmula mixta:

En la producción forestal se obtiene la fijación, pero para este balance se tiene en cuenta la potencialidad de la madera para la fabricación de productos, de acuerdo con lo propuesto en este capítulo; es decir, no a todas las producciones forestales se les asigna la misma fijación de carbono, sino que ésta depende de los posibles productos que se puedan obtener. Así se favorece la gestión hacia maderas de calidad con larga vida útil y los bosques maduros, que de otra forma se tienen que considerar como de balance 0. El consumo de productos de madera se considerará como secuestro de carbono en el país de uso, (la fijación en la masa forestal se atribuye al país productor) aunque a los productos hay que descontar las

emisiones debidas al aprovechamiento y transformación, que no se cargan al país productor sino al consumidor; del mismo modo, el uso de materiales emisores debe considerarse, bien sumando al volumen de CO₂ fijado el no emitido, bien como emisiones de la fabricación de los productos en el país importador (así recae la responsabilidad de la emisión en el país más desarrollado y con mayor capacidad de inversión en tecnologías limpias). El secuestro se considerará activo durante la vida útil de los productos, siguiendo una contabilidad por ejemplo decenal que registre las entradas/emisiones de CO₂ por destrucción de productos del decenio anterior, y las salidas/fijación por el uso de nuevos productos; a cada entrada se le asigna una vida útil para esta contabilidad. Los productos de corta vida útil, como la biomasa energética, no se deben considerar en el balance; cada país debe considerar sus tasas de reutilización y reciclaje para la prolongación de la vida útil. Este sistema supone contabilizar dos veces algunas partidas, pero el objetivo final no es una contabilidad exacta sino una reducción del CO₂ atmosférico.

A continuación se muestra un ejemplo de contabilidad nacional:

Año n: Emisiones de CO₂ del país – fijación por la masas forestales de acuerdo a los productos potenciales (*) – uso de productos de madera con vida útil VUi activa (**) + productos de madera usados anteriormente con VUi caducada (***)

(*) Se puede utilizar la metodología propuesta aquí. No es necesaria gestión sostenible, ni se consideran emisiones

(**) Se puede utilizar la metodología propuesta aquí. Se deben considerar las emisiones de aprovechamiento y transformación. Es necesaria la gestión sostenible, aunque no la certificación.

(***) En la vida útil del producto i, VUi, debe considerarse la vida útil del producto en el país, incluido el reciclaje y la reutilización. Para ello son necesarios estudios específicos.

Caja 8.1. Contabilidad del stock de carbono

Las tres aproximaciones más estudiadas son las siguientes (IPCC, 2000; UNFCCC, 2003; UE, 2004; Dias et al., 2005):

a) Método de cambio en stock (*o stock-change approach*)

Este método realiza un balance de los cambios en los stocks del bosque, los aprovechamientos y la diferencia proveniente de cambios en los stocks de productos consumidos de larga duración. Además, ofrece incentivos para la gestión forestal sostenible, el uso de productos de larga duración y la bioenergía.

Es un método que favorece a los países importadores frente a los productores, ya que las emisiones de los aprovechamientos se atribuyen íntegramente al país productor y por otro lado, los países importadores pueden crear sumideros en productos de larga duración en un periodo corto de tiempo. Además, otros aspectos de este método que deben resolverse son los incentivos para importaciones de productos producidos de manera no sostenible y la sensibilidad del método a las variaciones en los niveles de importación y exportación.

En la actualidad, este método es el preferido por gran parte de los países de la Unión Europea.

b) Método de producción (*o production approach*)

Con este método, se realiza el balance de los cambios en los stocks del bosque, las emisiones producidas por leñas y productos de corta duración, residuos de producción y emisiones heredadas de la producción de productos de larga duración, pero teniendo sólo en cuenta las producciones de madera propias del país.

La mayoría de los países de la Unión Europea rechazan este método porque la contabilidad de las emisiones, sin tener en cuenta los efectos de los flujos de importación y exportación, es inconsistente con la contabilidad de dónde y cuándo ocurren las emisiones.

c) Método del flujo atmosférico (*o atmospheric flow approach*)

En este caso, el balance se realiza teniendo en cuenta los cambios de stock en el bosque, las emisiones por consumo de leñas y productos de corta duración, los residuos de producción y las emisiones heredadas de la producción de productos de larga duración. La diferencia con el método anterior es que en este caso la contabilidad se centra en el consumo, por lo que sí se tienen en cuenta las importaciones y exportaciones.

De esta manera, los países productores y exportadores con bajos niveles de consumo interno se ven favorecidos frente a los países importadores y con baja superficie forestal.

8.4. Influencia de los productos en la mitigación del cambio climático

Almacenamiento de carbono en productos

El bosque al crecer, fija carbono. La cuantificación se realiza a través de inventarios y de estimación de biomasa. Sin embargo, la información proporcionada no es completa ni trasladable a políticas o gestión forestales. Resulta evidente que no produce el mismo resultado sobre el efecto invernadero una masa que en la corta se destina a combustión que si se destina a la confección de vigas para la estructura de un museo, o si no se corta en absoluto, por poner casos extremos. Es por tanto necesario, para realizar un balance correcto, evaluar el carbono que secuestran los productos de madera, y el tiempo que permanecen. La elaboración de productos de larga duración parece una herramienta eficaz para la mitigación del cambio climático, con una efectividad de un orden de magnitud similar al crecimiento de las masas, ya que se constituye en un verdadero almacén de carbono. Los resultados permiten orientar las políticas tanto forestal, como industrial o de normativa en la edificación, además de poder evaluar la eficacia en términos de sumidero de CO₂ de las prácticas selvícolas.

Sustitución de materiales y energía

En general, la sustitución (Caja 8.2) viene definida como cualquier uso de biomasa que reduce el uso de *inputs* que no sean de biomasa. Cuando se trata de sustitución de materiales puede denominarse como sustitución indirecta. Según datos de la Unión Europea (UE, 2004) en el caso de los productos de madera, el impacto de la sustitución de materiales en la mitigación del cambio climático puede ser mayor que el producido por el propio secuestro de carbono.

La influencia sobre el cambio climático viene dada por el hecho de que producir la mayoría de los productos de madera consume menos energía fósil o eléctrica que producir otros materiales como el cemento o el acero. Estudios recientes (UE, 2004) demuestran que la producción de una cantidad de hormigón necesita alrededor del doble de la energía necesaria para producir la misma cantidad de un producto de madera, y el acero o aluminio varias decenas de veces más.

Por otro lado, además de la menor energía necesaria y, consecuentemente, la menor tasa de emisiones para su producción, muchos de los productos de madera utilizados en construcción son declarados como de larga duración, por lo que la tasa de carbono almacenada es mayor, y el coste energético de la construcción, menor.

Caja 8.2. Factor de sustitución

El factor de sustitución es un índice que marca las reducciones de emisiones de CO₂ gracias a la utilización de madera frente a otros materiales. Se describe matemáticamente de la siguiente manera:

$$S = \frac{\Delta C}{\Delta P} = \frac{\text{Incremento en emisiones}}{\text{Incremento en uso de madera}}$$

Para diferentes productos de madera, los factores de sustitución son los siguientes (datos de Finlandia y Suecia):

Madera para construcción (estructuras): entre -1.31 y -2.05

Madera para bioenergía: -0.89

Madera de trituración para papel: entre 0.13 y 0.48

*los índices negativos muestran que se reducen las emisiones al aumentar el uso de madera.

Reciclaje

Además de la larga vida útil de muchos productos de madera, el hecho de que sean materiales reciclables hace que su vida aumente en gran medida. Para cuantificar ese aumento de vida útil, se puede utilizar la ecuación propuesta por Row y Phelps (1996):

$$\text{vida útil con reciclaje} = \frac{\text{vida útil sin reciclaje}}{1 - \text{tasa de reciclaje}}$$

siendo la tasa de reciclaje la fracción de producto reutilizada para hacer un nuevo producto.

Así, si se utiliza un 20% de un producto para hacer otro nuevo, se aumenta su vida útil en un 25%, y si se utiliza un 50%, la vida útil del producto se duplicaría.

Otra posibilidad, más precisa, es el cálculo de la vida útil de un producto como la suma de la vida del producto más la del producto reciclado (Lizarralde *et al.*, 2006), usando cualquiera de los métodos para encontrar el valor representativo («*half life* o *average lifetime*»).

8.5. Clasificación de los productos de madera

Productos forestales

Se definen como productos forestales la primera división de la madera en rollo según su destino. Una de las clasificaciones más utilizadas es la siguiente (Broto et al., 2006):

Madera de chapa

La chapa decorativa, procedente de especies nobles como el roble, cerezo o nogal, y algunos pinos, como el pino silvestre, es en general el destino de mayor valor, y también el más exigente. Se compra siempre en trozas, de 2,6 a 3 metros, seleccionadas. Tienen que ser trozas rectas, de al menos 35 a 40 cm en punta delgada, con poca conicidad y sin defectos superficiales. En el pino silvestre sólo se aprovecha en chapa la albura, por lo que se exige poco duramen: el 50% del diámetro debe ser albura, lo que corresponde a tres cuartos del volumen. Sólo son aptas para chapa las trozas bajas de árboles gruesos, que por tanto han crecido los últimos años espaciados, bien formados y con poda temprana. Es una calidad muy exigente y por tanto poco abundante, pero con una vida útil larga, ya que se destina a mueble y carpintería de calidad.

Madera de sierra

La madera de sierra, aquella que se despieza con sierra de carro, no tiene exigencias muy precisas, pero sí características que proporcionan valor al fuste. Se valoran fustes rectos, sin nudos ni daños, cilíndricos. Se sierra en ocasiones a partir de 18/20 cm de diámetro, pero es a partir de 28/30 cm cuando tienen más valor. La madera de sierra produce diferentes calidades con diversos usos. Es un producto muy abundante y con múltiples usos, que van desde el embalaje y el encofrado al mueble y la madera estructural, pasando por carpintería o suelos. La vida útil también varía de corta (tablón para encofrar) a muy larga (madera estructural). 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. Así, una gestión selvícola que favorezca la madera de sierra de calidad es una estrategia efectiva para aumentar el stock de carbono. Si se combina con promoción de la madera estructural, se multiplican los efectos.

Madera de canter

La madera de canter es madera de diámetro comprendido entre 15 y 28 cm que es menos rentable serrar en sierra de carro y recibe su nombre del sistema de aserrado basado en pares de sierras circulares gemelas, aunque pueden ser múltiples y/o de cinta. El principal destino de estas maderas es el palet y embalaje, incluyendo bobinas, y en ocasiones otros

destinos, aunque el problema de estas maderas de pequeño diámetro, casi siempre procedentes de claras, es la poca edad del árbol, que implica anillos grandes y madera juvenil, por lo que la estabilidad dimensional es mucho menor. La vida útil es media.

Postes

Los postes son, en general, un subproducto de la explotación de masas adultas que permite obtener un precio superior al que le corresponde por diámetro, aunque algunas zonas están especializadas en producción de poste. Los diámetros son similares al canter, pero se exige suficiente longitud, rectitud y cilindridad, además de limitaciones en el tamaño de los nudos y ser maderas impregnables. La vida útil es larga, ya que es siempre madera tratada y se emplea en tendidos telefónicos y eléctricos.

Madera de apeas

Los pies de diámetro menor pueden utilizarse para ser torneados y tratados con productos fungicidas e insecticidas que permiten usarla en exteriores y en contacto con el suelo. Los diámetros usados son de 6 a 15 cm, y tienen que ser rectos. Son usados como apeas, para el vallado, barandillas, emparrados de frutales y viña, mobiliario urbano...,etc. La vida útil es por lo general larga.

Madera de trituración

La madera de desintegración o trituración es la menos exigente. Únicamente se pide madera sana y no excesivamente resinosa. Los destinos principales son papel, tablero aglomerado y tablero de fibras, este último el más dependiente de madera en rollo, y empieza la demanda para biomasa energética. Este producto es fundamental para la realización de las primeras claras, por lo que es necesario mantener abastecidas a las empresas para que no necesiten otras fuentes de aprovisionamiento. La madera destinada a tableros tiene una vida útil de media a larga, ya que se emplea en muebles, carpintería y estructuras, mientras que el papel o la biomasa energética son de vida corta.

Biomasa

La biomasa como combustible, está cuantificada como subproducto de fabricación; la biomasa como aprovechamiento forestal no está contabilizada como producto, ya que su vida útil es igual a la biomasa que permanece en el monte y se descompone, no contribuye al stock de CO₂, aunque tiene el efecto de sustitución de otros combustibles.

Productos primarios y secundarios. Vida útil

Los productos primarios son aquellos que se obtienen de la transformación de los productos forestales. No son en general productos finales, pero sí condicionan los productos finales que se pueden obtener, y a su vez dependen casi por completo del producto forestal aprovechado. Hay multitud de productos primarios, pero entre ellos se puede citar a modo de ejemplo la tabla de carpintería especial, el tablero de fibras de media densidad (MDF), la astilla para bioenergía, el tablón de encofrado, la chapa decorativa, los rollos torneados, la tablilla para envases, los postes, las vigas y machones., etc.

