



International Union of Forest Research Organizations
Union Internationale des Instituts de Recherches Forestières
Internationaler Verband Forstlicher Forschungsanstalten
Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal

IUFRO World Series Vol. 13



El Simposio Internacional "Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales" fue organizado por la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Austral de Chile y se realizó en la ciudad de Valdivia entre los días 18 y 20 de octubre del 2001. Este evento contó con el patrocinio de importantes organizaciones nacionales e internacionales.

**Editores: Jorge Gayoso, Chile
(Coordinador de IUFRO 3.06.01)
Robert Jandl, Austria
(Coordinador adjunto de IUFRO 8.02.00 y
miembro del Grupo Especial de Intervención IUFRO
sobre Secuestro de Carbono)**

Publicado por IUFRO por medio electrónico como World Series No. 13.

**ISSN 1016-3263
ISBN 3-901347-31-3**

**IUFRO Secretariat
Vienna, 2002**

SIMPOSIO INTERNACIONAL

MEDICIÓN Y MONITOREO DE LA CAPTURA DE CARBONO EN ECOSISTEMAS FORESTALES

Valdivia, 18 al 20 de Octubre del 2001

ORGANIZA

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile

PATROCINAN

Comisión Nacional del Medio Ambiente. CONAMA

Corporación Nacional Forestal. CONAF

Instituto Forestal. INFOR

International Union of Forest Research Organizations. IUFRO

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FAO

AUSPICIAN

Dirección de Investigación, Universidad Austral de Chile.

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile

Fondo de Fomento al Desarrollo Científico y Tecnológico. FONDEF

Fundación para la Innovación Agraria. FIA

Gobierno de Chile, Ministerio de Relaciones Exteriores. PROCHILE

COMITÉ ORGANIZADOR

Jorge Gayoso, Presidente

Universidad Austral de Chile

UACH - Chile

Aquiles Neuenschwander, Director

Fundación para la Innovación Agraria

FIA - Chile

Juan Pedro Searle, Director

Comisión Nacional del Medio Ambiente

CONAMA - Chile

Sigrid Calderón Cea, Secretaria Técnica

Universidad Austral de Chile

UACH - Chile

COMITÉ CIENTÍFICO

Gabriel Loguercio

Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino

Patagónico

CIEFAP – Argentina

Omar Masera

Universidad Nacional Autónoma de México

UNAM – México

Andrés Meza

Corporación Nacional Forestal

CONAF – Chile

Patricio Nuñez

Universidad de La Frontera

UFRO – Chile

Alicia Ortega

Universidad Austral de Chile

UACH – Chile

Edgar Ortiz

Instituto Tecnológico de Costa Rica

ITCR – Costa Rica

Contenido

DOCUMENTO 1*

Un Método para la Medición del Carbono Almacenado en la Parte Aérea de Sistemas con Vegetación Natural e Inducida en Terrenos de Ladera en México.	1
<i>Acosta, M.; K. Quednow; J. Etchevers; C. Monreal</i>	
Un Método para la Medición del Carbono en los Compartimientos Subterráneos (Raíces y Suelo) de Sistemas Forestales y Agrícolas en Terrenos de Ladera en México.	9
<i>Acosta, M.; J. D. Etchevers; C. Monreal; K. Quednow; C. Hidalgo</i>	
Cuantificación del Carbono Secuestrado por Algunos SAF's y Testigos, en Tres Pisos Ecológicos de la Amazonía del Perú.	19
<i>Callo-Concha, D.; L. Krishnamurthy; J. Alegre</i>	
Cambio de Uso de Suelo y Flujos de Carbono en los Altos de Chiapas, México	33
<i>De Jong, B. H.J.</i>	
Los Stocks de Carbono en Diferentes Compartimientos de la Parte Aérea y Subterránea en Sistemas Forestales y Agrícolas de Ladera en México.	39
<i>Etchevers, J.; M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow L. Jiménez</i>	
Estimación de la Fotosíntesis en Plantas Completas y Validación de un Modelo Matemático para el Cafeto <i>Coffea arabica</i> L.	51
<i>Gómez, L. F.; E. C. Montoya; Y. López; N. M. Riaño</i>	

