



2022
Lleida

27·1
junio · juny
julio · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022
ISBN 978-84-941695-6-4
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Fijación de C a consecuencia de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas en áreas de ambiente Mediterráneo continental

VELÁZQUEZ, E.^{1,2}, MARTÍNEZ-JARAÍZ, C.³ y WHEELER, C.⁴, MITCHARD, T.A.⁴, BRAVO, F.^{1,2}

¹ Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, Universidad de Valladolid & INIA, Palencia.

² Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Palencia.

³ Stipa & Azeral S.L., Consultora Ambiental, Cuenca.

⁴ School of Geosciences, University of Edinburgh, Edimburgo (Reino Unido).

Resumen

Analizamos la fijación de C a consecuencia de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas entre 1977 y 2017, en Castilla y León. Para ello estimamos el C acumulado en la biomasa aérea (CBA) y subterránea (CBS) en 30 parcelas (25 m × 25 m), y extrapolamos dichas estimaciones al conjunto del territorio analizado su relación con datos de *Radar de Apertura Sintética* (RAS) de 2018. Encontramos que 145.193 ha (un 1,54 % del área total de la región) se habían transformado en nuevos bosques y matorrales. Aunque las densidades medias de CBA y la CBS eran modestas (18,04 y 6,78 Mg C_{ha}⁻¹), los valores máximos eran relativamente altos (60 y 21 Mg C_{ha}⁻¹) y un 37,3 % de las reservas totales de C (10 Tg), correspondían a CBS. La tasa anual de fijación de C (0,25 Tg C_{año}⁻¹), sin embargo, apenas compensaba un 1,22 % de las emisiones totales de CO₂ en la región. Nuestros resultados sugieren que el potencial de fijación de C de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas es menor en áreas de clima Mediterráneo continental que en áreas de clima templado frío, pero podría incrementarse con medidas de gestión forestal activa.

Palabras clave

Tierras agrarias abandonadas, sucesión ecológica, ecuaciones alométricas, biomasa aérea, biomasa subterránea, señal de retorno del radar, regresión.

1. Introducción

A lo largo de las últimas décadas, en las zonas de clima templado del planeta, ha habido un secuestro neto de carbono (C) que puede explicarse parcialmente a raíz del impacto que han tenido determinados procesos de cambio de uso del suelo como la regeneración forestal, las [forestaciones y reforestaciones](#), y la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas (Le Quéré et al., 2009). Este último proceso puede explicarse debido a la migración campo-ciudad que se ha producido en amplias zonas y que ha conducido a su vez al abandono de la actividad agrícola y ganadera, normalmente en las áreas más remotas y escasamente productivas (Cramer et al., 2008). Una vez cesan los antiguos usos, comienza un proceso de revegetación espontánea a lo largo del cual, los antiguos cultivos y pastizales se transforman progresivamente en áreas de matorral y bosques jóvenes, y para el desarrollo de estos nuevos sistemas, se fija C. Durante las últimas décadas varios estudios han cuantificado el C fijado debido a la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas que ha tenido lugar en áreas como el este de Europa y la antigua Unión Soviética (Kuemmerle et al., 2011; Schierhorn et al., 2013). Sin embargo, en los países de la Cuenca Mediterránea, donde el abandono de tierras agrarias ha ocurrido ampliamente, la mayor parte de los estudios sobre el C fijado a raíz de este proceso se han desarrollado a escala local (Calvão and Palmeirim, 2004; Chrysafis et al., 2017), siendo escasas las aproximaciones a escala regional. Dado que los países de la Cuenca Mediterránea van a estar particularmente afectados por el cambio climático (IPCC, 2014), la cuantificación del C acumulado en la vegetación a consecuencia de la expansión forestal de tierras agrarias abandonadas es importante para mejorar los informes sobre emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEIs) en

los mismos, así como para identificar compromisos entre opciones de uso del suelo viables (Kuemmerle et al., 2011).

Una de las formas más habituales de mapear y cuantificar de forma fiable y efectiva los reservorios de C presentes en la vegetación a lo largo de extensas regiones geográficas, es mediante el uso de métodos que combinan datos de campo y sensores remotos (Mitchard et al., 2009; 2011; 2012; McNicol et al., 2018). Según estas aproximaciones, a partir de medidas directas como el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP; cm) y la Altura (H), se calcula el C acumulado en la vegetación (CBA). Posteriormente, se analiza la relación entre el CBA y los datos procedentes de sensores activos como los Radares de Apertura Sintética (RAS), que envían un pulso de energía de onda corta a la superficie terrestre y recogen una cierta cantidad de energía que retorna al sensor una vez que ha interactuado con los troncos, las ramas y el follaje. Finalmente, se extrapola dicha relación al conjunto del territorio obteniendo estimas a escala regional con un cierto rango de error.

2. Objetivos

En este estudio aspiramos a proporcionar una estimación fiable de las reservas de C acumulado en la biomasa aérea y subterránea a consecuencia de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas, entre 1977 y 2017, en Castilla y León. En concreto, nos planteamos conocer; (1) el área total afectada, (2) la densidad media, el reservorio total y la tasa de secuestro de C en la biomasa aérea y subterránea.

3. Metodología

3.1 Mapeo de tierras agrarias abandonadas y muestreo de campo

Para estimar el área afectada por la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas, en primer lugar, obtuvimos las orto-fotografías correspondientes a los años 1977-1980 (*Vuelo Interministerial*) y 2015-2017 (*PNOA máxima actualidad*) en el [Centro Nacional de Información Geográfica](#), así como las áreas vectoriales ocupadas por los cuatro tipos principales de bosques en la región, aquellos dominados por *Juniperus thurifera*, *Q. ilex*, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* ([Área Banco de Datos de la Naturaleza, 2006](#)). En segundo lugar, superpusimos dichas áreas vectoriales con las orto-fotografías de 1977-1980, y en las áreas de superposición, identificamos aquellas parcelas que mostraban una cobertura forestal escasa o nula, así como muros de piedra o señales de laboreo. En tercer lugar, comprobamos si dichas parcelas mostraban cobertura vegetal en las orto-fotografías de 2015-2017, asumiendo, en ese caso, que en ellas se había producido un proceso de expansión forestal.