Los productos secundarios se obtienen a partir de los anteriormente descritos productos primarios. Son productos finales y son los que determinan el tiempo que permanece fijado el carbono, por lo que es necesario calcular la vida útil de estos productos, incluyendo reciclaje en otros nuevos productos. La duración del ciclo de vida es la que determina la permanencia del stock de carbono. Son productos secundarios el mueble de cocina, el parquet flotante, las ventanas, las casas de madera, los lapiceros, las estructuras de madera., etc. Los productos secundarios tienen muy diferentes vidas útiles, se han establecido de acuerdo a su composición, uso y calidad, relacionada con el producto primario del que proceden.

De entre todos los productos, los que menor vida útil tienen son las tablas utilizadas para encofrados y los palets, que suelen tener un uso de entre dos y tres años; sin embargo los palets tienen elevadas tasas de reciclaje, en su mayoría para la fabricación de tableros.

Los tableros de madera tienen numerosos destinos. Pueden ser utilizados en mueble económico con una vida útil de alrededor de 10 años, mientras que los tableros para construcción llegan hasta los 30 años y los muebles de cocina 17.

La madera en rollo tratada que habitualmente se utiliza en vallados alcanza los 30 años. Los postes se encuentran en la misma situación.

La madera de sierra de buena calidad se destina principalmente a carpintería, mueble y estructuras. Se estima que las tablas que se destinan a carpintería pueden llegar a durar 20 años, pero si las tablas son aptas para muebles de alta calidad, entonces su vida útil puede llegar a los 35 años; la chapa se coloca en muebles y carpintería de calidad, con la misma vida útil. Por último, el producto que es claramente más longevo es la madera estructural. Se ha tomado una vida útil de 50 años, si bien hay muchísimos casos en los que las estructuras de madera superan los 100 años de vida e incluso varios siglos.

Los productos forestales condicionan en un muy alto grado los productos secundarios, por lo que a partir de los productos forestales se puede calcular con gran aproximación la permanencia del stock de carbono, tal como se expone en el siguiente capítulo. Pero además pone de relieve la importancia de la gestión forestal en la estrategia de control del cambio climático, como instrumento de generación de productos forestales de calidad que

permiten la fabricación de productos de larga vida útil. Aparece como una de las herramientas fundamentales y sin embargo está poco valorada.

8.6. Metodología del cálculo de la fijación de CO₂ por los productos de madera

Las masas forestales fijan el CO₂ durante su crecimiento. La prolongación de la fijación se puede conseguir manteniendo la masa en pie, prolongando su crecimiento, o bien aprovechando la masa y fabricando productos. La primera vía es limitada, ya que el crecimiento se va ralentizando al aumentar la edad de los árboles hasta hacerse prácticamente nulo y luego morir, con la emisión rápida del carbono almacenado; la posibilidad de crecimiento mayor en nuestro país es el aumento de superficie arbolada. La corta de los árboles y su transformación en productos aumenta muy significativamente el potencial de secuestro de CO₂ de los bosques, prolongando durante la vida útil del producto la fijación. La mayor influencia se consigue con productos de larga vida útil y con elevadas tasas de reutilización. La metodología desarrollada por los autores recoge las dos vías, crecimiento y transformación en productos.

Para la contabilidad del CO₂ es también necesario el cálculo de carbono efectivamente fijado en los productos, es decir el carbono absorbido por cada país en productos, por lo que se analizará, para algunos casos, el balance desde un punto de vista del consumo.

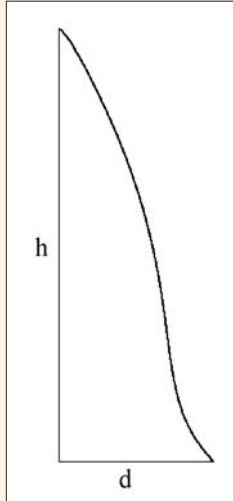
Evaluación del CO₂ fijado por el crecimiento de las masas

Utilizamos como fuente de datos el Inventario Forestal Nacional (IFN) elaborado por el Banco de Datos de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente, en su tercera edición IFN3, finalizado en 2003 para Castilla y León. El IFN se realiza cada 10 años y recoge información, en una parcela cada km², del número, diámetro y altura de los árboles, y de su crecimiento. Esta información de gran valor es suficiente como punto de partida para el cálculo del secuestro de carbono a nivel provincial o superior. Si se desean cálculos a una escala menor, se pueden usar inventarios específicos.

Procesando los datos del IFN obtenemos los datos de número de árboles, existencias (volumen y peso de madera en el tronco, ramas y raíces, y el peso de hojas) y crecimientos, para cada clase diamétrica (conjunto de árboles incluidos en un intervalo de diámetros, de 5 cm de amplitud en nuestro caso). Aplicamos los crecimientos a las existencias y los criterios de corta de la silvicultura habitual para cada especie. De este modo obtenemos los datos de los árboles apeados y de los que permanecen en el bosque. Para los árboles que se mantienen, la fijación de CO₂ corresponde al crecimiento. Para los árboles que se aprovechan, la madera del fuste (tronco) la calculamos usando las ecuaciones de perfil (Caja 8.3) desarrolladas.

Caja 8.3. Ecuaciones de perfil

El perfil del árbol es la proyección ortogonal de la forma del árbol sobre un plano paralelo al eje. Para describir el perfil del árbol se utilizan modelos matemáticos, llamados ecuaciones de perfil, que representan la reducción de diámetro a medida que se sube en altura a lo largo del tronco. Las ecuaciones permiten conocer el diámetro a cualquier altura, análogamente la altura a la que se da cualquier diámetro y lo que es más importante, conocer los diámetros entre dos alturas. El tronco se genera por revolución de la curva respecto al eje vertical, por lo que se puede conocer el volumen, tanto de todo el tronco como el volumen de los diferentes productos (sierra, trituración, apeas(etc.) definidos por su longitud de troza y su diámetro en punta delgada.



Las denominadas ecuaciones de perfil absolutas expresan directamente la disminución del diámetro con respecto al aumento en la altura, siguiendo la ecuación básica:

$$d = f(h)$$

Sin embargo, la aplicación de las ecuaciones en masas en las que las alturas son diferentes hace que sea necesario el uso de diámetros y alturas relativas

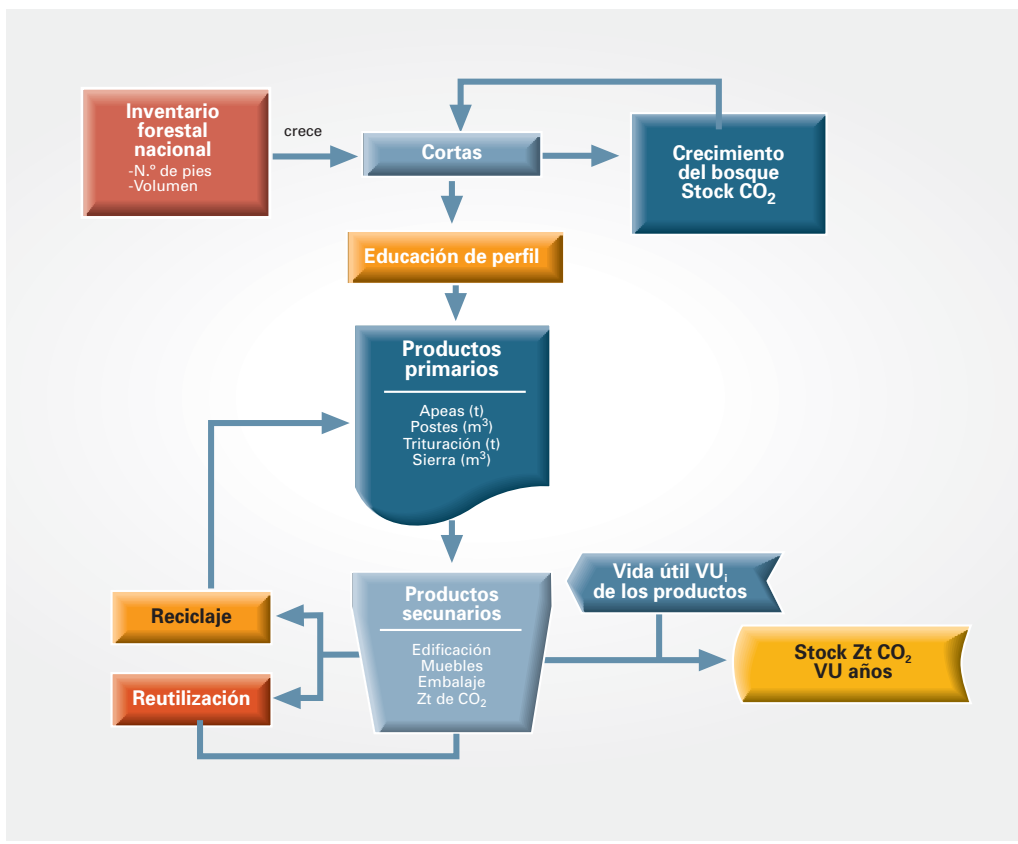
$$d/DBH = f(h/HT)$$

Las ecuaciones de perfil, además, permiten distribuir el volumen del fuste en los productos primarios ya descritos; aplicamos la densidad básica y obtenemos la materia seca (Caja 8.4). Las existencias de ramas y hojas las calculamos de acuerdo con las ecuaciones desarrolladas en el Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (Montero et al., 2005). De este modo tenemos ya el peso total de materia orgánica en pie, aplicamos el contenido de carbono de cada material y obtenemos el CO₂ fijado en los productos primarios, y de la misma manera, aplicado al crecimiento, el CO₂ fijado por los árboles de la masa, y que siguen creciendo.

Caja 8.4. Densidad de la madera

En la madera, debido a su carácter higroscópico, la densidad varía al absorber y ceder humedad del ambiente; por un lado aumenta su masa con el agua absorbida, pero a la vez también incrementa su volumen. Por tanto hay que especificar qué densidad se utiliza, y al mismo tiempo usar la adecuada para cada conversión. La densidad básica o peso seco volumétrico es el cociente entre la masa anhidra y el volumen saturado y es la que se debe emplear para convertir el volumen de madera saturada (con una humedad superior al 30%, como la procedente de aprovechamientos forestales) en materia seca, para luego obtener el carbono que la constituye. Es erróneo el uso de la densidad anhidra o de la densidad al 12%, referencia en muchas ocasiones, ya que sobrestiman el contenido de carbono.

Figura 8.4. Esquema de la metodología seguida para el cálculo del CO₂ almacenado en productos de madera



Para calcular el tiempo que permanece el carbono fuera de la atmósfera es necesario saber qué productos secundarios fabricamos. A cada uno de estos productos le asignamos una vida útil VU_i (vida media), una tasa de reutilización (usar otra vez el mismo producto) y una de reciclaje (usar para fabricar otro producto, en general tableros o papel). Para calcular la fijación de carbono de la madera cortada calculamos la vida media útil ponderada, aplicando las proporciones con que se destina a cada producto secundario:

$$VU_{sierra} = \%mueble * VUmueble + \% embalaje * VUembalaje + \dots$$

Al producto reutilizado y reciclado se le asigna una nueva vida útil que se le suma al producto inicial, para obtener la vida total del producto. Aplicamos la vida media útil a cada cantidad de producto secundario y obtenemos el carbono secuestrado en el periodo de cálculo. Repetimos el proceso en periodos sucesivos para conocer el efecto total de fijación de CO_2 en los bosques.

De acuerdo con todo lo anterior hay dos aspectos que influyen de forma importante en el efecto sumidero de los bosques, y sobre los que podemos influir: la gestión forestal y el destino de los productos primarios de transformación. La gestión forestal se ocupa de determinar las superficies que se pueden repoblar y, lo que es más interesante, las características de los árboles que crecen en los bosques, orientándolos hacia pies de calidad de los que se obtienen productos primarios de calidad aptos para muchos productos secundarios de larga vida útil (para más información ver el capítulo 4). Por otra parte, si se estimula el uso de productos de madera de gran duración, la madera se destina preferentemente a estos usos y el efecto de fijación es mayor, sobre todo si sustituye a productos que necesitan grandes emisiones de CO_2 para su fabricación, como el aluminio o el acero; la madera estructural es un buen ejemplo por lo que son útiles campañas de información, promoción y sensibilización.

Consumo de productos de madera

Hasta ahora el enfoque es desde los bosques, el efecto de los bosques sobre el secuestro de carbono. Como se ha comentado, para realizar la contabilidad es necesario tener en cuenta el consumo de productos de madera y su duración en servicio. Esta parte, desde los usuarios, desde el consumo, también resulta interesante, y tiene que ver con la elección de materiales usados para cumplir una función. Por ejemplo podemos usar ventanas de aluminio o ventanas de madera, parquet o moqueta, postes para tendido telefónico o eléctrico de acero, de hormigón o de madera. Desde el punto de vista de la fijación de carbono, la decisión puede no ser intrascendente y en este apartado vamos a evaluar su importancia, para ayudar a decidir los materiales con los que construimos nuestro futuro.