DOCUMENTO 2*

Valoración Económica de la Fijación de Carbono en Plantaciones Tropicales de <i>Pinus patula</i>	63
<i>Gutiérrez Vélez, V. H.; G. J. Lopera Arango</i>	
Metodología para la Cuantificación de Existencias y Flujo de Carbono en Plantaciones Forestales	75
<i>Gutiérrez Vélez, V. H.; G. J. Lopera Arango</i>	
Estimación del Contenido de Carbono de los Bosques	87
<i>Husch, B.</i>	
Medición de Tendencias en el Tiempo del Almacenamiento de Carbono en el Suelo	93
<i>Jandl, R.</i>	
Monitoreo de Plantaciones Forestales para Fijación de Carbono en el Ecuador	101
<i>Jara, L. F.; F. Gutiérrez; A. Paspuel; G. Ordóñez; P. Asimbaya</i>	
Ecuaciones de Biomasa Aérea, Factores de Expansión de de Reducción de la Lengua <i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. et Endl.) Krasser, en el SO del Chubut, Argentina	115
<i>Loguercio, G. A.; G. Defossé</i>	
Pérdidas de Biomasa en Árboles Vivos de Lengua <i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. et Endl.) Krasser por Efecto de las Pudriciones de la Madera. Un Método de Cuantificación	121
<i>Loguercio, G. A.; A. Jovanovski, M. Acetti, E. Asenjo</i>	
Flujo de Carbono y Respuesta a Diferentes Estrategias de Manejo en Plantaciones Tropicales de <i>Pinus patula</i>	127
<i>Lopera Arango, G.; Gutiérrez Vélez V. H.</i>	

* La publicación electrónica de las ponencias ha sido dividida en tres documentos.

Características Fotosintéticas de Cinco Especies Forestales	139
<i>López, J. C.; N. M. Riaño; Y. López F.</i>	
 <u>DOCUMENTO 3</u>	
Impacto del Mercado del Carbono en la Performance Económica de Proyectos Forestales. - Estudio de Caso para <i>Pinus taeda</i> en Uruguay	145
<i>Loza - Balbuena, I.</i>	
Medición de la Variabilidad Espacial y Temporal del Carbono del Suelo con el Uso de los Isótopos Estables, en una Transición Bosque-Pradera en el Estado del Paraná, Brasil	155
<i>Manfrinato, W.; M. de Cássia Piccolo; C. C. Cerri; M. Bernoux; C. E. Pellegrino Cerri</i>	
Carbon Sequestration Dynamics in Forestry Projects: The CO2FIX V.2 Model Approach	165
<i>Masera, O. R.</i>	
Medición del Carbono Almacenado en los Bosques de la Reserva Nacional Malleco, IX Región, Chile	173
<i>Nadler C.; A. Meza; R. Torres; M. A. Jara</i>	
Ecuaciones para Estimar Componentes de Biomasa en Plantaciones Forestales de Durango, México	183
<i>Návar, J.; N. González, J. Graciano</i>	
Ecuaciones para Estimar el Rendimiento e Incremento en Biomasa Total en Plantaciones Forestales de Durango, México	191
<i>Návar, J.; N. González; J. Graciano</i>	
Existencias y Tasas de Incremento Neto de la Biomasa y del Carbono en Bosques Primarios y Secundarios de Colombia	199
<i>Alonso Orrego, S.; J. I. del Valle</i>	
Evaluación de los Efectos del Uso de la Tierra sobre el Contenido y Flujos de Carbono en los Llanos del Orinoco	217
<i>San José, J. J.; R. A. Montes</i>	
Balance de Carbono en Suelos Arenosos con Plantaciones de <i>Pinus radiata</i>, en Chile Central	223
<i>Schlatter, J.E.; V. Gerding</i>	
Estimación de la Biomasa y Carbono en Bosques del Tipo Forestal Siempreverde	233
<i>Schlegel, B.</i>	
Ecuaciones de Biomasa de Raíces y sus Tasas de Acumulación en Bosques Sucesionales y Maduros Tropicales de Colombia	241
<i>Sierra, C. A.; J. I. del Valle; S. Alonso Orrego</i>	

