

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.

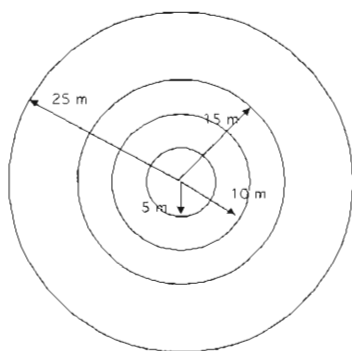
Dentro de un sistema de información forestal, uno de los retos fundamentales que tiene actualmente la comunidad científica es llegar a definir una metodología para estimar la cantidad de carbono fijada por los ecosistemas forestales. Esta metodología debiera cumplir los siguientes requisitos: a) ser 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 cuatros 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/etsiiaa/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

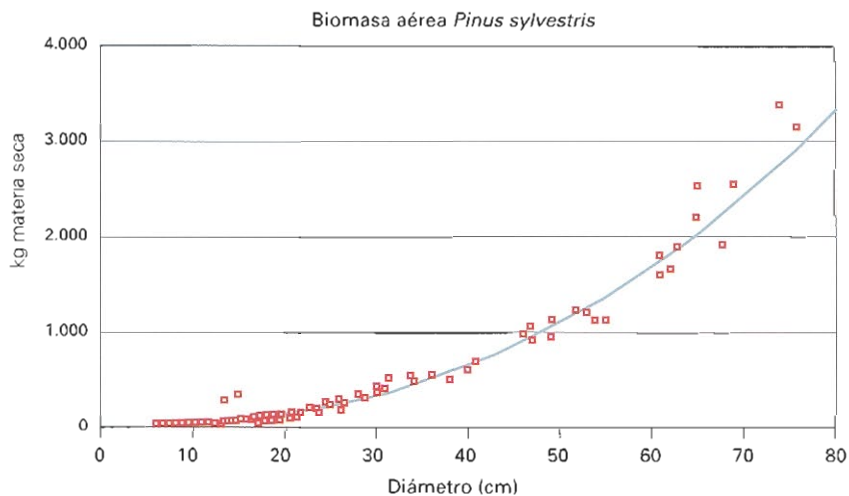


Desde la figura superior izquierda (en el sentido de las agujas del reloj): corta del árbol muestra, pesada de las ramillas de diámetro menor de 2 cm, pesada de ramas de diámetro entre 2 y 7 cm, extracción del tocón, pesada de ramas de diámetro mayor a 7 cm. (Fotografías: R. Ruiz Peinado, Fototeca Forestal).

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 Catalunya. 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).

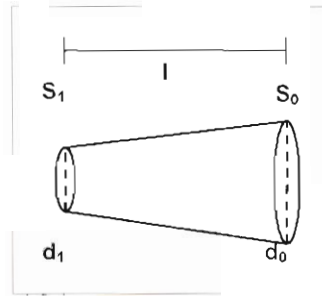
Caja 3.3. (a) Desarrollo de ecuaciones para predecir la biomasa forestal (toma de datos)

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.

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



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
$$y = \beta_0 x^{\beta_1}$$

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).

Coefficiente de corrección
$$CF = \frac{SEE^2}{2}$$

quedando el modelo logarítmico como sigue
$$\ln y = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln x + CF$$

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 metidas 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.