8.7. Ejemplos

Fijación de CO₂ en masas forestales. El pino silvestre en Castilla y León

El primer objetivo, tal como se ha explicado en el texto, es la cuantificación del CO₂ en las masas forestales, tanto por su crecimiento como por sus productos. Se analiza la simulación para el pino silvestre en Castilla y León. Para aplicar la metodología hay que caracterizar la masa, a través de un inventario, y describir la silvicultura que se va a aplicar, mediante un plan selvícola o tabla de producción.

Inventario: Dada la escala, Castilla y León, se utiliza el IFN3. Así obtenemos todos los árboles que hay de cada diámetro, en realidad de cada clase diamétrica, los pies cuyo diámetro está comprendido en un intervalo de 5 cm: la clase diamétrica 15 comprende todos los pies de entre 12,5 y 17,5 cm. También obtenemos la altura de los pies y el crecimiento anual para cada clase diamétrica.

Silvicultura: Se ha utilizado la tabla de producción de García-Abejón (1981). La tabla de producción indica cuántos árboles hay que cortar en cada momento. La tabla utilizada es conservadora, es decir, corta pocos árboles y mantiene muchos en pie.

Tenemos así los datos básicos, y hemos realizado los cálculos con un periodo de diez años. De acuerdo con la silvicultura, cortamos un número de árboles de cada clase diamétrica cada diez años; estos árboles los cubicamos mediante una ecuación de perfil creada para pino silvestre en Castilla y León. La integración de la ecuación de perfil nos da también el volumen de cada uno de los productos primarios (Ppi) que obtenemos. Paralelamente hemos calculado la vida útil de los productos primarios (VUp) ponderando, con su proporción, la vida útil de los productos secundarios (VUs) que se fabrican con ellos, incluyendo tasa de reciclaje (Trc) y reutilización (Trt). Aplicando la VUp a los productos obtenidos en el aprovechamiento forestal sabemos el tiempo que se mantiene el secuestro del carbono de cada producto. La diferencia entre el crecimiento total de la masa y el aprovechamiento es la fijación neta del carbono en la masa en pie. Así, cada diez años realizamos el balance de lo que permanece en la masa, de lo que continúa en los productos, por ser su vida útil mayor que el tiempo transcurrido, y restamos el CO₂ emitido por pérdida de productos. El esquema de trabajo se muestra en la figura 8.4, pero lo recogemos a continuación en forma de ecuaciones:

$$\text{Cortas} = m^3 \text{ de Pp1, } m^3 \text{ de Pp2, } m^3 \text{ de Pp3...}$$

$$\text{Vida útil} = VUp = \%s1 * VUs1 + \%s2 * VUs2 + \dots + Trt * VUs1 + \dots + Trc * VUpi$$

$$\text{Carbono en productos año 20} = \text{productos año 20} + \text{productos año 10 con } VUp > 10$$

$$\text{Carbono en la masa} = \text{crecimiento (año 10 + año 20)} - \text{productos (año 10 + año 20)}$$

$$\text{Carbono emitido por productos} = \text{productos año 10 con } VUp < 10$$

$$\text{Stock año 20} = \text{carbono en productos año 20} + \text{carbono en la masa año 20}$$

donde %S_i es la proporción de producto secundario S_i al que se destina el producto primario.

O lo que es lo mismo:

Stock año 20: crecimiento (año 10 + año 20) – carbono emitido por productos

Los resultados son los siguientes:

Tabla 8.1. Almacenamiento de carbono en productos y en crecimiento de la masa para diferentes años siguiendo las tablas de producción de García-Abejón (en toneladas de CO₂)

	Año 10	Año 20	Año 30	Año 40	Año 50
Productos	8.807.140	17.034.699	21.206.620	25.274.916	27.849.496
Crecimiento	7.170.277	7.697.777	8.145.751	8.557.277	8.974.850
Total	15.977.417	24.732.476	29.352.370	33.832.193	36.824.347

Como se puede comprobar con los resultados expuestos en la tabla anterior, el almacenamiento de CO₂ por productos de madera alcanza casi las nueve millones de toneladas en el primer decenio, además de siete millones de crecimiento de la masa. Esto significa qué siguiendo el itinerario propuesto, los productos de madera de pino silvestre en Castilla y León en un año suponen el 6% de los derechos de emisión totales de la región en ese mismo periodo de tiempo. En el capítulo 4 se exponen otros itinerarios selvícolas y se analizan las diferencias; también se analiza el caso de no cortar los bosques.

Consumo de productos de madera. Balance de CO₂

Ventanas: aluminio y PVC vs madera

Teniendo en cuenta el gran auge de la construcción en nuestro país, mostrar las diferencias existentes entre la construcción de un elemento fundamental como las ventanas con madera, aluminio o PVC se antoja clave para demostrar la importancia del uso de la madera en construcción.

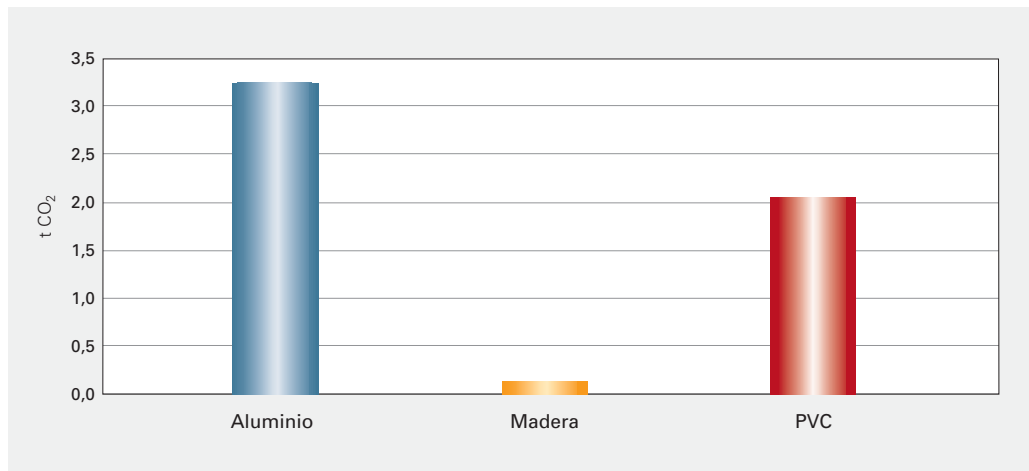
Figura 8.5. Ventana de madera. Almacenamiento de CO₂ y aislamiento



Foto: A. Sanz.

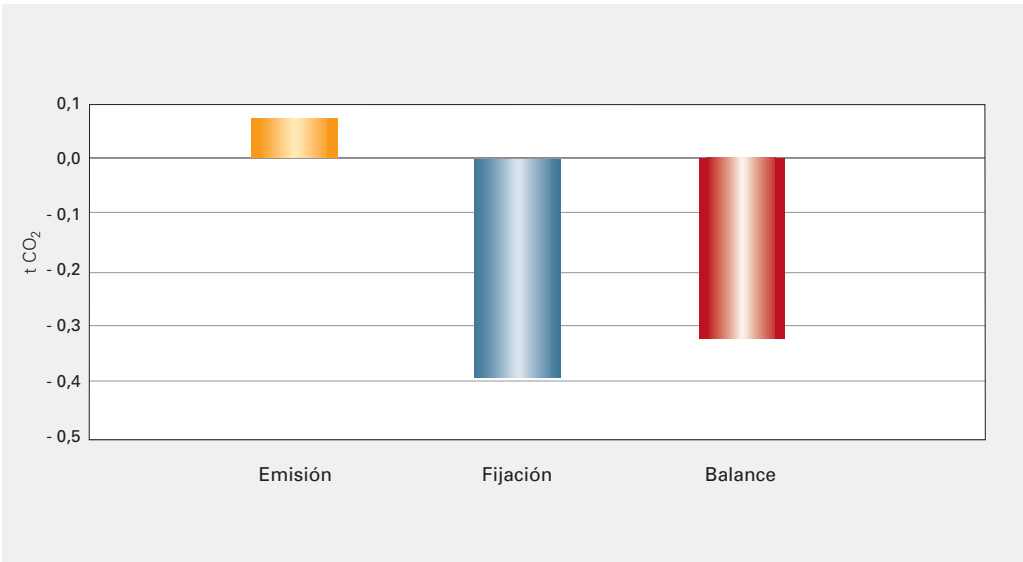
Para el ejemplo, se toma el perfil de una ventana tipo con un peso de 20 kg y sus análogas por tamaño en aluminio y PVC y se calculan 12 ventanas como la descrita en una vivienda tipo. En el siguiente gráfico se muestran las emisiones producidas por la fabricación de los perfiles en los diferentes materiales:

Figura 8.6. Emisiones de CO₂ de la fabricación de ventanas con diferentes materiales



Como se puede ver, las diferencias en la emisión son bastante considerables. En el caso de la madera, además, se debe tener en cuenta la fijación de carbono del propio producto de madera. Así, el balance de carbono en la fabricación de ventanas es el siguiente:

Figura 8.7. Balance de carbono en la fabricación de ventanas de madera



Estos datos se traducen en una importante cantidad de CO₂ absorbido gracias a la utilización de ventanas de madera frente a otros materiales. Si para una vivienda tipo el balance de CO₂ de una ventana de madera es de 0,32 t absorbidas, suponiendo que anualmente se construyen alrededor de 500.000 nuevas viviendas en España (6 millones de ventanas, una cifra muy conservadora de acuerdo con los datos de ASEFAVE, Asociación de Fabricantes de Fachadas Ligeras y Ventanas), la fijación total obtenida sería de 160.000 t al año. Si además calculamos la diferencia entre materiales, el beneficio es aún mayor. Es decir, el pasar de construir todas las viviendas de un año con ventanas de aluminio, a hacerlo con ventanas de madera, supone un ahorro en la emisión de CO₂ de más de 1.800.000 t (ver Tabla 8.2). Si tomamos esa cantidad en términos de energía, alrededor de 27.600 GWh, supone casi 1,5 veces el consumo de energía por biomasa en 2004, o un 56% del consumo de energía de biomasa esperado en 2010, según el Plan de Energías Renovables 2005-2010.

A este dato hay que sumar el efecto del mejor aislamiento de las ventanas de madera frente a las de PVC o aluminio. Actualmente el mercado ofrece ventanas con rotura de puente térmico en aluminio, pero aún en ese caso el aislamiento es mayor en las ventanas de madera. Una ventana de madera aísla aproximadamente el doble que una de aluminio con rotura de puente térmico, 67 veces más que una ventana de aluminio sin rotura del puente térmico, y del 10 al 20% más que una de PVC. En el caso de la madera, no se produce puente térmico en ningún caso.

Forjados o cubiertas

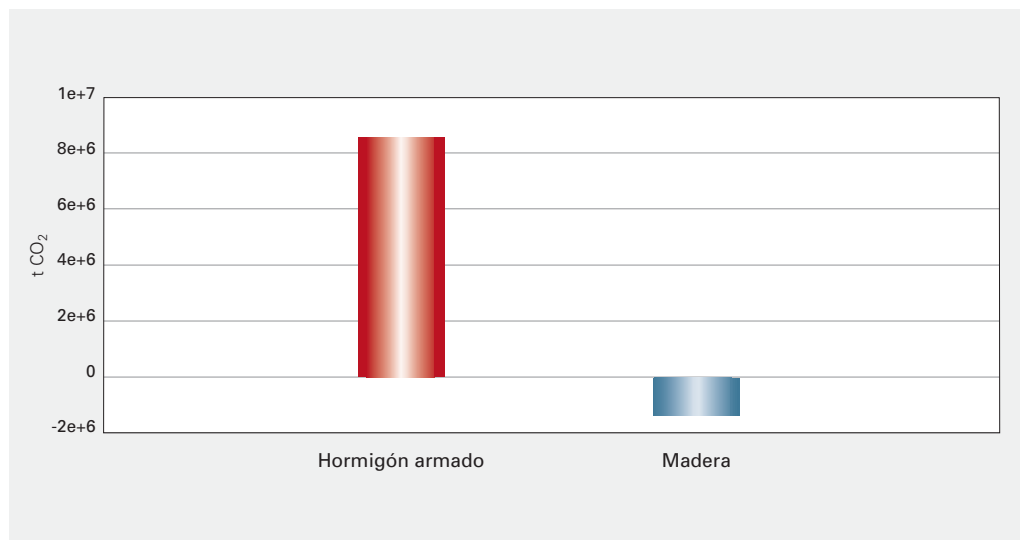
Los forjados utilizados en la construcción pueden ser de hormigón, acero o madera. Los niveles actuales de construcción hacen que las diferencias de emisión entre materiales puedan convertirse en muy importantes. En la siguiente gráfica (Fig. 8.9) se muestran las emisiones en los diferentes materiales para una cantidad estimada de 100 metros cuadrados de forjado por vivienda. Asumiendo el dato anterior de 500.000 viviendas anuales, la cantidad de forjado asciende a 50 millones de metros cuadrados anuales.

Figura 8.8. Estructura de madera en una vivienda



Foto: J. Moreno.