Una vez definidas estas *áreas de regeneración* definimos cinco sitios de estudio al azar dentro de las mismas. Dos de ellos (La Valdavia y Linares de Riofrío) estaban situados en zonas dominadas por *Q. pyrenaica*, mientras que las otras tres (Calzada de Tera, La Lora y Arcones), estaban situadas en áreas dominadas por *Q. ilex*, *Q. faginea* y *J. thurifera*, respectivamente (Fig. 1). En cada uno de estos cinco sitios, localizamos seis parcelas (25 m × 25 m: 30 parcelas en total). En cada una de estas parcelas, entre Septiembre de 2018 y Junio de 2019, identificamos a nivel de especie y mapeamos todos los individuos de árboles y arbustos con $H \geq 0,25$ y $0,50$ m, respectivamente. En los árboles con $H \geq 1,3$ m de altura, medimos el DAP (cm) usando unas forcípulas, y la H (m) usando un hipsómetro Vertex (Häglöf, Suecia). En los árboles con $H \leq 1,3$ m de altura y en los arbustos, medimos el diámetro en el cuello de la raíz (DCR; cm) usando unas forcípulas, la altura (H) y los dos diámetros principales de la copa (DC; cm) usando cintas de medir.

3.2 Estimación de las reservas de C a escala de parcela

Para estimar las reservas de C a escala de parcela, en primer lugar calculamos la biomasa aérea por individuo a partir de las medidas directas (DAP, H, DCR y DC), usando ecuaciones alométricas. La mayoría de ellas eran propias de las especies encontradas y habían sido desarrolladas en áreas cercanas (Santa-Regina et al., 1997; Patón et al., 2002; Blanco-Oyonarte y Navarro-Cerrillo, 2003; Robles et al., 2006; Annighöffer et al., 2016; Ruíz-Peinado et al., 2011, 2012, 2013; Blujdea et al., 2012 y Skema et al., 2018). Posteriormente, sumamos los valores por individuo, obteniendo estimas de la biomasa aérea y subterránea ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) por parcela, que fueron transformadas en estimas de CBA y CBS ($\text{Mg} \text{ C} \cdot \text{ha}^{-1}$) por parcela mediante factores de conversión (Montero et al., 2005).

3.3 Procesado de los datos de radar

Utilizamos las escenas o imágenes de satélite del sensor *Advanced Land Observing Satellite - Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar* (ALOS-PALSAR), que, al emitir en la banda L (23,6 cm de longitud de onda), resulta especialmente adecuado para trabajar en áreas con una biomasa aérea no muy elevada ($< 75 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$; McNicol et al., 2018). Dichas escenas fueron adquiridas en el [Earth Observation Research Center \(EORC\)](#) de la *Agencia Espacial Japonesa*, habían sido tomadas en el verano de 2018 y proporcionaban datos de retorno en dos tipos de polarizaciones diferentes; HH (transmisión y recepción horizontal) y HV (transmisión horizontal y recepción vertical), con un ángulo de incidencia de 30-40° y un tamaño de pixel de 25 m (Shimada et al., 2014).

Una vez obtenidas las escenas, en primer lugar, convertimos los valores de retorno del RAS de números digitales a decibelios (σ^0 , db) utilizando los coeficientes de calibración de Shimada et al., (2014), y reducimos el grano y el ruido mediante un filtro aumentado de Lee con una ventana móvil de 5×5 m (McNicol et al., 2018). Posteriormente, recortamos la escena resultante con el contorno digitalizado de las áreas de regeneración, y obtuvimos los valores medios de retorno del RAS (db) para las polarizaciones HH y HV, en el área correspondiente a cada una de las parcelas.

3.4 Modelos de regresión y desarrollo de los mapas de carbono

Para obtener los mapas de C acumulado, en primer lugar analizamos la relación entre los valores de la señal de retorno del RAS para las polarizaciones HH y HV (db) y los valores de CBA ($\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$), en cada una de las parcelas. Aunque este tipo de relaciones pueden seguir todo tipo de modelos (Mitchard et al., 2011), al tener un número de parcelas relativamente bajo ($N = 30$) consideramos tan sólo el modelo lineal. También obtuvimos los *Errores Residuales Cuadráticos Medios* (ERCM) de las relaciones HH~CBA y HV~CBA para definir el rango de valores de AGC para el cual, dichos modelos eran capaces de predecir la CBA con la menor incertidumbre (Mitchard et al., 2012). Para elaborar los mapas de CBS también analizamos la relación entre esta última variable y la CBA utilizando regresiones lineales.

En segundo lugar, revertimos el modelo RAS~CBA finalmente seleccionado a AGC~RAS. Trabajamos de esta forma porque la señal de retorno del radar, que viene determinada por la estructura de la vegetación, tiene una elevada variabilidad, y por tanto, es preferible mantenerla como variable dependiente en el modelo inicial (Woodhouse 2005). Posteriormente, utilizamos el modelo revertido AGC~RAS para transformar los valores medios por pixel de σ^0 (db) de las escenas ALOS-PALSAR recortadas en función de las áreas en regeneración, en valores estimados medios de CBA ($\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$). También utilizamos el modelo de regresión CBA~CBS para generar mapas de CBS media ($\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Para elaborar los procesos de reducción del grano y el ruido de las escenas ALOS-PALSAR utilizamos ESA-SNAP v.4.0.0 (ESA Sentinel Application Platform, 2020) y ENVI 4.6 (ITT, Boulder, EEUU). Para hacer el mosaico de escenas ALOS-PALSAR y recortar las mismas en función del área

ocupada por las tierras en regeneración utilizamos QGIS v.3.10 (QGIS Development Team, 2019). Las regresiones lineales fueron llevadas a cabo mediante el uso de los paquetes de R *BIOMASS* (Rejou-Méchain et al., 2017), *knitr* (Xie, 2020) y *nlstools* (Baty et al., 2015).