Publicado por: IUFRO Secretariat, 2002

Nueva Dirección: Hauptstrasse 7, 1140 Viena/Mariabrunn, Austria

Tel: +43-1-877-0151-0; Fax: +43-1-877-0151-50; E-mail: iufro@forvie.ac.at

Sitio Web: <http://iufro.boku.ac.at>

LISTADO DE TRABAJOS POR ORDEN ALFABÉTICO DE AUTORES

- Acosta, M.; J. Etchevers; C. Monreal; K. Quednow y C. Hidalgo. Un método para la medición del carbono en compartimentos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas en terrenos de ladera en México. MEXICO
- Acosta, M.; K. Quednow; J. Etchevers y C. Monreal. Un método para la medición del carbono almacenado en la parte aérea de sistemas con vegetación natural e inducida en terrenos de ladera en México. MEXICO
- Callo-Concha, D.; L. Krishnamurthy y J. Alegre. Cuantificación del carbono almacenado por algunos SAF's y testigos, en tres pisos ecológicos de la amazonía del Perú. PERU
- de Jong, B. Cambio de uso de suelo y flujos de carbono en Los Altos de Chiapas, México. MEXICO
- Etchevers, J.; M. Acosta; C. Monreal; K. Quednow y L. Jiménez. Los stocks de carbono en diferentes compartimentos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. MEXICO
- Gómez, L.; E. Montoya; Y. López; N. Riaño. Estimación de la fotosíntesis en plantas completas y validación de un modelo matemático para el cafeto *Coffea arabica* L. COLOMBIA
- Gutierrez, V. y G. Lopera. Metodología para la cuantificación de existencias y flujo de carbono en plantaciones forestales. COLOMBIA
- Gutierrez, V. y G. Lopera. Valoración económica de la fijación de carbono en plantaciones tropicales de *Pinus patula*. COLOMBIA
- Husch, B. Estimación del contenido de carbono de los bosques. CHILE
- Jandl, R. Medición de tendencias en el tiempo del almacenamiento de carbono en el suelo. AUSTRIA
- Jara, L.; F. Gutiérrez; A. Paspuel; G. Ordóñez y P. Asimbaya. Monitoreo de plantaciones forestales para fijación de carbono en el Ecuador. ECUADOR
- Loguercio, G.; A. Jovanovski; M. Acetti y E. Asenjo. Pérdidas de biomasa en árboles vivos de lenga *Nothofagus pumilio* (poepp. et Endl) Krasser por efecto de las pudriciones de la madera. Un método de cuantificación. ARGENTINA
- Loguercio, G. y G. Defossé. Ecuaciones de biomasa aérea, factores de expansión y de reducción de la lenga *Nothofagus pumilio* (poepp. et Endl) Krasser, en el SO del Chubut, Argentina. ARGENTINA
- Lopera, G. y V. Gutierrez Flujo de carbono y respuesta a diferentes estrategias de manejo en plantaciones tropicales de *Pinus patula*. COLOMBIA
- Lopez, J.; N. Riaño e Y. López. Características fotosintéticas de cinco especies forestales. COLOMBIA
- Loza Balbuena, I. Impacto del mercado en la performance económica de proyectos forestales. Estudio de caso para *Pinus taeda* en Uruguay. NUEVA ZELANDA
- Manfrinato, W.; M. Piccolo; C. Cerri; M. Bernoux. Medición de la variabilidad espacial y temporal del carbono del suelo con el uso de isótopos estables en una transición bosque – pradera en el estado del Paraná, Brasil. BRASIL
- Masera, O. Carbon sequestration dynamics in forestry projects: the CO2 Fix v.2 Model approach. MEXICO
- Nadler, C.; A. Meza; R. Torres y M. Jara. Medición del carbono almacenado en los bosques de la reserva nacional Malleco, IX región, Chile. CHILE
- Návar, J.; N. González y J. Graciano. Ecuaciones para estimar componentes de biomasa en plantaciones forestales de Durango, Mexico. MEXICO
- Návar, J.; N. González y J. Graciano. Ecuaciones para estimar el rendimiento e incremento en biomasa total en plantaciones forestales de Durango, Mexico. MEXICO
- Orrego, S. y J. del Valle. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios y secundarios de Colombia. COLOMBIA
- San José, J. y R. Montes. Evaluación de los efectos del uso de la tierra sobre el contenido y flujos de carbono en los Llanos del Orinoco. VENEZUELA
- Schlatter J. y V. Gerding. Balance de carbono en suelos arenosos con plantaciones de *Pinus radiata*, en Chile central. CHILE
- Schlegel, B. Estimación de la biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempreverde. CHILE
- Sierra, C.; J. del Valle y S. Orrego. Ecuaciones de biomasa de raíces y sus tasas de acumulación en bosques sucesionales y maduros tropicales de Colombia. COLOMBIA

Un Método para la Medición del Carbono Almacenado en la Parte Aérea de Sistemas con Vegetación Natural e Inducida en Terrenos de Ladera en México.