Figura 8.9. Emisiones de CO₂ de la fabricación de forjados con diferentes materiales



Como se puede ver, las diferencias entre la madera y el hormigón, son enormes. En términos de toneladas de CO₂, la sustitución de forjados de hormigón por forjados de madera roza los 10 millones de toneladas (Tabla 8.2). Tan sólo con esta sustitución se absorbería el 2% de los derechos de emisión totales de España, lo que da una idea de la importancia de los productos de madera en el cumplimiento del Protocolo de Kyoto. Si traducimos estos datos a la emisión producida por automóviles circulando una cantidad media de 15.000 kilómetros al año, se obtiene que la sustitución de los forjados de hormigón por madera podría absorber las emisiones producidas por más de 4,4 millones de turismos al año, lo que supone más del 20% del parque automovilístico nacional.

Postes

Por último, otro de los ejemplos claros en los que la utilización de la madera puede ser determinante para el cumplimiento del Protocolo de Kyoto son los postes telefónicos. En España, según una estimación realizada por nuestro equipo, conservadora como todas las realizadas, puede haber alrededor de 10 millones de postes, por lo que el hecho de que su fabricación sea en un material u otro es muy importante.

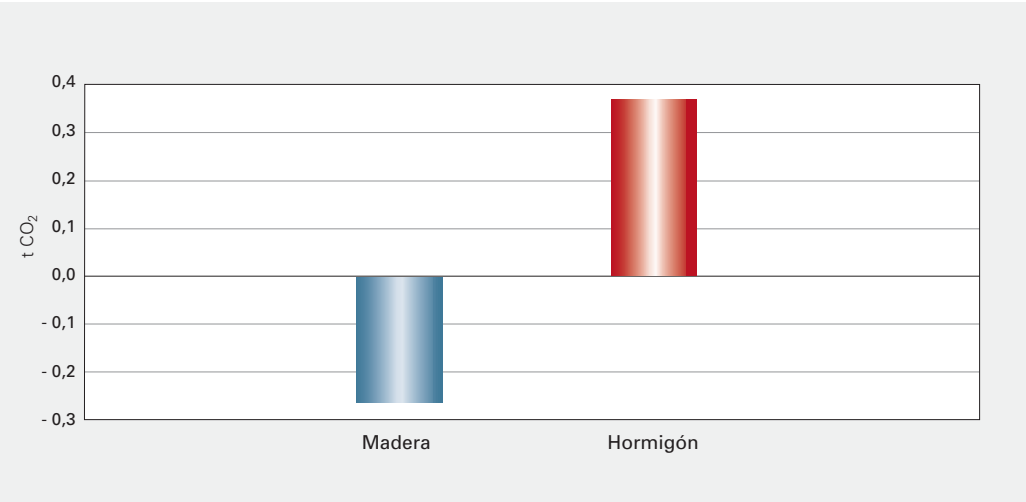
Figura 8.10. Poste de madera de los tendidos eléctrico y telefónico



Foto: I. Lizarralde.

Se han calculado las emisiones producidas por la fabricación de postes telefónicos de 10 metros de altura en hormigón armado vibrado y madera. Las diferencias de emisión por poste son las siguientes:

Figura 8.11. Balance de CO₂ de la fabricación de un poste telefónico con diferentes materiales



Como se puede observar, el balance de emisión-fijación es negativo para los postes de madera, es decir, el CO₂ que fija como producto de madera es superior a las emisiones producidas, mientras que en el hormigón, lógicamente, tan sólo existen emisiones. La diferencia entre que los 10 millones de postes de teléfono estimados en España estén contruidos con hormigón a que se construyan con madera produce un secuestro de más de 6 millones de toneladas de CO₂ (Tabla 8.2), que corresponde a un ahorro energético de cerca de 18.000 GWh. Esto supone casi el 75% del consumo de energías renovables en 2004 en España. Por otro lado, si convertimos las toneladas fijadas en kilómetros que debería recorrer un turismo para emitir esa cantidad de CO₂, se superarían los 40.000 millones de kilómetros, o lo que es lo mismo, más de 280 veces la distancia que separa la Tierra del Sol.

En los cálculos sólo se ha considerado el coste de la fabricación. En el caso de los postes y forjados, el gasto energético para el transporte y manejo de los productos de hormigón frente a los de madera es muy superior, de modo que, al considerar la obra terminada, el uso de la madera es aún más beneficioso.

En la siguiente tabla se muestran los balances de emisión-fijación de los ejemplos descritos para cantidades totales de ventanas, forjados (por viviendas construidas anualmente) y postes.

Tabla 8.2. Balances de carbono y sustituciones (en miles de t de CO₂)

		Emisión	Fijación	Balance	Sustitución*
Ventanas	Aluminio	1647,268		1647,268	-1808,120
	Madera	35,748	196,600	-160,852	
	PVC	1016,673		1016,673	-1177,525
Postes	Hormigón	3667,494		3667,494	-6325,562
	Madera	655,685	3313,752	-2658,067	
Forjados	Hormigón	8580		8580	-9880
	Madera	289	1591,289	-1300	
	Acero	2480		2480	-3780

*Sustitución es la diferencia entre el balance de un material frente a la madera.
Los balances negativos significan que se fija más carbono del que se emite.

8.8. Bibliografía

Broto, M; Pinillos, F; Lizarralde, I; Villanueva, J. L. (2006), *El pino albar (Pinus sylvestris L.) en Castilla y León: producción e industrias de la madera*, Cesefor, documento interno.

Dias, A.C.; Louro, M; Arroja, L; Capela, I. 2005. «The contribution of wood products to carbon sequestration in Portugal», *Ann. For. Sci.* 62: 903-909

FAO. (2000), *FAO Yearbook: Forest products*, FAO Forestry series No. 33, FAO Statistics series n.º 155.

García Abejón, J. L. (1981), *Tablas de producción de densidad variable para Pinus sylvestris L. en el Sistema Ibérico*, Comunicaciones INIA., Serie: Recursos Naturales, n.º 29.

Lizarralde, I; Broto, M.; Bravo, F. (2006), *Using taper equations to assess carbon sequestration on wood products. A study case: Scots pine in "Pinar Grande" forest (Soria, Spain)*. En actas de Managing Forest Ecosystems: the Challenges of Climate Change. 3-7 Abril. Palencia.

Montero, G; Ruíz-Peinado, R; Muñoz, M. (2005), *Producción de biomásas y fijación de CO₂ por los bosques españoles*, monografías INIA: serie Forestal, n.º 13.

Pingoud, K. (2003), *Harvested wood products: considerations on issues related to estimation, reporting and accounting of greenhouse gases*, Final report delivered to the UNFCCC secretariat.

Row, C. Phelps, R. B. (1996), «Wood and carbon flow and storage after timber harvest», en: Sampson and HAIR (Eds). *Forest and global change*, vol 2: Forest management opportunities for mitigating carbon emissions. American Forests, Washington DC.

Skog, K. E. Nicholson, G. A. (2000), «Carbon sequestration in wood and paper products», en Joyce, L. A. Birdsey, R. (eds.), *The impact of climate change on America's forests: a technical document supporting the 2000 USDA Forest Service RPA Assessment*, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-59, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, 79-88.

IPCC, [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2000), *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. IPCC Technical Support Unit, Hayama, Japan.

UE, (2004), Enterprise DG Unit E.4. comprehensive report 2002-2003 regarding the role of forest products for climate change mitigation. Publicado en internet, disponible en: http://ec.europa.eu/enterprise/forest_based/cmmreport.pdf

UNFCCC, [United Nations Framework Convention on Climate Change] (2003), *Estimation, reporting and accounting of harvested wood products*. United Nations Framework Convention on Climate Change. Technical paper FCCC/TP/2003/7.

Capítulo 9

Impacto de la planificación forestal sobre la fijación de CO₂

Felipe Bravo, Miguel Segur y Olga Moro.

9.1. Introducción

El aumento de la preocupación por la conservación y la gestión de los recursos naturales ha tenido reflejo en las actividades de gobiernos de todos los rincones del mundo. Así, en la Conferencia de Naciones Unidas celebrada en Río de Janeiro en el año 1992, se definió como criterio general la necesidad de incorporar medidas de gestión sostenible para la explotación de los bosques que aseguren a la vez el aprovechamiento racional de los recursos naturales y la persistencia, en el tiempo, de los valores ambientales, como la diversidad de especies y de ecosistemas. Este proceso tuvo gran repercusión tanto en el ámbito mundial en la reunión de Johannesburgo (2002) también conocida como RIO+10 como en el europeo donde ha habido diversas reuniones y conferencias para definir el concepto de sostenibilidad en los bosques. Estas reuniones europeas reciben el nombre de las ciudades sede; así, en las reuniones de diferentes países participantes se han llegado a sucesivos acuerdos para promover la cooperación en el campo de la protección forestal y la gestión sostenible de los bosques (*www.min-conf.net* y *www.mcpfe.org*).

El concepto de sostenibilidad es hoy aceptado en todos los ámbitos de gestión forestal y no se discute su aplicación. Sin embargo, cuando se trata de detallar en qué consiste la sostenibilidad comienzan a aparecer los desacuerdos. Tal y como ya expusimos en el capítulo primero, se pueden sistematizar los diferentes puntos de vista sobre gestión forestal sostenible de la siguiente forma (1) las prácticas tradicionales han demostrado ser sostenibles, (2) se requieren procedimientos apropiados que aseguren que las prácticas de gestión son sostenibles, (3) los sistemas de gestión forestal se deben aproximar a las sostenibilidad, (4) autoregulación por el productor o industria forestal y (5) seguimiento y certificación de la gestión forestal por una tercera parte (los procedimientos de certificación FSC y PEFC son ejemplos de este tipo).

Además de estas diferencias de enfoque, que se está decantando, por la fuerza de los hechos, hacia el seguimiento y certificación forestal por una tercera parte, es preciso tener en cuenta que, el cambio, climático está induciendo altas dosis de incertidumbre en la gestión forestal. Lo que hoy es adecuado y sostenible puede no serlo en el futuro por un cambio climático que actualmente no podemos precisar totalmente. Es decir que, aunque es una certeza el cambio climático, su impacto a nivel local, en cada bosque, es bastante impredecible y

por tanto existe incertidumbre acerca de cuáles serán las mejores estrategias de gestión en cada lugar para cada uno de los objetivos de gestión forestal que podemos proponer.

Tomando como referencia este marco de alta incertidumbre sobre las estrategias de gestión forestal, de entre todas las ideas que han surgido en torno al concepto de sostenibilidad se pueden resaltar tres por su impacto y su proyección futura sobre la selvicultura: certificación forestal, red de bosques modelo y manejo adaptativo. A continuación, vamos a desarrollar estos tres conceptos y su posible impacto sobre la mitigación del cambio climático y sobre la adaptación de los bosques y la selvicultura a dicho proceso.

9.2. Certificación forestal

La certificación forestal es un proceso voluntario que persigue mejorar la gestión forestal de los montes y el acceso al mercado de madera con garantía de sostenibilidad.

Este proceso revisa la gestión de los productos forestales desde el monte hasta la última transformación industrial, cuidando que:

- La gestión de la superficie forestal en cuestión cumpla con los criterios de sostenibilidad.
- Se garantice que la madera certificada que entra en la industria siga un proceso lógico y claro, que mantenga los valores ambientales ya generados, conocido como *cadena de custodia*.
- El consumidor recibe el producto con una etiqueta que garantiza su procedencia de un bosque explotado de manera sostenible.

Una de las conclusiones de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo celebrada en Río en el año 1992, aceptada unánimemente por los más de 170 países asistentes, es que los bienes naturales deben considerarse un legado que heredamos de nuestros padres y que, como tal, debemos perpetuar para nuestros hijos. De esta forma renace el concepto de *sostenibilidad*.

Bajo esta idea, fruto de sucesivas conferencias y reuniones, se definen unos patrones internacionales de Gestión Forestal Sostenible (GFS), directrices que aseguran la perdurabilidad de los diferentes ecosistemas forestales. En tan solo diez años se han creado varios sistemas que de una forma u otra adaptan dichos patrones de GFS. De todos ellos, dos se han instalado con fuerza en nuestro territorio; PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes o Programa para el Reconocimiento de Sistemas de Certificación Forestal) y FSC (Forest Stewardship Council o Consejo de Administración Forestal). En el capítulo uno se muestran las características fundamentales de otros procesos análogos.

El hecho de certificar que se está desarrollando una GFS supone hacer público que se trabaja de acuerdo a esos patrones internacionales y que, por lo tanto, el monte y su entorno perdurará. Este proceso es voluntario y lo supervisa una tercera parte independiente (entidad auditora), quien emite un certificado o declaración escrita. Actualmente existen más de 100 millones de hectáreas certificadas en todo el mundo, que poco a poco van copando los mercados de la madera.

De esta forma, tal y como se recoge en la Estrategia Forestal Española, un producto etiquetado con un sello de certificación permite diferenciar aquellos que proceden de montes gestionados atendiendo a criterios ecológicos, económicos y sociales.

El sistema PEFC

En 1998 surge PEFC (Fig. 9.1) como una iniciativa voluntaria del sector privado forestal, basada en los criterios e indicadores emanados de las conferencias interministeriales de Helsinki (1993) y Lisboa (1998) para la protección de los bosques de Europa. PEFC ofrece un marco para el establecimiento de sistemas nacionales de certificación comparables y su mutuo reconocimiento paneuropeo (www.pefc.es).