4. Resultados

4.1 Modelos de regresión y análisis de incertidumbre

Las regresiones lineales entre los valores medios de σ^0 (db) y de CBA por pixel mostraron un coeficiente de determinación mayor para las polarizaciones HV ($R^2 = 0.26$, $P < 0.05$; Fig. 2a) que para las HH ($R^2 = 0.18$, $P < 0.05$), por lo que tan sólo consideramos las primeras para realizar el análisis de incertidumbre y obtener el modelo definitivo con el que desarrollar los mapas de C. El ERCM del modelo entre la CBA estimada (por el modelo revertido $CBA \sim HV$) y la CBA observada en las parcelas (Fig. 2b), fue de 18,98 Mg C ha^{-1} teniendo en cuenta todos los valores de CBA, de 15,35 Mg C ha^{-1} si sólo se consideraban aquellos con $CBA > 1$ Mg C ha^{-1} , y de 14,96 Mg C ha^{-1} si sólo se consideraban aquellos con $CBA > 0,7$ Mg C ha^{-1} (Fig. 2c). Sin embargo, al considerar aquellas parcelas con $CBA > 0,5$ Mg C ha^{-1} , el ERCM aumentó a 17,72 Mg C ha^{-1} . Así, el modelo finalmente seleccionado fue;

$$HV = -16.7493 + (0.0873 \times CBA) \quad [\text{Eq.1}]$$

Donde HV es el valor medio de la señal de retorno del RAS (σ^0 ; db) para la polarización HV por pixel y CBA es la densidad media de CBA por pixel en Mg C ha^{-1} . Para desarrollar los mapas con las estimaciones medias de CBA a partir de HV, esta ecuación fue reformulada como;

$$CBA = (HV + 16.7493)/0.0873 \quad [\text{Eq.2}]$$

Al usar este modelo para desarrollar los mapas consideramos clases de densidad media de CBA cuyos rangos estaban determinados por el valor de densidad media de CBA que daba el menor ERCM (0,7 Mg C ha^{-1}), por dicho ERCM (14,96 Mg C ha^{-1}), y por el valor máximo de densidad media de CBA observado (60 Mg C ha^{-1}), siendo; 0-15, 15-30, 30-45, 45-60 and > 60 Mg C ha^{-1} .

Por otra parte, los valores de densidad media de CBA mostraron una relación positiva, fuerte y significativa con los de densidad media de CBS por pixel ($R^2 = 0.82$, $P < 0.001$). Dicha relación era aún más fuerte dejando fuera una parcela que mostraba valores extremos ($R^2 = 0.92$, $P < 0.001$; Fig. 2d). El análisis de incertidumbre mostró que la exactitud de las predicciones de CBS era similar para todo el rango de valores de CBS observados (Fig. 2e). Así, el modelo finalmente seleccionado fue;

$$CBA = 1.4734 + (2.5758 \times CBS) \quad [\text{Eq.1}]$$

El cual, a fin de desarrollar los mapas de CBS predichos a partir de CBA, fue reformulado como;

$$CBS = (CBA - 1.4734)/2.5758 \quad [\text{Eq.2}]$$

El ERCM de este modelo era de 2,41 Mg C ha^{-1} , que disminuía a 1,76 Mg C ha^{-1} considerando tan sólo los valores de densidad media de CBS $\geq 0,5$ Mg C ha^{-1} (Fig. 2e-f). Así usamos el modelo para crear mapas de densidad media de CBS a partir de 0,5 Mg C ha^{-1} .

4.2 Mapas de carbono

En la región de estudio, 145.193 ha de los bosques actualmente dominados por *J. thurifera*, *Quercus faginea*, *Q. ilex*, and *Q. pyrenaica* correspondían a tierras en regeneración, es decir, tierras agrarias abandonadas que habían experimentado un proceso de regeneración natural desde 1977. Esto suponía un 1,54 % del área total de Castilla y León y un 12,12 % del área ocupada por los cuatro tipos de bosques anteriormente mencionados.

A partir del mapa de densidad media de CBA estimada (ver detalle en Fig. 3), calculamos que, entre 1977 y 2017, en tierras en regeneración, se había acumulado una densidad media de CBA de 18,04 Mg C·ha⁻¹. Si sólo teníamos en cuenta aquellas situadas en bosques actualmente dominados por *Q. pyrenaica* and *J. thurifera*, dicho valor aumentaba hasta 23,03 y 22,52 Mg C·ha⁻¹, respectivamente. Atendiendo a las clases de densidad media de CBA, la mayor parte de las tierras en regeneración mostraba valores de esta entre 0,7 y 15 Mg C·ha⁻¹. El reservorio total de CBA acumulado debido a la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas entre 1977 y 2017 era de 6,17 Tg C. Un 92,34 % de dicho reservorio (5,79 Mg C·ha⁻¹) se encontraba en zonas actualmente dominadas por *Q. ilex* y *Q. pyrenaica*.

La densidad media de CBS estimada a partir de CBA, era de 6,56 Mg C·ha⁻¹, alcanzando valores bastante mayores (9,03) en las zonas dominadas por *Q. pyrenaica*. El reservorio total de CBS acumulado a consecuencia de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas entre 1977 y 2017, en la región de estudio era de 3,73 Tg C, un 83,4 % del mismo correspondía a zonas dominadas por *Q. pyrenaica*. Las tasas de acumulación de CBA y CBS a lo largo del dicho periodo fueron de 0,16 y 0,09 Tg C·yr⁻¹, respectivamente.