M. Acosta¹, K. Quednow², J. Etchevers³ y C. Monreal⁴.

INIFAP

Colegio de Postgraduados, México

e-mail: acosta@colpos.mx

Resumen

A nivel mundial existe la preocupación por el calentamiento de la atmósfera como consecuencia del aumento de la concentración de los gases tipo invernadero de origen antropogénico. El principal de éstos gases, es el CO₂, el cual se ha incrementado desde 280 ppm que había durante el periodo preindustrial, hasta cerca de 360 ppm que hay en la actualidad. Los bosques, los sistemas agroforestales y la áreas de cultivo en laderas, juegan un papel preponderante en el ciclo global del carbono, porque en ellos intervienen muchos de los procesos biogeoquímicos que regulan el intercambio de carbono que existe entre la atmósfera y la biomasa aérea.

Para determinar la cantidad de carbono proveniente de la biomasa aérea, presente en cada ecosistema, se establecieron cinco parcelas de muestreo de 100 m² (4 x 25 m). En estas parcelas se midió la biomasa en los diferentes depósitos: hojarasca o mantillo, hierbas-arbustos (incluyendo árboles < 2.5 cm de diámetro) mediante la ubicación sistemáticamente de dos sitios de submuestreo de 1 m² cada uno para las hierbas y arbustos, dentro de ellos, un cuadro de 0.25 m² (0.5 x 0.5 m) para medir la hojarasca. La biomasa de los árboles mayores de 2.5 cm de diámetro, se estimó mediante un inventario y el empleo de funciones alométricas especialmente calculadas. El material colectado en los cuadros submuestra (de 1 y 0.25 m²) y probetas colectadas de diferentes posiciones de los árboles, fueron analizados en el laboratorio para determinar la biomasa y el contenido de carbono.

Los sistemas vegetales con mayor cantidad de carbono almacenado en la parte aérea fueron el bosque de liquidambar (BL) en la Región Mazateca, el bosque de encino (BE) en la Región Cuicateca y un *acahual* de aproximadamente 10 años (AC10) de la Región Mixe; con 103, 52 y 33 Mg.ha⁻¹, respectivamente. Los sistemas con menos carbono fueron las praderas (PR) de las regiones Mazateca y Cuicateca y un *acahual* de dos años (AC2) de la Mixe; con 7, 8 y 14 Mg.ha⁻¹, respectivamente.

El método propuesto y ensayado en el presente estudio, resultó ser práctico para los sistemas forestales de ladera, que se caracterizan por contener una gran cantidad de individuos por unidad de superficie.

¹ Investigador Titular del INIFAP. Campo Experimental Valle de México.

² Estudiante de la BTU Alemania.

³ Profesor Investigador del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México.

⁴ Special Advisor – Environment/Energy Agriculture and Agri-Food Canada.

A Method for Measuring Stored Carbon in the Aerial Part of Systems with Natural and Induced Vegetation on Hillsides in Mexico

Abstract

There is worldwide concern about global warming of the atmosphere as a consequence of the increase in the concentration of greenhouse-type gases that have resulted from human activity. The most important of these gases is CO₂, which has increased from 280 ppm during the pre-industrial period, to nearly 360 ppm today. The forests, agroforestry systems and cropping areas on hillsides play a predominant role in the global cycle of carbon. In these systems many of the biogeochemical processes that regulate carbon exchange between the atmosphere and aerial biomass take place.

To determine the quantity of carbon from the aerial biomass that is present in each ecosystem, five sampling plots 100 m² (4 x 25 m) were established. In these plots biomass was measured in different deposits: litter, herbaceous plants and bushes (including trees < 2.5 cm in diameter) by means of systematic location of two sub-sampling sites 1 m² each for herbaceous plants and bushes and, within these, a square 0.25 m² (0.5 x 0.5 m) to measure litter. The biomass of trees larger than 2.5 cm in diameter was estimated using an inventory and allometric functions that were specially calculated. The material collected in the sub-sampling squares (1 and 0.25 m²) and samples of wood collected at different points of the trees were analyzed in a laboratory to determine biomass and carbon content.