Estos criterios paneuropeos, que a su vez están formados por indicadores (34 en total), son:

1. Mantenimiento y desarrollo de los recursos forestales y de su contribución a los ciclos globales del carbono.
2. Mantenimiento de la vitalidad y salud de las plantaciones forestales.
3. Mantenimiento y revalorización de las funciones productivas de los bosques.
4. Mantenimiento, conservación y desarrollo de la diversidad biológica.
5. Mantenimiento y desarrollo apropiado de las funciones de protección en el sector forestal.
6. Mantenimiento de las demás funciones y condiciones socioeconómicas que brinda el bosque al conjunto de la sociedad.

El desarrollo y adaptación a los montes españoles de dichos criterios e indicadores europeos corresponde a la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR). Dicho trabajo generó el siguiente grupo de normas: UNE 162001 Vocabulario, terminología y definiciones; UNE 162002-1 parte 1: Criterios e indicadores genéricos; UNE 162002-2 parte 2: Criterios e indicadores complementarios para evaluación a escala regional; UNE 162003 Criterios de cualificación de auditores forestales; UNE 162004 Criterios de cualificación de las entidades de certificación.

Figura 9.1. Logotipos de los dos sistemas de certificación más ampliamente utilizados en Europa



Existen tres niveles de aplicación de la certificación forestal PEFC:

- **Certificación individual:** Es aquella que solicita un gestor/propietario individual para las superficies forestales que gestiona.
- **Certificación de grupo:** Aquella en la que el objeto de certificación es la superficie forestal formada por el territorio configurado por una agrupación de gestores forestales, adscrita a la entidad solicitante de grupo. Este nivel presenta beneficios económicos notables, así como las ventajas que toda asociación puede llevar consigo, como una mejor promoción de sus productos.
- **Certificación regional:** Aquella en la que es objeto de certificación la superficie forestal adscrita a la entidad solicitante regional. Los gestores forestales participan y se comprometen, de forma voluntaria, al cumplimiento de los requisitos de la certificación. A este nivel de certificación, los pequeños propietarios participan en una certificación más flexible y de más fácil aplicación, ya que gran parte de los indicadores de gestión forestal sostenible se responden a «nivel regional».

Para asegurar que el producto final está certificado, todas las etapas intermedias (procesado, 1.^a y 2.^a transformación, distribución y venta) tienen que verificar lo que se conoce como “cadena de custodia”, (*Chain of custody*), esto es, un sistema que garantice la trazabilidad de los productos finales de forma que podamos asegurar que proceden de un bosque bien gestionado, según los criterios paneuropeos (Fig. 9.2).

En octubre de 2006, la superficie certificada por el sistema PEFC a nivel mundial es 191.548.982 ha, y cuenta con 2.806 cadenas de custodia. (*Fuente: www.pefc.org*).

Figura 9.2. Esquema de cadena de custodia



Certificación forestal FSC

El FSC (Fig. 9.1) es una organización independiente, no gubernamental, internacional y sin ánimo de lucro, creada en 1993 con el objetivo de promover una gestión forestal ambientalmente responsable, socialmente beneficiosa y económicamente viable en los bosques de todo el mundo. La certificación de gestión forestal es el proceso de evaluación por el que se determina si un monte o grupo de montes (unidad de gestión forestal) se gestiona de acuerdo a las normas establecidas por el FSC. (www.fsc-spain.org)

Los estándares internacionales del FSC establecen los requisitos mínimos que debe cumplir una unidad de gestión forestal para poder ser certificada por el FSC. Fueron diseñados y acordados por los miembros del FSC en 1994, después de varios años de trabajo, pruebas de campo y consultas con interesados en el sector forestal de más de 25 países. En 1996, con la ratificación del principio 10, relativo a plantaciones forestales quedaban constituidos los diez principios generales y sus correspondientes 56 Criterios del FSC sobre gestión forestal.

Estos principios son los siguientes:

1. Observación de las leyes y los principios del fsc.
2. Derechos y responsabilidades de tenencia y uso.
3. Derechos de los pueblos indígenas (no desarrollado para España).
4. Relaciones comunales y derechos de los trabajadores.

5. Beneficios del bosque.
6. Impacto ambiental.
7. Plan de manejo.
8. Monitoreo y evaluación.
9. Mantenimiento de bosques con alto valor de conservación.
10. Plantaciones.

Los niveles de certificación de FSC son:

- Certificación individual.
- Certificación en grupo: permite a las organizaciones forestales organizarse de forma colectiva para obtener la certificación, de forma que se reduzcan los costes de implantación y evaluación de la certificación, y permitiendo mayores oportunidades de acceso a nuevos mercados al cooperar entre los miembros y ofrecer volúmenes mayores.
- Certificación para bosques manejados a pequeña escala y de baja intensidad (iniciativa SLIMF's «Small and Low Intensive Manage Forests»): este nivel de certificación surge como apoyo a aquellos propietarios o gestores, que cumplan estas características: para ser considerados «pequeños» su superficie será menor de 100 ha, y para ser considerados de baja intensidad el aprovechamiento anual del monte tiene que ser menor del 20% del crecimiento medio anual y el volumen total anual extraído debe ser menor de 5000 m³, de forma que sea un sistema de evaluación más flexible con unos estándares más sencillos y de más fácil aplicación, reduciendo directamente los costes de certificación.

Una vez que el monte ha sido certificado bajo los principios y criterios del sistema FSC, es necesario realizar un seguimiento de los productos (maderables o no) que de él se extraen, hasta llegar al producto acabado, pasando por toda la «cadena» de transformación. Este seguimiento es lo que hemos llamado cadena de custodia. Todas las empresas («eslabones») que participan en la cadena de transformación del producto deben ser certificadas, al igual que el anterior sistema de certificación.

En octubre de 2006, la superficie certificada por el sistema FSC a nivel mundial es 79.278.584 ha, y cuenta con 4.945 cadenas de custodia. (*Fuente: www.fsc.org*).

¿Cómo puedo certificar la gestión forestal que desarrollo?

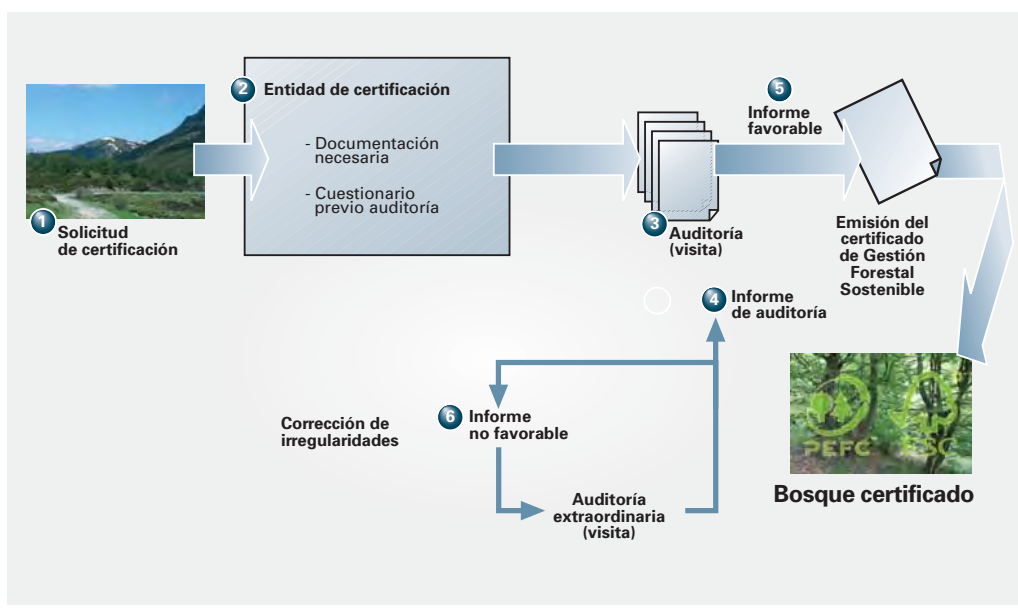
Certificación forestal

Un monte o unidad de gestión que desee iniciar un proceso de certificación forestal, debe contactar con las entidades de certificación que operan en España para cada uno de los sistemas de certificación. Cuando el solicitante considere que está preparado para la auditoría, contactará con la entidad de certificación mediante una solicitud formal, donde

le será requerida la documentación relativa a la superficie a certificar y un cuestionario previo de auditoría para que los auditores comiencen a familiarizarse con el monte. Una vez estudiada la documentación previa, se establecerá un calendario donde los auditores realizarán como tal la auditoría. Esta auditoría consta de dos partes (Fig. 9.3), una auditoría documental, donde se comprobará el cumplimiento «sobre el papel» de los criterios de certificación, y una auditoría «de campo» donde se realizarán entrevistas con los agentes implicados directamente en la gestión del monte, así como la visita al monte o grupo de montes. Esta auditoría se hace por muestreo, y es el equipo auditor quien decide que montes o documentación relativa a aspectos de la gestión del monte desea consultar.

Una vez terminado dicho proceso, el equipo auditor emitirá un informe de auditoría donde se presentarán los posibles incumplimientos de los estándares de referencia (norma UNE en el caso de PEFC, estándares internacionales en el caso de FSC), oportunidades de mejora y observaciones detectadas tanto en la documentación como en la visita de campo. Así, el «auditado» tiene la opción de presentar un plan de acciones correctoras donde explicará las medidas a adoptar para corregir dichas desviaciones. Una vez presentado este plan y aprobado por el equipo auditor, se procederá a la emisión del certificado.

Figura 9.3. Proceso de certificación forestal



Cadena de custodia

El proceso de certificación de la cadena de custodia, es análogo al de certificación forestal, sólo que, en lugar de montes, tenemos empresas o un grupo de empresas. Así, la empresa o el grupo de empresas contacta con las entidades de certificación y envía una solicitud formal que dará comienzo al proceso. Una vez examinada la documentación previa, el equipo auditor propondrá un calendario de auditorías donde se establece la parte correspondiente a la “auditoría documental” y la parte correspondiente a la “auditoría de campo” que en este caso consistirá en una visita a las instalaciones de dicha empresa donde se comprobará el aseguramiento de la trazabilidad de los productos de madera procedente de bosques certificados.

Una vez concluida la visita, se procederá a la emisión del informe, dónde si existe algún incumplimiento de los estándares de cadena de custodia, se ofrecerá la oportunidad de presentar un plan de acciones correctoras que una vez aprobado, dará lugar a la emisión del certificado correspondiente.

Ventajas de la certificación forestal

- Asegurar, mediante una tercera parte independientes que los aprovechamientos forestales se realizan de forma correcta, ya que, a pesar de que en España los controles de la Administración Forestal son muy rigurosos, muchas veces los consumidores no lo perciben.
- Promueve la conservación y mejora de las masas forestales, integrando aspectos ecológicos, económicos y sociales y potencia la multifuncionalidad del monte.
- Fortalece y mejora de la imagen positiva del bosque y de la madera como materia prima renovable y de los productos forestales como producto ecológico frente a otros sustitutivos (cemento, acero).
- Mejora de la gestión y compromiso de mejora continua.
- Contribución a mejorar la imagen conjunta del sector forestal y a vertebrar y dar a conocer el sector.
- La certificación forestal implica a la sociedad en la gestión forestal sostenible, en el desarrollo sostenible y en el consumo responsable.
- Demanda del sector industrial.
- Voluntariamente, los propietarios asumen unos compromisos.
- Valorar económicamente las externalidades de los montes.

En definitiva, se ha creado un instrumento para poder ajustar nuestra gestión a lo que la sociedad demanda; que la explotación de los montes sea sostenible, buscando un equilibrio entre valores ambientales, sociales y económicos, y así tranquilizar la conciencia ambiental del consumidor final de madera, quien tarde o temprano y sin lugar a dudas entenderá como moneda de cambio justa pagar más por un producto «amistoso con el medio ambiente».

9.3. Bosques modelo

El concepto de bosque modelo fue usado por primera vez por el Gobierno de Canadá en 1991, en referencia a un programa innovador lanzado para desarrollar asociaciones de base amplia que permitieran llevar a la práctica las políticas de gestión forestal sostenible en grandes áreas forestales, de modo que cada una de ellas se convirtiera en un «modelo» del que se pudieran extraer conclusiones sobre ese concepto.

Este enfoque atrajo la atención mundial en la Conferencia de Naciones Unidas sobre Ambiente y Desarrollo (Cumbre de la Tierra) de 1992, en la que Canadá se comprometió a proporcionar oportunidades para la internacionalización del programa. Era un enfoque innovador, práctico y factible, que se adelantaba a su tiempo. Los bosques modelo son únicos por varias razones: por el alcance y flexibilidad del enfoque, por la escala a la que operan, la amplitud de su base de asociados, por el nivel de las políticas a influenciar y por la importancia que asignan al trabajo en red en todos los niveles.