5. Discusión

Las 145.193 ha de tierras agrarias en regeneración hacia zonas de matorral y de bosque suponían un 1,54 % del área total de la región de estudio y un 12,12 % del área total ocupada por los cuatro tipos de bosques considerados. La primera de ambas proporciones es superior a las registradas al analizar la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas en Ucrania occidental (Kuemmerle et al., 2011; 1.12 %) y la antigua Unión Soviética (Vuichard et al., 2008; 0.76 %), lo que indica que este proceso de cambio en el uso del suelo es más importante en zonas de ambiente Mediterráneo continental que en zonas de ambiente templado frío. Más aún, al mapear el abandono agrario, detectamos áreas susceptibles de ser clasificadas como tierras en regeneración (zonas ocupadas por cultivos y pastizales en las orto-fotografías de 1977-1980, y por vegetación leñosa en 2015-2017), que no habían sido identificadas como bosques según las coberturas el Mapa Forestal Español, por lo que finalmente no las digitalizamos. Es importante destacar también que debido a limitaciones de tiempo y presupuesto sólo consideramos los cuatro tipos de bosques en función del área que ocupan en la región de estudio, pero la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas ha podido tener lugar también en otras áreas, como las actualmente dominadas por *J. oxycedrus* (del Peso-Taranco & Bravo, 2006). Todo ello indica que el área ocupada por tierras agrarias en regeneración podría ser aún mayor que la detectada en este estudio.

El valor medio de densidad de CBA encontrado (18,04 Mg C·ha⁻¹) fue relativamente bajo teniendo en cuenta que los nuevos bosques y zonas de matorral detectados se han desarrollado a lo largo de 40 años. Alivernini et al. (2016) encontraron valores de 21,21 Mg C·ha⁻¹ en los nuevos bosques desarrollados tras la colonización espontánea de tierras agraria abandonadas en Italia Central en sólo 22 años (1990-2012). Los valores mínimos de densidad de CBA que encontramos (0,7 Mg C·ha⁻¹) eran similares a los registrados en zonas de matorral del Centro de Portugal dominadas por *Cistus ladanifer* (0,36 Mg C·ha⁻¹; Calvão & Palmeirim, 2004). Los valores máximos (60 Mg C·ha⁻¹), eran similares a los registrados por Pan et al., (2011; 75 Mg C·ha⁻¹), pero menores que los registrados por Houghton et al., (2009; 83-135 Mg C·ha⁻¹) para bosques templados.

En cuanto a los reservorios de C, el detectado en la biomasa aérea (6,27 Tg C) era bastante modesto teniendo en cuenta el área ocupada por Castilla y León es de 9,4 millones de ha, lo que hace una media de 0,6 Tg C · millón de ha⁻¹. Para comparar, Schierhorn et al., (2013) encontraron 470 Tg C en la biomasa aérea acumulada durante el periodo 1991-2001, tras el abandono de tierras agrarias que tuvo lugar tras la caída de la URSS en la Rusia Europea, Ucrania y Bielorrusia. El área ocupada por esta región es 30,8 millones de ha, lo que hace una media de 15,25 Tg C · millón de ha⁻¹.

El hecho de que el reservorio de CBA sea tan modesto puede estar relacionado con la elevada proporción de la región de estudio ocupada por áreas pobremente regeneradas (CBA; 0,7-15 Mg C·ha⁻¹, Fig. 3c-d). Estas áreas aparecen mayormente en la zona oriental de Castilla y León (provincias de Soria y Burgos), al contrario que las que poseen mayor CBA, que se sitúan principalmente en la zona noroccidental (provincias de Zamora y León).

El reservorio de CBS encontrado en nuestro estudio (3,73 Tg C, un 37,3 % del reservorio total de 10 Tg C) era bastante grande en comparación con el estimado por Saatchi et al., (2011) para bosques tropicales del planeta (21,86 % del reservorio total de C). Este resultado puede explicarse por el hecho de que invertir en raíces profundas es una característica típica de muchas especies de árboles caducifolios o semi-caducifolios de ambientes Mediterráneos, al ayudarles a mantener elevadas tasas de evapotranspiración durante los meses de verano cuando la disponibilidad hídrica es menor (Moreno et al., 2011). El hecho de que un 85 % del reservorio total de CBS corresponda a *Q. pyrenaica*, una especie de árbol de esta tipología, corrobora esta hipótesis.

En relación con la tasa de acumulación de C, la suma de las de CBA y CBS hace 0,25 Tg C·yr⁻¹, lo que indica que la fijación de C a raíz de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas tan sólo compensó un 1,22 % de las emisiones totales de CO₂ (28,19 Tg C·yr⁻¹; 1991-2018) en la región de estudio (MITECO, 2018).

6. Conclusiones

Hasta donde nosotros sabemos, este es el primer estudio sobre el C acumulado a consecuencia del abandono y la revegetación espontánea de tierras agrarias, a escala regional, en ambiente Mediterráneo continental. Nuestros resultados indican que:

- (1) La expansión forestal en tierras agrarias abandonadas ocupa un área mucho mayor en la región de estudio que en otras áreas de clima templado-frío en las que se han desarrollado estudios similares, por lo que es un proceso de cambio de uso del suelo de primer orden en áreas de ambiente Mediterráneo continental.
- (2) La expansión forestal en tierras agrarias abandonadas situadas en ambiente Mediterráneo continental tiene un menor potencial de secuestro de CO₂ atmosférico y de fijación de C en la biomasa, que en ambientes de tipo templado frío.
- (3) La biomasa subterránea es particularmente importante como reservorio de C en los nuevos bosques y zonas de matorral desarrollados en tierras agrarias abandonadas, particularmente en aquellos dominados [por frondosas perennifolias o marcescentes](#).
- (4) El potencial de secuestro de CO₂ atmosférico y de fijación de C en la biomasa aérea y subterránea de la expansión forestal en tierras agrarias abandonadas en la región de estudio, puede ser mayor que el detectado debido a que el área afectada por este proceso puede ser aún mayor de la que sugieren nuestros resultados, muchas zonas abandonadas recientemente pueden no haber alcanzado el pico de fijación de CO₂.
- (5) Dicho potencial podría aumentarse mediante la aplicación de medidas activas de gestión forestal sostenible como la realización de aclareos y podas.