The plant systems with the largest quantity of carbon stored in the aerial part were a sweetgum in the Mazateca region, an oak forest in the Cuicateca region, and an acahual approximately 10 years old in the Mixe region, with 103, 52, and 33 Mg·ha⁻¹, respectively. The systems with the least carbon were the pasturelands in the Mazateca and Cuicateca regions and a two-year-old acahual in the Mixe region, with 7, 8, and 14 Mg·ha⁻¹, respectively.

The method proposed and tested in this study is practical for hillside forest systems, which are characterized by a composition of a large number of individuals per unit of area.

Introducción

Estudios recientes de la manera como procede el calentamiento global, dados a conocer en la reunión de enero 2001 del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2001) en Shangai, señalan un panorama bastante más preocupante para los próximos 100 años que las proyecciones previas. Las temperaturas medias del globo pudiesen alcanzar incrementos de entre 1.4 y 5.6°C en este siglo, superiores a las previsiones de 1 a 3.5°C hechas con anterioridad.

Se sabe que entre los responsables del aumento de la temperatura global está el CO₂ atmosférico, cuya concentración ha aumentado considerablemente a partir de la era industrial debido al frecuente uso y combustión de los combustibles fósiles. Sin embargo, el cambio de uso del suelo por la tala de terrenos forestales para convertirlos a terrenos de cultivo, ha contribuido también, con el incremento de este gas hacia la atmósfera; de los 136 Gt C que se estiman fueron emitidas a la atmósfera durante el período 1850-1998, el 87 % correspondieron a las áreas forestales y el 13 % de cultivo de pastizales (Houghton, 1999; Houghton *et al.*, 1999).

Los bosques, los sistemas agroforestales y la áreas de cultivo en laderas, juegan un papel preponderante en los procesos biogeoquímicos y por lo tanto en el ciclo global del carbono. Desafortunadamente, a nivel mundial muchos de los ecosistemas de este tipo han sido alterados o destruidos a través del tiempo, por ejemplo, la deforestación reportada en México para mediados de la década de los años ochenta fue de 670 mil ha/año, de las cuales 170 mil correspondieron a bosque templado y 500 mil a bosques tropicales o semitropicales (Masera *et al.*, 1997).

Tal situación se puede revertir y convertir a las áreas forestales en sumideros de carbono para reducir la cantidad de CO₂ presente en la atmósfera, el potencial que tiene México para secuestrar carbono es de 33 a 113 x 10⁶ Mg C para áreas forestales, de 30 a 85 x 10⁶ Mg C mediante plantaciones forestales y de 1 a 3 x 10⁶ Mg C debido a la regeneración natural con especies forestales (Trexler y Haugen, 1995). Sin embargo para determinar la cantidad de carbono que pueden aportar diferentes

Cuadro 1. Relación de los sistemas con vegetación natural e inducida evaluados en las tres regiones de Oaxaca, México.

Mazateca	Cuicateca	Mixe
Bosque Aile 10 años (40) ¹	Bosque de Encino (25)	<i>Acahual</i> de 2 años (50)
Bosque de Aile (35)	Pradera (10)	<i>Acahual</i> de 7 años (25)
B. de Liquidambar (20)		<i>Acahual</i> de 15 años (35)
Pradera (30)		

¹Los valores entre paréntesis significan la pendiente en porcentaje

ecosistemas, es necesario recurrir a técnicas de muestreo eficientes las cuales estiman la cantidad de carbono presente en determinado compartimiento; por ejemplo, para estimar la cantidad de carbono presente en el estrato arbóreo es necesario recurrir al uso de ecuaciones alométricas que estiman la cantidad de biomasa y carbono de acuerdo al tamaño de los árboles, sobre este aspecto, varios trabajos han reportado el uso de relaciones alométricas para determinar la cantidad de carbono presente en determinado tipo de bosque o vegetación (Brown, *et al.* 1989; Deans, *et al.* 1996 y De Jong, *et al.* 1995)

Con el fin de entender mejor la participación de la vegetación en los procesos biogeoquímicos del ciclo global del carbono, el objetivo del presente estudio fue determinar la cantidad de carbono que se encuentra almacenado en la parte aérea de los ecosistemas con vegetación forestal y vegetación de pastizal en terrenos de ladera, que se localizan en tres regiones de la Sierra Norte del Estado de Oaxaca.