Un bosque modelo se define por las siguientes características:

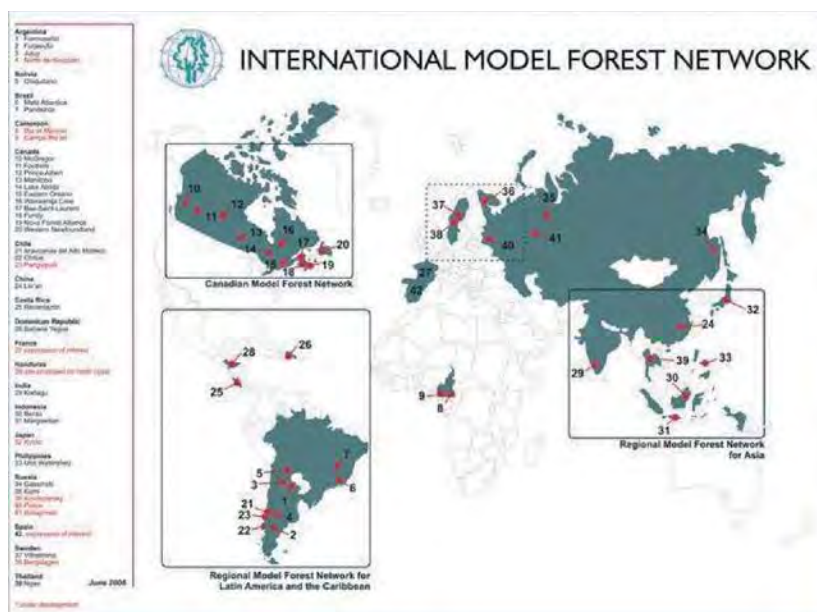
- Es una alianza voluntaria, amplia e incluyente: típicamente, participan en un Bosque Modelo tanto la administración forestal competente y los propietarios forestales incluidos en su área de influencia, como centros de investigación (Universidades), empresas y asociaciones sectoriales.
- Se define alrededor del compromiso con la gestión forestal sostenible: los bosques modelo suelen estar vinculados a territorios en los que también están presentes esquemas de certificación de la gestión forestal sostenible, así como figuras de protección tanto nacionales (parques nacionales) como internacionales (Reserva de Biosfera, Patrimonio Natural de la Humanidad).
- Se inscribe en un área lo suficientemente grande para representar diversos usos y valores forestales: así, los bosques modelo actualmente existentes cubren al menos una subcuena hidrográfica, con un promedio de alrededor de un millón y medio de hectáreas de extensión.
- Tiene una estructura de gobierno representativa, participativa y transparente: este aspecto, que en buena parte explica el éxito de los bosques modelo, es especialmente atendido en todos ellos, que se convierten así en un foro en el que los agentes presentes

en su territorio resuelven conflictos, comparten y compatibilizan objetivos y generan proyectos conjuntos.

- Se dota de un programa de actividades que refleja las necesidades y valores de los asociados: cada bosque modelo crea un programa de actividades que incorpora iniciativas propias de sus asociados y actividades de nueva creación orientadas a resolver problemas comunes.
- Valora y aplica esquemas de trabajo en red y gestión del conocimiento para la optimización de los flujos de información: la participación de investigadores, gestores, propietarios y usuarios en el mismo espacio común posibilita un fluido intercambio de conocimiento, al que el concepto de bosque modelo da soporte mediante la aplicación de las mejores prácticas disponibles de trabajo en red y gestión del conocimiento.

En la actualidad, 42 bosques modelo en 19 países de cuatro continentes conforman la Red Internacional de bosques modelo (ver Figura 9.4 y Tabla 9.1), junto con cuatro redes regionales y una Secretaría Internacional. La Red Internacional de bosques modelo mantiene además vínculos con distintas entidades internacionales como la FAO, el CIFOR y el Centro de Patrimonio Mundial de la UNESCO.

Figura 9.4. La red Internacional de bosques modelo



No existen dos bosques modelo idénticos; cada uno se adecua a los intereses y necesidades de la población local y a las características particulares de las zonas boscosas donde se desarrolla. Sin embargo, tienen en común una filosofía basada en la participación, conformando asociaciones y la valorización y respeto de los conocimientos y las tradiciones locales. El concepto considera que las personas y los bosques no se pueden separar. Las comunidades y grupos de interés locales son el pilar fundamental con quienes trabajar, ya que ellos identifican las prioridades del programa y se involucran en su gestión. Se plantea que el desarrollo sostenible sólo es alcanzable por la vía de una concreta y directa participación (Fig. 9.5), a diferencia de la aplicación de políticas impuestas desde fuera de la realidad local. A través de la estructura asociativa de los bosques modelo, diseñada en cada caso por los propios participantes, se desarrollan proyectos y actividades aplicados a nivel local, identificando oportunidades económicas que no se limitan a la forestación o industria maderera, sino a la provisión de modos de vida alternativos y accesibles para la comunidad, que contribuyan a la conservación de los ecosistemas forestales.

Figura 9.5. Participantes en un taller. Bosque modelo Reventazón (Costa Rica)



Fuente: M.Segur.

Tabla 9.1. Los Bosques modelo (datos de junio de 2006)

Pais	Bosque Modelo	Tamaño (ha)
Argentina	Formoseño	800.000
	Futaleufú	738.000
	Jujuy	130.000
	Norte de Neuquén*	4.000.000
Brasil	Mata Atlántica	2.250.000
	Pandeiros	210.000
Bolivia	Chiquitano	20.400.000
Camerún	Dja et Mpomo*	700.000
	Campo Ma'an*	769.000
Canadá	Western Newfoundland	923.000
	Foothills	2.750.000
	Waswanipi Cree	3.300.000
	Lake Abitibi	1.200.000
	Prince Albert	360.000
	Nova Forest Alliance	458.000
	Fundy	420.000
	Eastern Ontario	1.530.000
	McGregor	7.700.000
	Bas St-Laurent	113.000
Chile	Manitoba	1.048.000
	Araucarias del Alto Malleco	360.000
	Chiloé	918.000
	Panguipulli*	329.000
China	Lin'an	312.000
Costa Rica	Reventazón	150.000
España	Pinares de Burgos-Soria*	120.000
Francia	expresión de interés	N/A
Filipinas	Ulot Watershed	87.000
Honduras	un sitio en desarrollo	300.000
India	Kodagu	411.000
Indonesia	Berau	166.000
	Margowitan	469.000
Japón	Kyoto*	N/A
República Dominicana	Sabana Yegua	166.000
Rusia	Gassinski	400.000
	Komi	800.000
	Kovdozersky*	259.000
	Pskov*	N/A
Suecia	Kologrivsky*	N/A
	Vilhelmina	120.000
	Bergslagen*	N/A
Tailandia	Ngao	175.000
Total: 19	Total: 42	Total: 55.341.000

* en desarrollo

Como resultado de la Cumbre de la Tierra, la declaración autorizada, sin fuerza jurídica obligatoria, de principios para un consenso mundial respecto de la ordenación, la conservación y el desarrollo sostenible de los bosques de todo tipo («Principios forestales»), así como el Capítulo 11 (Deforestación) del Programa 21, representan el primer consenso mundial sobre los bosques. Sin embargo, fue difícil llegar a dicho consenso, y el debate fue a menudo reñido, reflejando la importancia que los países atribuyen a sus recursos forestales nacionales. Como en el caso de todos los demás aspectos de los debates de la Cumbre, en las negociaciones relativas a los bosques se buscaba un terreno común entre los países para equilibrar las prioridades políticas, sociales, ambientales y económicas. El concepto de bosque modelo puede ayudar en principio a aclarar temas y elegir sectores con objetivos comunes. La creación de los bosques modelo de Canadá y la extensión del concepto por todo el mundo ha demostrado que una gran variedad de grupos de interés pueden trabajar juntos con el objetivo común de definir la idea básica y el concepto de ordenación sostenible. Todavía queda por ver si las actividades propuestas conservarán realmente todos los valores importantes del bosque. A medida que aumentan los conocimientos científicos sobre la complejidad de los sistemas forestales, crece también la dificultad de encontrar sistemas adecuados de ordenación forestal. No obstante, solamente mediante la creación de un estilo de ordenación progresivo y con capacidad de adaptación, podrán prepararse programas sensibles y flexibles.

El Programa de bosques modelo internacional puede desempeñar una función importante en el esfuerzo que se está realizando para conservar y ordenar de forma adecuada los bosques del mundo. Al tratar de promover la cooperación financiera y técnica entre países en desarrollo y desarrollados, e instituciones internacionales, el Programa está apoyando algunos de los principios clave derivados de la Cumbre de la Tierra. Mediante experimentos prácticos realizados en distintos países y compartidos a través de una red mundial, se puede reforzar la comprensión a nivel internacional de los principios subyacentes a la ordenación forestal sostenible y apoyar los debates nacionales e internacionales en materia de políticas. De esta forma, se intenta hacer que los bosques modelo contribuyan a reavivar los resultados de Río y aporten su contribución al debate en marcha y a los trabajos de la Comisión sobre el Desarrollo Sostenible, sobre todo en lo que respecta al estudio que se realizará en 1995 sobre el tema de los bosques.

Para los bosques modelo, el proceso participativo (Fig. 9.6) es una meta en sí mismo, siendo su objetivo final fomentar la conciencia y apropiación (*empowerment*) de la comunidad, así como su capacidad de trabajar juntos, valorar las ideas de los demás y minimizar la polarización. Uno de los principios de la acción de los bosques modelo es que, al trabajar juntos frente a metas compartidas, las personas y comunidades sean los sujetos de un programa en el que todos ganan, ya que moldean sus destinos conservando la sostenibilidad de su patrimonio. Los beneficios del trabajo de los bosques modelo van mas allá de la gestión forestal sostenible, pues los aprendizajes en el proceso pueden servir a la comunidad para la resolución de otros conflictos que surjan a su interior. Al fomentar ambientes y

sistemas de consenso, les otorga herramientas y confianza para que sea posible que grupos que tradicionalmente no se relacionaban puedan hacerlo y así lograr acuerdos de beneficio mutuo en otras áreas de conflicto. Así que, aun cuando la misión de los bosques modelo es promover la gestión forestal sostenible, su principal enfoque son las relaciones sociales, las cuales determinan finalmente cómo los recursos naturales son gestionados. La gestión participativa, en nuestro caso de los bosques, es por definición desarrollo humano sostenible.

Figura 9.6. Alcaldes de los municipios participantes. Bosque modelo Pinares de Burgos-Soria (España)



Fuente: M. Segur.

9.4. Manejo adaptativo

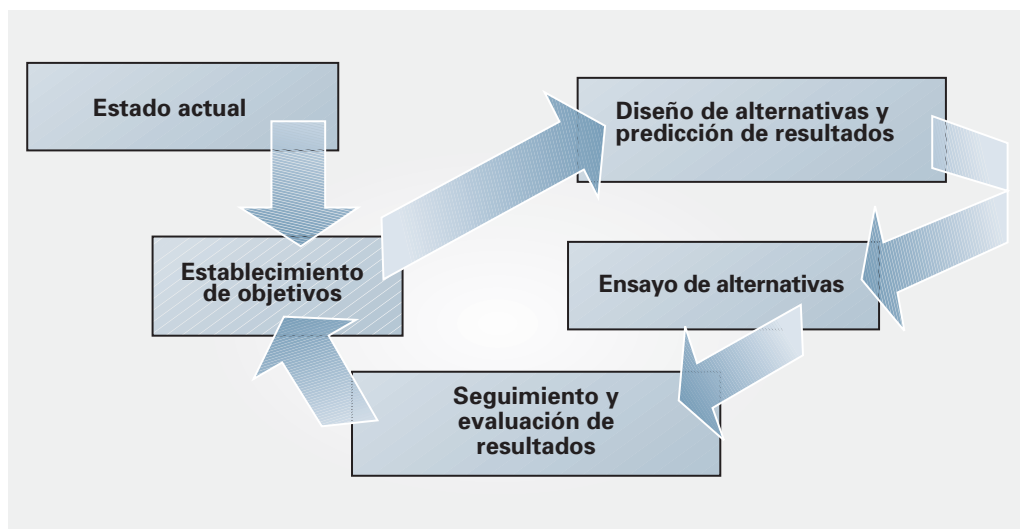
El manejo adaptativo (*adaptive management* es el vocablo inglés original¹) es un proceso sistemático para la mejora continua de las prácticas y políticas de manejo mediante el aprendizaje a partir de los resultados de las actividades selvícolas (Nyberg, 1998) Hasta aquí, algún avezado lector podrían deducir, a partir de lo leído en el capítulo cuatro, que esto es lo que los forestales españoles llevan haciendo desde hace un siglo mediante las sucesivas revisiones de los proyectos de ordenación. Sin embargo, las características fundamentales del manejo adaptativo son las siguientes (Nyberg, 1998):

¹ Algunos autores han propuesto no usar manejo adaptativo por ser un anglicismo y proponen utilizar en su lugar gestión adaptable. Sin embargo, mantendremos el concepto de manejo adaptativo por ser de amplio uso en Latinoamérica.

1. El reconocimiento de la incertidumbre sobre cuál es la práctica de manejo ‘mejor’ para un situación y/o contexto particular.
2. Meditada selección de las prácticas y métodos a ensayar.
3. Cuidadosa implantación de un plan de acción para descubrir las partes críticas, por poco fundamentadas, del conocimiento actual.
4. Seguimiento de la respuesta de los indicadores clave a las técnicas y prácticas desarrolladas.
5. El análisis de los resultados en relación con los objetivos originales.
6. Incorporación de los resultados en las decisiones futuras.