7. Agradecimientos

Este estudio ha sido posible gracias al apoyo de la Comisión Europea a través del proyecto CASE-CO2 (H2020-MSCA-IF-2017, DLV; 799885), a cuyo desarrollo en etapas iniciales contribuyeron de forma decisiva A. Escudero y J. Vayreda. También estamos agradecidos a C. del Peso por la información proporcionada acerca de la historia de uso del suelo de la región de estudio. A I. Molina, C. Villar, C. Allue y J.M. Martínez, del Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, les debemos los permisos para trabajar en los Montes de Utilidad Pública de Arcones (Segovia),

Calzada de Tera (Zamora), Tubilla del Agua (Burgos), Villalafuente y Tabanera de Valdavia (Palencia). También agradecemos la ayuda prestada por M. Herrero, T. y P. Zarza, M^a.I. Martín e I. Alonso para trabajar en terrenos de su propiedad en Linares de Riofrío (Salamanca). La realización del trabajo de campo fue posible gracias a la inestimable ayuda proporcionada por F. Ampudia, E. Cudjoe, H. Galvis, V. García, S. Gutiérrez, S. Horzov, A. Martín, A. Mihn, C. Ordóñez and M. Suárez-Oviedo. También estamos agradecidos a R. Ruiz-Peinado, por la ayuda prestada para el cálculo de la biomasa aérea y subterránea a través de ecuaciones alométricas, y a K. Nomura por su paciencia con el tratamiento de datos de RAS en Edinburgo. E. Uhl y L. Lassaletta contribuyeron también con valiosos comentarios y sugerencias en las primeras versiones de este trabajo.

8. Bibliografía

ALIVERNINI, A., BARBATI, A., MERLINI, P., CARBONE, F., CORONA, P. 2016: New forests and Kyoto Protocol carbon accounting: a case study in central Italy. *Agric., Ecosyst. & Environ.* 218, 58-65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.006>

ANNIGHÖFER, P., AMEZTEGUI, A., AMMER, C., BALANDIER, P., BARTSCH, N., BOLTE, A., COLL, L., COLLET, C., EWALD, J., FRISCHBIER, N., GEBEREYESUS, T., HAASE, J., HAMM, T., HIRSCHFELDER, B., HUTH, F., KÄNDLER, G., KAHL, A., KAWALETZ, H., KUEHNE, C., LACOINTE, A., LIN, N., LÖF, M., MALAGOLI, P., MARQUIER, A., MÜLLER, S., PROMBERGER, S., PROVENDIER, D., RÖHLE, H., SATHORNIKICH, J., SCHALL, P., SCHERER-LORENZEN, M., SCHRÖDER, J., SEELE, C., WEIDING, J., WIRTH, C., WOLF, H., WOLLMERSTÄDT, J. y MUND, M. 2016. Species-specific and generic biomass equations for seedlings and saplings of European tree species. *Eur. J. of Forest Research* 135, 313-329.

BLANCO-OYONARTE, P., NAVARRO-CERRILLO, R.M^a. 2003. Aboveground phytomass models for major species in shrub ecosystems of western Australia. *Investigación Agraria en Sistemas y Recursos Forestales* 12, 47-55.

BLUJDEA, V.N.B., PILLI, R., DUTCA, I., CIUVAT, L., ABRUDAN, I.V. 2012. Allometric biomass equations for young broadleaved trees in plantations in Romania. *For. Ecol. and Manag.* 264, 172-184.

CALVÃO, T., PALMEIRIM, J. 2004. Mapping Mediterranean scrub with satellite imagery: biomass estimation and spectral behaviour. *Int. J. Remote Sens.* 25, 3113-3126. <https://doi.org/10.1080/01431160310001654978>

CHRYSAFIS, I., MALLINIS, G., SIACHALOU, S., PATIAS, P. 2017. Assessing the relationships between growing stock volume and Sentinel-2 imagery in a Mediterranean forest ecosystem. *Remote Sens. Lett.* 8, 508-517. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2017.1295479>

CRAMER, V.A., HOBBS, R.J., STANDISH, R.J. 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem recovery. *Trends Ecol. Evol.* 23, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>

COTILLAS, M., ESPELTA, J.M., SÁNCHEZ-COSTA, E. y SABATÉ, S. 2016. Aboveground and belowground biomass allocation patterns in two Mediterranean oaks with contrasting leaf habit: an insight into carbon stock in young oak coppices. *Eur. J. of For. Research* 135: 243-252.

[DEL PESO-TARANCO, C. & BRAVO, F. 2006. Los enebrales de *Juniperus oxycedrus* L. en el paisaje forestal del Valle del Alberche \(Ávila\). En: V.V.A.A., *Ecología y Gestión Forestal Sostenible* \(Ed.\), III Coloquio Internacional sobre Sabinas y Enebrales, Tomo I, Soria, Página 247-255.](#)

HOUGHTON, R.A., HALL, F., GOETZ, S.J. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. J. Geophys. Res. 114, 1-13. <https://doi.org/10.1029/2009JG000935>

[IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. En: PACHAURI, R., MEYER, L. \(Eds.\), International Panel on Climate Change. Geneva.](#)

KUEMMERLE, T., OLOFSSON, P., CHASKOWSKY, O., BAUMANN, M., OSTAPOWICZ, K., WOODCOCK, C., HOUGHTON, R.A., HOSTERT, P., KEETON, W., RADELOFF, V.C. 2011. Post-soviet farmland abandonment, forest recovery, and carbon sequestration in western Ukraine. Global Change Biol. 17, 1335-1349. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02333.x>

LE QUÉRÉ, C., RAUPACH, M.R., CANADELL, J.G., MARLAND, G., BOPP, L., CIAIS, P., CONWAY, T.J., DONEY, S.C., FEELY, R.A., FOSTER, P., FRIEDLINGSTEIN, P., GURNEY, K., HOUGHTON, R.A., HOUSE, J.I., HUNGTINFORD, C., LEVY, P.E., LOMAS, M.R., MAJKUT, J., METZL, N., OMETTO, J.P., PETERS, G.P., PRENTICE, I.C., RANDERSON, J.T., RUNNING, S.W., SARMIENTO, J.L., SCHUSTER, U., SITCH, S., TAKANASHI, T., VIOVY, N., VAN DER WERF, G.R., WOODWARD, F.I. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. Nat. Geosci. 2, 831-836. <https://doi.org/10.1038/ngeo689>

McNICOL, I., RYAN, C.M., MITCHARD, E.T.A. 2018. Carbon losses from deforestation and widespread degradation offset by extensive growth in African woodlands. Nat. Commun. 9. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05386-z>