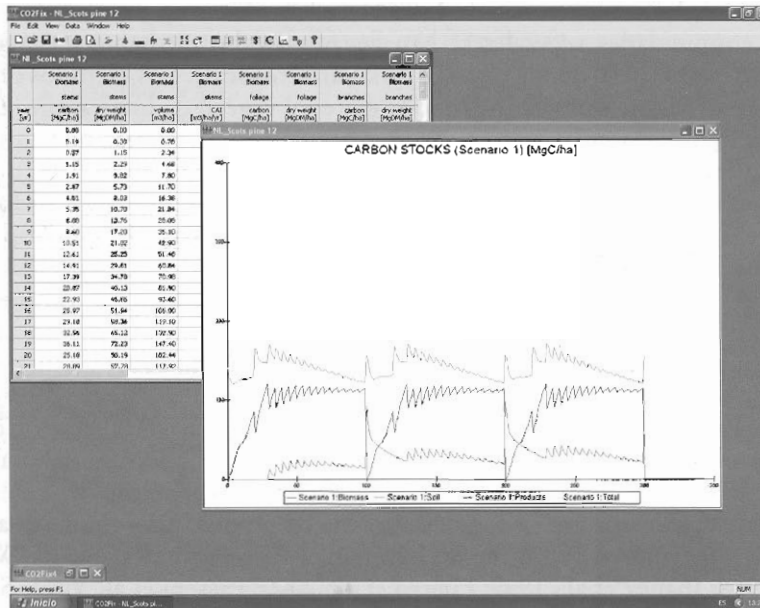
Modelo Species

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.

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

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>	0,5-1,5	1.248	0,26	Basanta, 1982					
	<i>Halimium ocymoides</i>									
	<i>Chamaespartium tridentatum</i>									
Garriga Francia	<i>Quercus coccifera</i>	1	2.350	0,17	Loissant, 1973					
Jaral acidófilo Sierra Morena	<i>Erica australis</i>	1,5-2,5	2.482		Basanta, 1982					
	<i>Cistus ladanifer</i>									
	<i>Phyllirea angustifolia</i>									
	<i>Genista hirsuta</i>									
	<i>Lavandula stoechas</i>									
	<i>Helychrisum stoechas</i>									
Matorral noble Sierra Morena	<i>Arbutus unedo</i>	2-4,5	2.895	0,12	Basanta, 1982					
	<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>									
	Matorral noble Sierra Morena					<i>Erica scoparia</i>		1.520		Fernández et al., 1995
						<i>Arbutus unedo</i>		6.680		Fernández et al., 1995
Matorral noble Sierra Cádiz	<i>Erica arborea</i>									
Jaral	<i>Viburnum tinus</i>		3.030		Fernández et al., 1995					
Sierra de Cádiz	<i>Cistus ladanifer</i>									
Encina Mallorca	<i>Quercus ilex</i>	2	2.802-2.580	0,16-0,18	García-Plé et al., 1989					
	<i>Arbutus unedo</i>									
	<i>Calicotome spinosa</i>									
	<i>Cistus salvifolius</i>									
	<i>Rhamnus alaternus</i>									
	<i>Ganista lucida</i>									
Aulagar Mallorca	<i>Erica multiflora</i>		3.106-2.142	0,19	García-Plé et al., 1989					
	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>									
Jaral Mallorca	<i>Asparagus albus</i>		1.514-1.689	0,27-0,25	García-Plé et al., 1989					
	<i>Cistus albidus</i>									
	<i>Chamaerops humilis</i>									
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.

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 eueste 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 CaCO₃, no siendo raro que aparezcan también junto con yesos, CaSO₄) 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 lapiares 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:

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

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:

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

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 nítrico (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 metanótrofos.

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.

Fraciones 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.

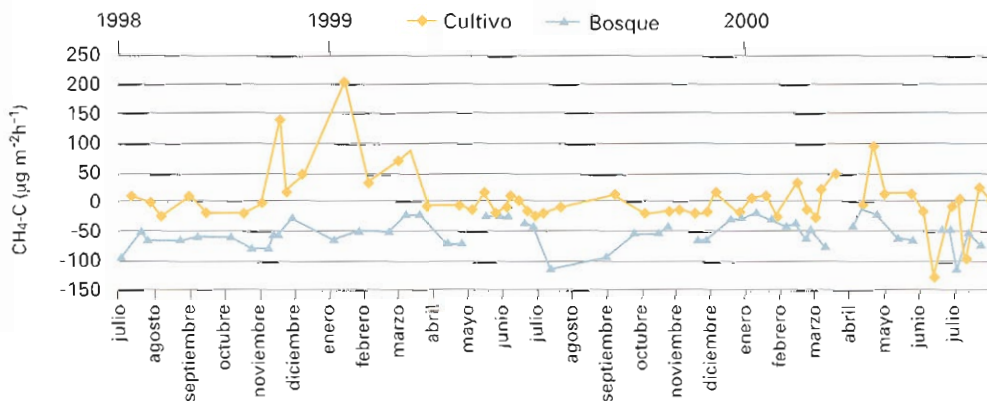
El estudio de los flujos de estos gases ha sido objeto de una intensa investigación durante los últimos años. Las actuales metodologías, basadas en la toma de muestras de aire en campo (in situ) por medio de campanas y posterior análisis de concentraciones por cromatografía de gases, permiten cuantificar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