Se trata, por tanto, de un proceso cíclico en el que cada actividad (clara, clareo, poda, plantación, corta final...) es parte de un experimento a escala real que ha sido planificado para obtener información útil para orientar la gestión forestal futura. Se trata, por tanto, de superar los conceptos clásicos de la investigación forestal (parcelas permanentes, ensayos de procedencias, sitios experimentales...) para complementarlos que no sustituirlos con estos «experimentos» a escala real. En la figura 9.7 se puede observar un diagrama representando el proceso de manejo adaptativo. En la terminología actual se trata de aprender mediante la actuación (*learning-by-doing*) aprovechando los éxitos y fracasos propios y ajenos.

Figura 9.7. Diagrama representativo del proceso de manejo adaptativo



El fundamento del manejo adaptativo es que la gestión debe partir de «experimentos» a escala real basados en nuestro conocimiento científico de modo que se puedan probar las hipótesis subyacentes y comprobar la validez de las predicciones para con los resultados obtenidos mejorar nuestra gestión. En el fondo se trata de que la gestión del medio natural debe ser técnica, pero con una base ecológica y antropológica, de forma que su desarrollo sea científicamente admisible, técnicamente posible, económicamente viable y socialmente aceptable (Bravo, 1989). Desde que el Servicio Forestal de los Estados Unidos de América adoptó, como instrumento básico de gestión forestal, el manejo adaptativo, se ha acumulado una ingente cantidad de ejemplos prácticos de este tipo de estrategia de gestión. Un ejemplo clásico de aplicación de esta estrategia es el Pacific Northwest Forest Plan que fue puesto en marcha por la Administración Clinton en los estados de Oregón y Washington tras la crisis generada por el declive de las poblaciones de lechuza moteada que es considerada como una especie indicadora del buen estado ambiental de los bosques de esa zona de los Estados Unidos (Fig 9.8).

La principal razón para implementar un programa de manejo adaptativo es que al hacerlo estamos convirtiendo la experiencia local, con nulo valor para determinar procesos de causa-efecto, en información útil para analizar las causas de los resultados obtenidos y así elevar el nivel de los conocimientos técnicos aplicados a la gestión de los bosques. Para aplicar técnicas de gestión como las llamadas «rutinas» pastorales no hace falta un fundamento

Figura 9.8. Bosque de la Cordilleras de las Cascades (Oregón Central)



Donde, en el marco de un proceso de manejo adaptativo, se está estudiando el uso de la corta de árboles y la quema de parte de los árboles cortados y de los restos de la corta para simular una perturbación natural. (Foto: F. Bravo, 2006).

técnico o científico, basta con una persona diestra en repetir lo que ya se hizo con anterioridad. Si las situaciones ambientales, sociales o económicas no cambian, la aplicación de unas buenas «rutinas» son muy efectivas y, seguramente, la sociedad no demandará más de los gestores forestales. Sin embargo, en una situación altamente cambiante (cambio climático, cambios en las preferencias sociales respecto a los bosques, cambios en los usos productivos...) el conocimiento científico que podemos obtener mediante el manejo adaptativo es indispensable para dar respuesta a las necesidades de la sociedad.

Las principales dificultades para implementar un programa de manejo adaptativo son:

1. Carga burocrática excesiva de los gestores forestales de la administración pública (hay que tener en cuenta que la mayor parte de la superficie forestal en la que se aplican técnicas selvícolas de una forma organizada es pública).
2. Falta de medios y tecnificación de la gestión forestal en predios privados (debe tenerse en cuenta que la mayor parte de los terrenos forestales españoles son de titularidad privada).
3. Falta de formación en técnicas estadísticas avanzadas (diseño experimental, técnicas bayesianas,...) y en métodos de tomas de decisión bajo incertidumbre y, en bastantes casos, falta de formación forestal (por intrusismo y por la baja consideración del bosque y lo forestal) entre los responsables de los montes españoles.
4. Falta de conocimiento sobre métodos y técnicas de manejo adaptativo.
5. Falta de dudas sistemáticas en la aplicación de los procedimientos de gestión.
6. Los gestores no tienen tradición de intercambio de experiencias entre sí y con la comunidad científica.

Las limitaciones presupuestarias no suelen ser un problema, ya que si en el diseño de la gestión se introducen los criterios y procedimientos del manejo adaptativo los costes son limitados.

El primer paso a dar es decidir si queremos hacer un estudio retrospectivo o un estudio prospectivo aplicable para el desarrollo de manejo adaptativo. Si suponemos que nuestro interés se centra en conocer los efectos del fuego sobre el bosque, podemos enfocar el problema de dos formas: (1) buscar zonas ya quemadas y seleccionar alguna de ellas para el estudio comparándolas con otras que seleccionamos como control, un ejemplo de esto es el trabajo reciente de Núñez (2006) o (2) seleccionar una zona y esperar que se queme o quemarla de forma controlada para realizar el estudio. La primera alternativa es un estudio retrospectivo mientras que la segunda es un estudio prospectivo. Ambos métodos son útiles para obtener conclusiones válidas para el manejo adaptativo (Smith, 1998). Sin embargo, la falta de control sobre algunos factores clave de la zona quemada y control en el estudio retrospectivo hacen que se deban tomar precauciones adicionales en el análisis e interpretación de los resultados. En muchos casos, el manejo adaptativo debe basarse, al menos en una primera fase, de forma exclusiva en estudios retrospectivos.

Todo programa de manejo adaptativo debe basarse en los siguientes instrumentos:

1. *Sitios experimentales a largo plazo con dispositivos experimentales sofisticados.* En España no existe ningún sitio experimental comparable a los que integran la Long Term Ecosystem Research Network (LTERN) de los Estados Unidos de América. Esta red provee de fundamento teórico a las actividades de manejo adaptativo. El problema de los sitios experimentales a largo plazo es que, conforme su antigüedad aumenta, se incrementa su valor, pero también es muy probable que la cuestión científica que motivó su instalación haya perdido relevancia (Innes, 2005). La red de rodales de muestreo intensivo como la que se está desarrollando en la tierra de pinares de Segovia y Valladolid (Fig. 9.9a), donde se está estudiando la regeneración natural y la respuestas a diferentes tipos de gestión, puede servir de semilla para el desarrollo de estos sitios experimentales en España.
2. *Redes de parcelas de seguimiento.* Estas parcelas pueden ser temporales, de intervalo o permanentes en función del número de remediciones que se hayan realizado. Un adecuado equilibrio entre todos los tipos de parcelas distribuidas por todas las situaciones selvícolas de interés es fundamental para poder extender los resultados en sitios experimentales intensivos a largo plazo (Fig. 9.9b).
3. *Análisis regionales.* De poco valen los resultados aislados de los «ensayos» que puedan hacer los gestores en cada lugar. Debe haber una planificación, al menos a escala comarcal, de las alternativas de manejo a ensayar para poder extraer conclusiones válidas. Si no se hace así, se estará tirando el dinero en «ensayos» locales de nulo valor ya que no podremos discernir los resultados que muestran relaciones casuales de los que muestran relaciones causales.
4. *Modelización y simulación.* No todas las opciones pueden ser ensayadas pero modelos adecuados permiten simularlas y extraer conclusiones para, al menos, eliminar las que sean claramente indeseables.
5. *Integración de resultados a múltiples escalas.* Los bosques son sistemas holísticos en los que el todo es más que la suma de las partes. La aproximación a los problemas de abajo-arriba (*bottom-top approach*), del árbol al paisaje, debe complementarse con una aproximación de arriba-abajo (*top-bottom approach*), del paisaje al árbol, de manera que se pueda obtener una visión de conjunto ausente si sólo observamos una escala.
6. *Análisis de cortas* (Gadow y Kleinn, 2005). Se trata de seleccionar zonas donde se van a realizar cortas (claras o cortas de regeneración) y, una vez señalada la corta, medir todos los árboles. Una vez realizada la corta dispondremos de información del rodal antes y después. El análisis, de una red de estos sitios, al cabo un periodo predeterminado podrá aportarnos información valiosa sobre las prácticas selvícolas a escala real (Fig 9.9c.). Por supuesto, este análisis no tiene por qué ceñirse exclusivamente a las claras y cortas finales y puede extenderse a otras actividades selvícolas.

Parece claro que la sistematización de los datos obtenidos de las respuestas de los tratamientos selvícolas y de ensayos cuidadosamente diseñados puede incrementar el éxito de nuestra respuesta a los desafíos que los bosques enfrentan con el cambio climático. Se trata, en el fondo, de incorporar estos datos a la gestión forestal de la misma forma en que las grandes cadenas de distribución comercial incorporan los datos de nuestras compras a su estrategia comercial y de desarrollo. Es decir, se trata de desarrollar técnicas de las denominadas en inglés *data mining* y ponerlas al servicio de la sostenibilidad forestal y de la mitigación del cambio climático.

Figura 9.9. Ejemplos de instrumentos para la implantación de manejo adaptativo



(a) Ensayo de tratamientos de regeneración en masas de pino negral en Cuéllar (Segovia), (b) Parcela permanente de la red del CIFOR-INIA, (c) Análisis de cortas en las repoblaciones forestales de la comarca de Páramos y Valles (Palencia).

9.5. Conclusiones

La gestión forestal en un mundo cambiante desde le punto de vista ambiental, social y económico precisa de métodos de gestión que vayan más allá de las tradicionales ‘rutinas’ como antes se ha comentado. En este capítulo hemos presentando las tres principales iniciativas que se han desarrollado en los últimos años sobre sostenibilidad forestal y adecuación al futuro incierto que nos plantea el cambio climático. La sociedad requiere decisiones técnicas basadas en el conocimiento y en constante adaptación a situaciones cambiantes. La ciencia y la gestión forestal deben aunar esfuerzos y utilizar todas las aproximaciones para que la práctica y la ciencia forestales ayuden a resolver problemas reales de gestores en situaciones reales.

9.6. Bibliografía

Bravo, F. (1989), «Estudio silvopastoral de la dehesa boyal de Alía (Cáceres)», *Ecología* 3:107-115.

Gadow, K. Von, Kleinn, C. (2005), Forest management: science-based and understable», en Peterson, C. E., Maguire, D. A. (eds.), *Balancing ecosystem values: innovative experiments for sustainable forestry* PNW-GTR-635: 15-24

Innes, J. L. (2005), Long-Term forest experiments: the need to convert data into knowledge in Peterson, C. E., Maguire, D. A. (Ed) *Balancing ecosystem values: innovative experiments for sustainable forestry* PNW-GTR-635: 25-31

Núñez, M. R. (2006), *Estudio de la recuperación post-fuego en comunidades de pinar del norte de Castilla y León* tesis doctoral. ETS de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid.

Nyberg, J. B. (1998), Statistics and the practice of adaptive management in Sit, V. Taylor, B (Eds) *Statistical methods for adaptive management studies* Res. Br., B.C. Min. For., Res. Br., Land Manage. Handb. n.º 42: 1-7

Smith, G. J. (1998), Retrospective studies in Sit, V, Taylor, B (eds.) *Statistical methods for adaptive management studies*, Res. Br., B.C. Min. For., Res. Br., Land Manage. Handb. n.º 42: 41-53

Capítulo 10

Conclusiones

Felipe Bravo.

10.1. Introducción

En la década en que va desde el establecimiento del Protocolo de Kyoto hasta ahora han ocurrido muchas cosas relevantes, entre ellas que más de 50 países se pusieran de acuerdo para reducir nuestra presión sobre la Tierra, sin embargo, nada es comparable a la percepción pública de la importancia y de las terribles consecuencias del cambio climático. A lo largo de las páginas precedentes hemos pretendido informar sobre el impacto del cambio climático sobre los bosques y sobre el papel que éstos y la selvicultura pueden ejercer para paliar los efectos de este proceso desencadenado desde el inicio de la revolución industrial.

La gestión de los ecosistemas forestales puede mitigar los efectos del cambio climático mediante tres estrategias básicas:

1. La **conservación** o mantenimiento del carbono actualmente almacenado. La conservación de ecosistemas naturales, de las turberas o de los manglares son claves dentro de esta estrategia.
2. La **captura** o aumento de la cantidad de carbono retenido en los ecosistemas, tanto en la biomasa como en los suelos y la necromasa. Aquí se consideran aspectos como el aumento de la superficie forestal, la extensión de las técnicas agrosilvopastorales (por ejemplo, las dehesas) y la recuperación de terrenos degradados.
3. La **sustitución** de productos y combustibles procedentes del petróleo u otras fuentes no renovables por productos procedentes de la gestión sostenible de los sistemas forestales. El uso de productos leñosos (palés, briquetas o leña) para la calefacción doméstica, en lugar de combustibles fósiles o de madera en la construcción, en lugar del acero o del PVC, son ejemplos de esta estrategia. En cambio, el uso de tapones de plástico en lugar de los de corcho, como vemos últimamente en los vinos, sigue el camino opuesto.