MITCHARD, E.T.A., SAATCHI, S.S., WOODHOUSE, I.H., NANGENDO, G., RIBEIRO, N.S., WILLIAMS, M., RYAN, C.M., LEWIS, S.L., FELDPAUSCH, T.R., MEIR, P. 2009. Using satellite radar backscatter to predict above-ground woody biomass: A consistent relationship across four different African landscapes. Geophys. Res. Lett. 23. <https://doi.org/10.1029/2009GL040692>

MITCHARD, E.T.A., SAATCHI, S.S., LEWIS, S.L., FELDPAUSCH, T.R., WOODHOUSE, I.H., SONKÉ, B., ROWLAND, C., MEIR, P. 2011. Measuring biomass changes due to woody encroachment and deforestation/degradation in a forest-savanna boundary region of Central Africa using multi-temporal L-band radar backscatter. Remote Sensing of the Environment 11, 2861-2873. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.02.022>

MITCHARD, E.T.A., SAATCHI, S.S., WHITE, L.J.T., ABERNETHY, K.A., JEFFERY, K.J., LEWIS, S.L., COLLINS, M., LEFSKY, M.A., LEAL, M.E., WOODHOUSE, I.H., MEIR, P. 2012. Mapping tropical forest biomass with radar and spaceborne LiDAR in Lopé National Park, Gabon: overcoming problems of high biomass and persistent cloud. Biogeosciences 9, 179-191. <https://doi.org/10.5194/bg-9-179-2012>

[MITECO, 2021. Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero. Comunicación a la Comisión Europea en Cumplimiento del Reglamento \(UE\) N° 525/2013. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.](#)

[MONTERO, G., RUÍZ-PEINADO, R., MUÑOZ, M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA: Serie Forestal n° 13. Instituto Nacional de Investigación Agraria, Madrid.](#)

MORENO, G., GALLARDO, J.F., VICENTE, M.A. 2011. How Mediterranean deciduous trees cope with long summer drought? The case of *Quercus pyrenaica* forests in Western Spain. En: BREDEMEIER, M. (Ed.),

Forest Management and the Water Cycle: An Ecosystem-Based Approach, Ecological Studies 212. Página 189-201. Springer-Verlag, Berlin.

SAATCHI, S.S., HARRIS, N.L., BROWN, S., LEFSKY, M., MITCHARD, E.T.A., SALAS, W., ZUTTA, B.R., BUERMANN, W., LEWIS, S.L., Hagen S., Petrova S., White L., Silman M., Morel A. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. P. Natl. Acad. Sci. USA 108, 9899-9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>

PAN, Y., BIRDSEY, R.A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P.E., KURZ, W.A., PHILLIPS, O.L., SHVIDENKO, A., LEWIS, S.A., CANADELL, J.G., CIAIS, P., JACKSON, R.B., PACALA, S.W., PATÓN, D., NÚÑEZ, J., BAO, D. y MUÑOZ, A. 2002. Forage biomass of 22 shrub species from Monfragüe Natural Park (SW Spain) assessed by log-log regression models. J. of Arid Environ. 52: 223-231.

ROBLES, A.B., FERNÁNDEZ, P., RUIZ-MIRAZO, J., RAMOS, M.E., PASSERA, C.B. y GONZÁLEZ-REBOLLAR, J.L. 2006. Nine native leguminous shrub species: allometric regression equations and nutritive values. En: LLOVERAS, J., GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, A., VÁZQUEZ-YÁÑEZ, O., PIÑEIRO, J., SANTAMARÍA, O., OLEA, L., POBLACIONES, M.J. (Eds.). Proceedings of the 21st General Meeting of the European Grassland Federation. Grassland Science in Europe, Volume 11. Página 309-311. Badajoz, España.

RUIZ-PEINADO, R., DEL RÍO, M. y MONTERO, G. 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. For. Syst. 20, 176-188.

RUIZ-PEINADO, R., MONTERO, G. y DEL RÍO, M. 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. For. Syst. 21, 42-52.

RUIZ-PEINADO, R., MORENO, G., JUÁREZ, E., MONTERO, G., ROIG, S. 2013. The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas. J. of Arid Environ. 91: 22-30.

SANTA-REGINA, I., TARAZONA, T. y CALVO, R. 1997. Aboveground biomass in a beech forest and a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda área of northern Spain. Annales des Sci. For. 54, 261-269.

SCHIERHORN, F., MÜLLER, D., BERINGUER, T., PRISCHEPOV, A.V., KUEMMERLE, T., BALMANN, A. 2013. Post-soviet cropland abandonment and carbon sequestration in European Russia, Ukraine and Belarus. Global Biogeochem. Cy. 27:, 1-11. <https://doi.org/10.1002/2013GB004654>

ŠKEMA, M., MIKŠYS, V., ALEINIKOVAS, M., ŠILINSKAS, B., VARNAGYRITĖ-KABAŠINSKIENĖ, I. 2018. Biomass structure and morphometric parameters for non-destructive biomass estimation of common forest underbrush species in Lithuania. Polish J. in Environ. Studies 27, 325-333.

SHIMADA, M., ITOH, T., MOTOOKA, T., WATANABE, M., SHIRAISHI, T., THAPA, R., LUCAS, R. 2014. New global forest / non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007–2010). Remote Sens. Environ. 155, 13–31. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.014>

VUICHARD, N., CIAIS, P., BELELLI, L., SMITH, P., VALENTINI, R. 2008. Carbon sequestration due to the abandonment of agriculture in the former USSR since 1990. Global Biogeochem. Cy. 22, 1-8. <https://doi.org/10.1029/2008GB003212>

WOODHOUSE, I. 2005. Introduction to microwave remote sensing. CRC Press, Boca Ratón, EEUU.