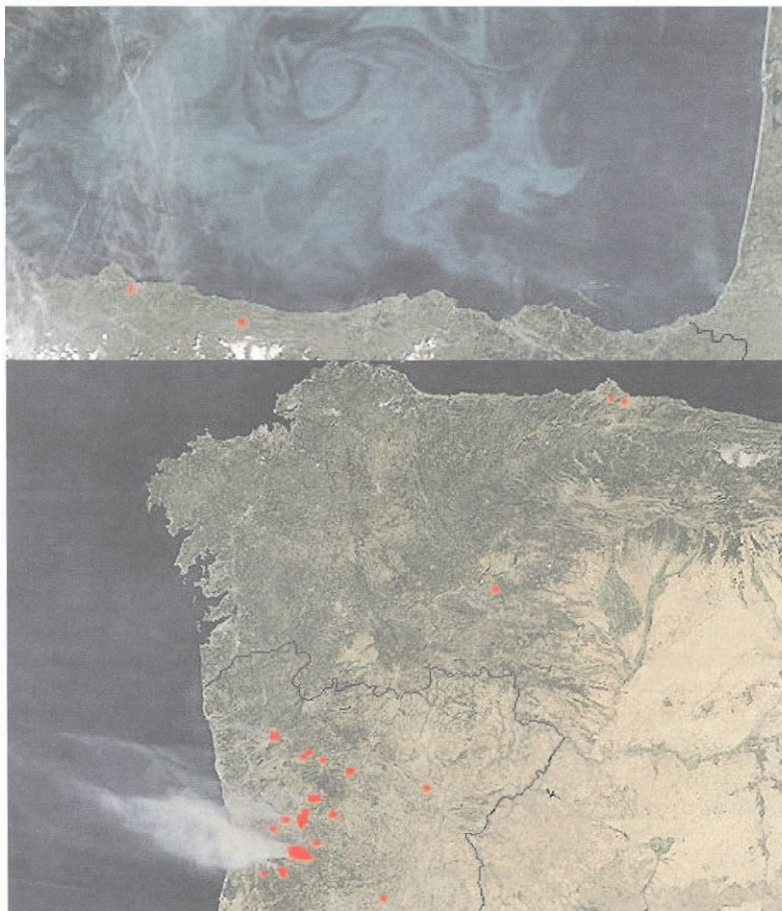
Caja 3.8. Conceptos básicos de la teledetección

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 fitoplancton 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).

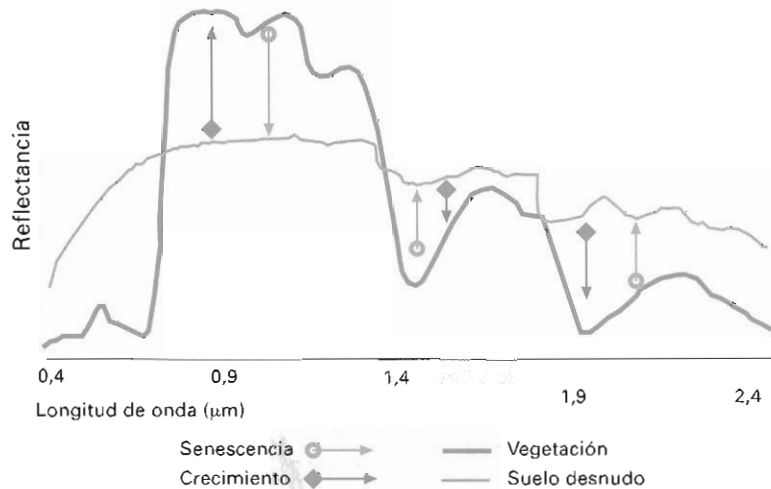
Es el NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) el índice de vegetación más comúnmente utilizado en teledetección debido a su sencillez de cálculo y, al ser normalizado, corrige algunos efectos no deseados que enmascaran el efecto puro del salto en reflectividad del rojo al IRp de la vegetación:

$$NDVI = \frac{IR_{\text{próximo}} - \text{Rojo}}{IR_{\text{próximo}} + \text{Rojo}}$$

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

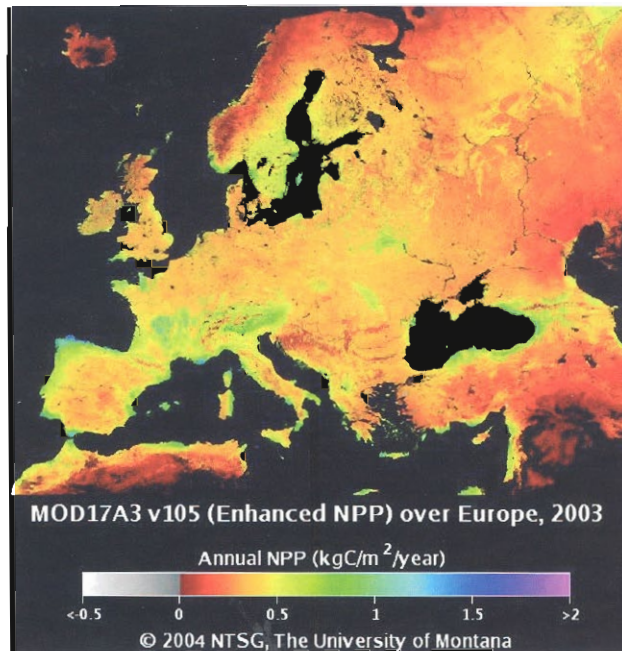
Teniendo en cuenta las relaciones mostradas del NDVI con la APAR y la clara relación de la biomasa producida (o producción primaria neta NPP) y la APAR que capta la cubierta vegetal, es fácilmente deducible la potencialidad de la suma acumulada del NDVI en un intervalo temporal con la biomasa generada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

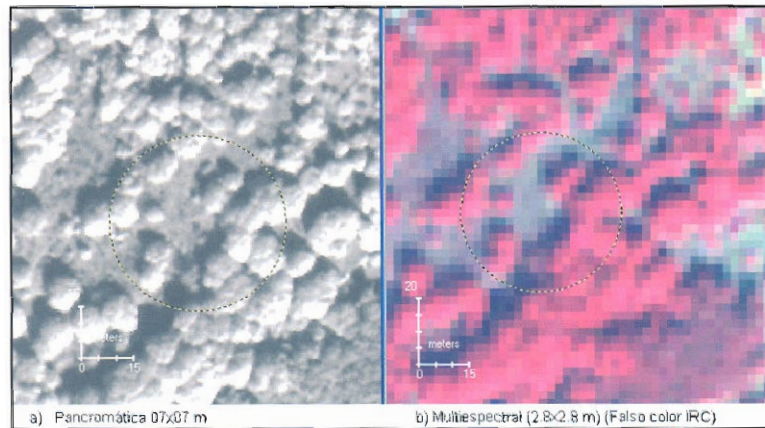
Como hemos visto anteriormente, programas como el EOS están generando de forma operativa, para todo el globo, imágenes de ocupación del suelo y estimación de cambios de uso para poder dar estimaciones más reales a nivel global del flujo de CO₂ entre el suelo y la atmósfera. Como ya hemos comentado, dicha 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 del 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 MOD44 - Cambio de la cubierta terrestre	MOD16 - Evapotranspiración
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., Martín-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 Valsain y Matas de Valsain, *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.

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

- 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.
- 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.
- 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 Pardos 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., Maser, 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*.