Además de explorar las estrategias forestales para la mitigación del cambio del clima, a lo largo del texto hemos presentado algunos aspectos relacionados con la mitigación de los efectos del mismo sobre los bosques. En las próximas décadas, los bosques sufrirán de forma severa los efectos del cambio climático. A través de la selvicultura debemos facilitar la adaptación de los bosques a este proceso y así conservar la riqueza forestal de nuestro país, tanto en productos con precio de mercado (la medara, el corcho...) como en valores no comercializables como la biodiversidad, el paisaje o la calidad del aire. Como ya Machado nos decía: *todo necio confunde valor y precio*; así, aunque gran parte de los beneficios que reportan los bosques a la humanidad no tienen precio, no por ello no tienen un alto valor. Este valor se hace más patente cuando nos falta que cuando disponemos de él, así la protección que dan los bosques frente a procesos erosivos es más evidente cuando la falta de éstos hace que las riadas se conviertan en catastróficas al llevarse por delante los suelos fértiles y las infraestructuras. Por tanto, la protección de los bosques mediante tratamientos selvícolas que permitan que se adapten las situaciones derivadas del cambio climático es una de las actuaciones fundamentales en el futuro. Entre los tratamientos selvícolas que pueden ayudar a la adaptación de los bosques se encuentran, entre otras, disminuir la densidad, favorecer los corredores entre bosques, modificar los turnos de corta y los regímenes de claras, utilizar genotipos de especies forestales adaptadas a las probables condiciones climáticas futuras, favorecer las mezclas de especies, potenciar el uso de plantas nodrizas en la regeneración forestal, aprovechar la regeneración avanzada.... Otro aspecto que no se debe perder de vista es la conciliación entre la sostenibilidad de los sistemas forestales, la conservación de la biodiversidad y la mitigación de los efectos del cambio climático. Aquí, algunos conceptos (ver capítulo 9) desarrollados durante la última década, como son la certificación forestal, los bosques modelo y la gestión adaptativa, pueden resultar fundamentales.

10.2. Estrategias forestales para la mitigación del cambio climático

Como ya hemos comentado antes, hay tres estrategias que los gestores forestales pueden seguir para, mediante la selvicultura mitigar el cambio climático: la conservación, la captura y la sustitución. A continuación vamos a presentar brevemente las ideas clave de estos tres métodos.

Conservación del carbono almacenado en los bosques

Los suelos de los bosques almacenan una gran parte del carbono en los bosques, pero sin embargo no podemos hacer gran cosa por incrementar su papel como sumideros. La opción más clara es conservarlo y evitar las acciones que puedan movilizarlo. Así, lo más prudente es conservar los bosques naturales, manglares y turberas actualmente existentes y, en el

caso de los bosques gestionados, hacer un adecuado tratamiento de los restos de las operaciones selvícolas (cortas, podas...) mediante la trituración e incorporación al suelo de las fracciones más pequeñas.

Captura de carbono en los bosques

El incremento de la superficie forestal en España ha sido espectacular en las últimas décadas. Además, se ha producido una densificación general de los bosques. Los dos fenómenos no se han producido sólo por una acción voluntaria, sino por el abandono progresivo del medio rural. Una de las acciones más importantes, desde el punto de vista de la mitigación del cambio climático, es el aumento de la superficie forestal y la utilización de árboles (como bandas protectoras o como fuentes de biodiversidad o rentas complementarias) dentro de los sistemas agrícolas extensivos. En este sentido, el desarrollo de acciones selvícolas, como las claras o clareos, permite incrementar la tasa de secuestro de carbono en la biomasa y obtener productos y combustibles que puede sustituir a otros que requieren gran cantidad de energía no renovable. Así, otra acción que pueden ayudar a que los bosques ayuden a mitigar el cambio climático es aplicar de forma decidida las técnicas selvícolas y de gestión forestal.

Sustitución de productos y combustibles

El uso de productos procedentes de los bosques permite alargar el tiempo en el que el carbono está secuestrado. La amplitud del tiempo en que el carbono está secuestrado en los productos depende de su vida útil media. Además, se debe tener en cuenta la «no emisión» debido a la sustitución de otros productos. Así, una ventana de madera aúna el carbono almacenado durante su vida útil con el que no se ha tenido que consumir para producir una ventana de otro producto alternativo (por ejemplo, PVC o aluminio).

El uso de combustibles procedentes de los bosques tiene un balance cero en cuanto a la emisión de CO₂ puesto que se emite una cantidad igual a la fijada (si no consideramos las emisiones asociadas a su procesado y transporte). Sin embargo, el balance pasa a ser positivo si otra vez consideramos la «no emisión» asociada al no utilizar combustibles fósiles.

10.3. ¿Cuánto carbono almacenan nuestros bosques?

La cuantificación del carbono en los bosques se basa en diversas tecnologías (ver capítulo 3) que incluyen la teledetección, los inventarios forestales a escala nacional, el desarrollo de ecuaciones y factores de expansión y el estudio del carbono en los suelos. A partir de los datos que se presentan en el capítulo 5 se observa (Tabla 10.1) que, entre los dos periodos de tiempo considerados, la cantidad estimada de CO₂ fijado por los bosques (sólo en la biomasa arbórea) en los dieciséis macizos forestales estudiados ha aumentado en torno al 36%, contabilizando actualmente más de 657 millones de toneladas de CO₂. Como ya se ha comentado en el capítulo 2, la cantidad de carbono acumulada en los suelos de los ecosistemas terrestres (a escala mundial) es muy relevante, ya que representa entre el 70 y el 80% del carbono total de los mismos. A partir de esta estimación, se puede inferir que la tasa de acumulación anual de CO₂ en los bosques españoles es de aproximadamente el 3,18%. En esta tasa se incluye no sólo el crecimiento forestal sino también la incorporación de nuevos bosques y la densificación de los existentes. Este valor está sujeto a una gran incertidumbre debida a problemas metodológicos asociados con el desarrollo del Inventario Forestal Nacional como, por ejemplo, que la determinación de zonas forestales se ha realizado a partir de cartografía de calidad muy diferente en el Segundo y en el Tercer Inventario Forestal, por lo que no se puede descartar que superficies forestales que aparecen como nuevas en este último ciclo ya existiesen con anterioridad, pero no fueran consideradas por el problema descrito y por el desfase temporal entre el desarrollo de la cartografía y de los trabajos de campo del inventario. Además, en zonas de alta productividad, como Galicia o la cornisa cantábrica, el ciclo entre inventarios (10 años) es demasiado amplio, por lo que las tasas anuales sólo pueden considerarse provisionales. Lo mismo ocurre con los macizos donde la intensidad de muestreo ha cambiado entre los dos inventarios. Los macizos afectados de forma más intensa por estos aspectos son: Cordillera Cantábrica, Macizo Galaico, Sierra de la Tramontana y Macizo de las Cumbres de las Islas Canarias. Cuando los trabajos de campo permitan disponer de los datos de Andalucía y Comunidad Valenciana se podrá refinar la estimación de los macizos del sur y del este peninsular.

A pesar de todas estas limitaciones, queda claro (Tabla 10.1) el importante papel que en el periodo considerado han jugado los bosques en la fijación de emisiones de CO₂. Para las proyecciones a futuro de estos valores deben considerarse no sólo las incertidumbres metodológicas antes descritas sino también las asociadas al desarrollo de los sistemas forestales en un futuro bajo condiciones climáticas cambiantes. Otro aspecto a considerar es que, aunque hemos considerados las cortas de madera como emisiones netas, los productos forestales son sumideros de carbono efectivos a largo plazo (aún descontando las emisiones producidas por su aprovechamiento, procesado y transporte).

Tabla 10.1. Evolución del CO₂ fijado de los diferentes macizos forestales analizado en miles de toneladas

Macizo forestal	Comunidades Autónomas	Segundo IFN 1985-1996	Tercer IFN 1997-2007	Incremento CO ₂	Tasa anual aproximada (%)
Cordillera Cantábrica	Asturias, Cantabria y Castilla y León	41.696	45.433	1,0896	0,9583
Macizo de Las Cumbres de las Islas Canarias	Islas Canarias	16.559	16.123	0,9737	-0,2665
Macizo Galaico	Galicia	12.142	12.029	0,9907	-0,1038
Meseta Castellana	Castilla y León	17.623	21.635	1,2277	2,0723
Montes Oretanos	Castilla-La Mancha y Extremadura	9.619	11.802	1,2269	2,2986
Montes Vascos	País Vasco	32.608	50.601	1,5518	5,0035
Páramos y Valles Palentinos	Castilla y León	2.775	4.593	1,6551	4,2884
Pirineos	Aragón, Cataluña y Navarra	120.159	185.812	1,5464	4,9628
S. ^a de la Demanda	Castilla y León y La Rioja	52.195	95.244	1,8248	5,6200
S. ^a de Tramuntana	Islas Baleares	2.141	4.012	1,8739	6,4816
Cordillera Costero-Catalana	Cataluña	15.591	19.532	1,2528	2,2792
Cordillera Penibética	Andalucía y Murcia	19.514	-	-	-
Sierra Morena	Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura	15.518	19.542	1,2593	2,3324
Cordillera Prebética	Andalucía, Castilla-La Mancha y Murcia	24.063	29.232	1,2148	1,9649
Sistema Central	Castilla y León, Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid	51.164	72.404	1,4151	3,2069
Sistema Ibérico Meridional	Aragón, Cataluña, Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana	47.134	69.176	1,4676	3,5494
TOTAL		480.501	657.170	1,3677	3,1807

10.4. Aspectos económicos

Si los bosques nos pueden ayudar a mitigar en parte el cambio climático, parece justo que exista un pago por este servicio. Hay varios escollos en esta acción, uno es que el servicio debe ser valorado en términos monetarios y aunque ya hay estimaciones en los mercados de materias primas no existe un consenso claro en la forma de determinar un precio justo. Otro, y no menor, es evitar los efectos perniciosos que subvenciones directas han tenido sobre otros actores del medio rural. Quizá la forma más adecuada sea un impulso del sector forestal mediante la adecuada compensación en precios de productos y de servicios y que las ayudas sean destinadas al fortalecimiento tecnológico del sector (infraestructuras, equipamientos, investigación...) creando de esta manera empleo relacionado con el sector y fijando población en amplias zonas estancadas o en franco declive. En el apartado anterior, hemos visto que la tasa de acumulación de CO₂ en los bosques está cercana al 3% anual. En este valor no se considera el carbono fijado en los productos que, como ya vimos en el capítulo 8, tienen una importancia muy alta que además está reforzada por la larga vida útil de los mismos. Es decir, los productos forestales sirven para prolongar el efecto de fijación de carbono en la biomasa de los bosques. Este hecho puede ser relevante en macizos forestales que acumulan carbono a una tasa pequeña, pero que en algunos casos esto se debe a que parte del crecimiento forestal ha sido cortado con el objeto de generar productos forestales (puertas, ventanas, papel, cartón...) que aunque con distintos ciclos de vida permiten alargar el efecto sumidero de los bosques. La promoción del uso de los productos forestales, mediante incentivos fiscales o campañas de concienciación, puede ayudar a prolongar el papel de los macizos forestales como sumideros de CO₂.

Dentro de los llamados sectores difusos, el transporte juega un papel clave en la generación de emisiones. En el capítulo 1 (Caja 1.1) presentamos la superficie de distintos tipos de bosques y plantaciones que son precisos para compensar las emisiones de un utilitario de bajo nivel de emisiones (125 g de CO₂/km). En este caso, una hectárea de plantación de alta productividad puede sostener las emisiones de unos 21 coches mientras que un bosque de productividad baja sólo compensa las emisiones de un único coche. Si en lugar de utilizar un utilitario de bajo nivel de emisiones (p. ej., un coche híbrido) utilizáramos un todoterreno (con emisiones de unos 190 g de CO₂/km), la misma hectárea de plantación forestal de alta productividad podría equilibrar sólo las emisiones de 14 vehículos mientras que harían falta 1,4 hectáreas de bosque productivo para compensar las emisiones de un único todoterreno. El desarrollo de instrumentos fiscales que tengan en cuenta el diferente impacto de los distintos tipos de coches puede ayudar a contener el aumento de las emisiones en el sector del transporte.

10.5. A modo de epílogo

Los bosques pueden ser parte de la solución al problema del cambio climático pero no servirán de nada sin un enérgico cambio en nuestro estilo de vida basado en el consumo y en el desarrollismo sin límites. Algunos estudios advierten que de no cambiar la tendencia los bosques podrían comenzar a ser fuente de gases de efecto invernadero en la segunda mitad del presente siglo. Debemos considerar esto muy seriamente, ya que los bosques sufren el problema del cambio climático y debemos, en la medida de nuestras posibilidades, ayudar a su adaptación a las nuevas condiciones mediante la selvicultura. Hay un famoso proverbio chino que dice «Si planificas por un año, siembra trigo, si planificas por una década, planta árboles, si planificas por una vida, educa personas». La educación de nuestras sociedades para reducir nuestra presión sobre el planeta, nuestra «huella ecológica», es la clave para frenar el cambio climático y mitigar sus devastadores efectos. Los bosques nos permitirán comprar un tiempo valioso para responder al cambio climático. ¡Aprovechémoslo!