9. FIGURAS

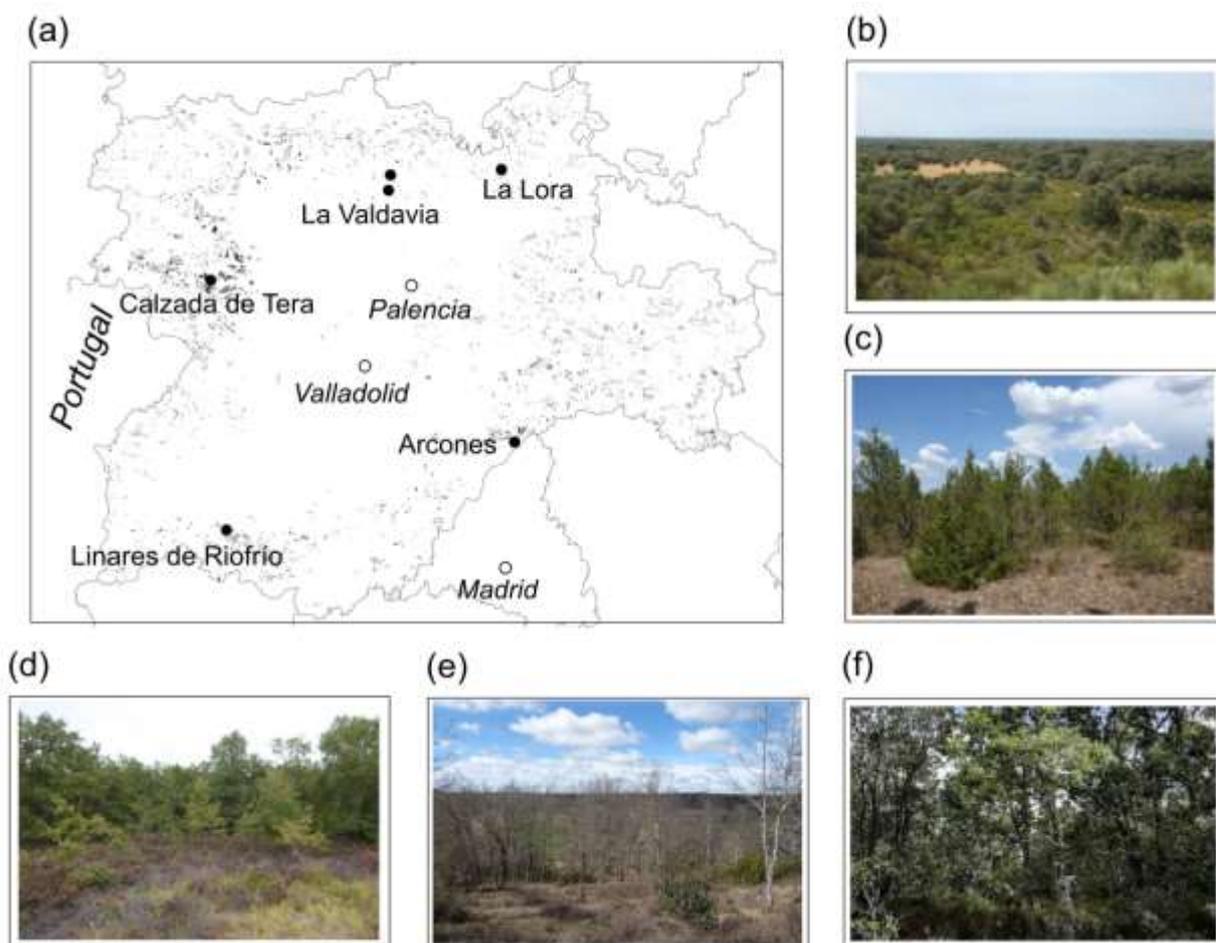


Figura1. (a) Mapa de la región de estudio mostrando el área ocupada por nuevos bosques y zonas de matorral desarrolladas en tierras agrarias abandonadas a lo largo del periodo 1977-2018, mostrando las cinco zonas de estudio, y fotografías de estas últimas, situadas en; (b) Calzada de Tera (Zamora), (c) Arcones (Segovia), (d) La Valdavia (Palencia) y (e) Linares de Riofrío (Salamanca), y dominadas por *Quercus ilex*, *Juniperus thurifera*, *Q. faginea* y *Q. pyrenaica*.

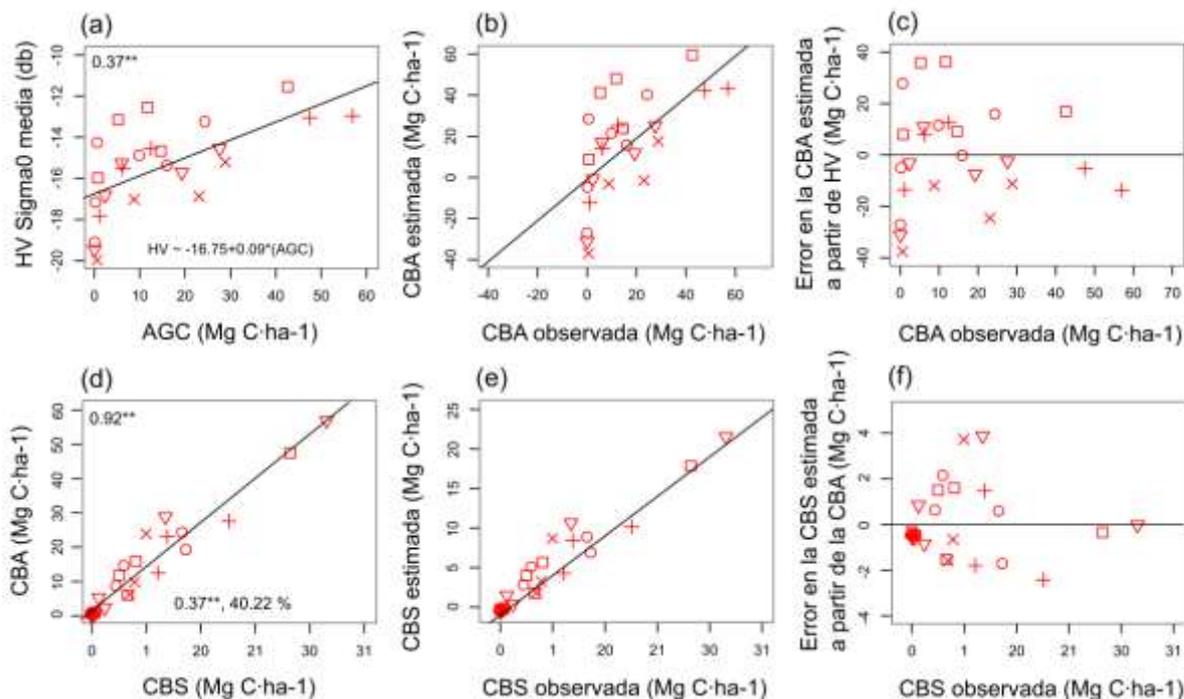


Figura 2. Errores al estimar el carbono acumulado en la biomasa aérea (CBA; $\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$) a partir de la señal de retorno media (sigma⁰,) para la polarización HV (HV media, db). (a) regresión lineal entre la HV y la CBA media, por parcela, (b) CBA media por parcela estimada a partir de la HV media, frente a la CBA media por parcela estimada a través de medidas directas, con línea $x=y$, (c) Error en la CBA media estimada a partir de la HV media, frente a la CBA media por parcela estimada a través de medidas directas de campo con ecuaciones alométricas, para el rango de valores de CBA encontrado ($0,7-60 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$). (d) regresión lineal entre la CBA y la CBS por parcela, (e) CBS por parcela estimada a partir de la CBA, con línea $x=y$. (f) Error en la CBS estimada a partir de la CBA frente a la CBS estimada a través de medidas directas de campo con ecuaciones alométricas.

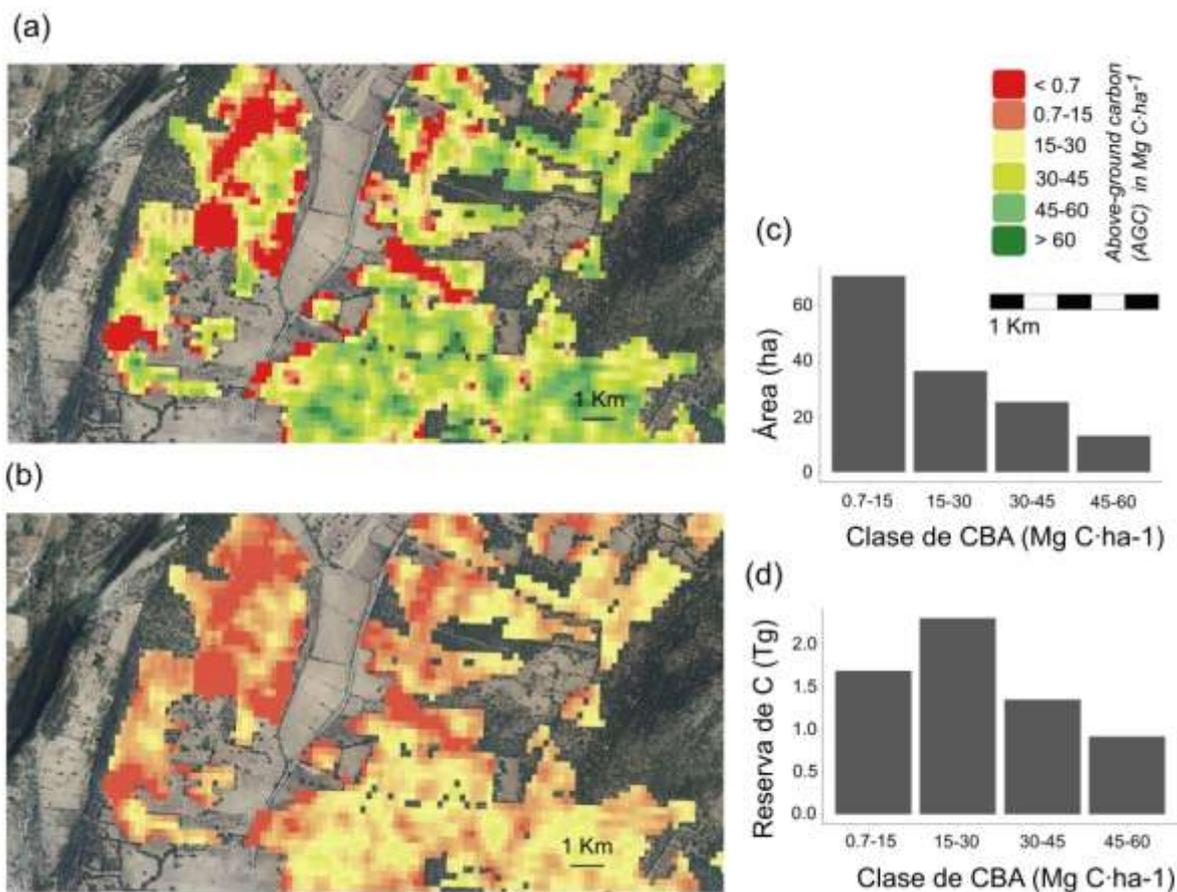


Figura 3. (a) Mapa de densidad media de carbono acumulado en la biomasa aérea (CBA; Mg C · ha⁻¹) estimada a través de la regresión lineal entre la señal de retorno media del RAS para la polarización HV (σ_0 , db) y los valores de CBA (Mg C · ha⁻¹) calculados a partir de medidas directas, para los bosques de encina (*Q. ilex*) desarrollados en tierras agrarias abandonadas en Losar del Barco (Ávila). (b) mapa de densidad media de carbono acumulado en la biomasa subterránea (CBS), estimada a partir de la regresión lineal entre la CBA y la CBS calculadas a partir de medidas directas, para la misma zona. (c) área total de los nuevos bosques y zonas de matorral desarrollados en tierras agrarias abandonadas ocupada por pixeles con valores medios de CBA pertenecientes a las cinco clases consideradas a partir de los Errores Cuadráticos Medios; 0,7-15; 15-30, 30-45 y 45-60 Mg C · ha⁻¹), (d) reservas de CBA para cada una de estas clases.