Metodología

El trabajo se realizó en tres regiones de Oaxaca, México, caracterizada por diferentes ecosistemas de vegetación forestal que difieren entre sí por la edad, por la mezcla de especies, por el tipo de suelo y por la densidad. Tales áreas han estado sujetos a una combinación de uso agrícola y forestal de manera cíclica. La práctica común que se practica en el método de roza-tumba-quema (RTQ) consiste en intercalar periodos de descanso con periodos de cultivos anuales, durante el uso del suelo con cultivos anuales se siembra generalmente maíz (*Zea mays*) y frijol (*Phaseolus vulgaris*). Durante los periodos de descanso (que varía entre 3-15 años), se reestablece la vegetación original con las especies herbáceas, arbustivas y arbóreas, típicas de

cada región, este tipo de vegetación adquiere el nombre genérico local de *acahual*.

Las tres regiones estudiadas fueron: la Mazateca, Cuicateca y Mixe, éstas se localizan en la cuenca hidrológica del río Papaloapan en la zona natural denominada “La Cañada”, en la Sierra Norte de ese Estado, México. Las tres regiones cubren una superficie de alrededor de un millón hectáreas que incluye 62 municipios y 716 comunidades rurales. La población de las tres regiones la integran aproximadamente 325 mil habitantes; de los cuales el 53% se concentra en la región Mazateca (Colegio de Postgraduados, 2001). Más detalles de las regiones estudiadas se hacen referencia en Etchevers *et al.* (2001).

Los sistemas con vegetación natural y vegetación inducida que se evaluaron, se muestran en el Cuadro 1, los sistemas que carecen de estrato arbóreo fueron las praderas en las regiones Mazateca y Cuicateca y el *acahual* de dos años en la región Mixe, los demás sistemas contienen arbolado adulto o mayor de 5 cm de diámetro normal (DN) y éste fue considerado como estrato arbóreo.

En cada uno de los sistemas estudiados, se seleccionaron cinco parcelas de muestreo de 100 m² (4 x 25 m) después de haber sido georeferenciadas, en cada se midió la biomasa aérea en tres estratos: hojarasca o mantillo, hierbas-arbustos (incluidos los árboles < 2.5 cm de DN) y los árboles de más de 2.5 cm de DN. La metodología empleada en este caso es una variación de la propuesta de Woomer y Palm (1999) y Kotto-Same *et al.*, (1997). Mediante la ubicación sistemática de dos sitios de submuestreo por parcela, se ubicaron dos cuadros de 1 m² para medir la cantidad de biomasa en hierbas-arbustos; dentro de ellos, en un cuadro de 0.25 m² (0.5 x 0.5 m) se midió la biomasa de la hojarasca o mantillo. La biomasa de los árboles mayores de 2.5 cm de diámetro,

se estimó mediante un inventario total de árboles y el empleo de funciones alométricas especialmente calculadas que se especifican más adelante. El 100 % del material colectado en los cuadros submuestra (de 1 y 0.25 m²) de hojarasca o mantillo y de hierbas-arbustos, fue trasladado al laboratorio, ahí se secó a una temperatura de 75 °C. Con la información colectada en campo de las variables dasométricas de DN y Altura, junto con la información de peso seco por cada individuo, se realizó el ajuste de las ecuaciones alométricas por cada especie. La selección de especies para generar las ecuaciones alométricas, correspondió a la abundancia de ellas en las regiones estudiadas y fueron las siguientes: *Clethra hartwegii*, *Rapanea myricoides*, *Alnus* spp, *Liquidambar macrophylla*, *Inga* spp.y *Quercus* spp.; las primeras cinco, son típicas del bosque mesófilo de montaña y son las que se encontraron con mayor frecuencia en las regiones Mazateca y Mixe. El *Quercus* spp. se localizó con mayor frecuencia en la región Cuicateca, aunque también se presentó en las demás regiones.

El modelo utilizado para generar las ecuaciones alométricas, es el que proviene de la función de crecimiento alométrica y que expresado en su forma exponencial es:

$$Y=aX^b,$$

en donde Y es la biomasa en kilos, X es el DN en centímetros, a y b son los parámetros a estimar. En su forma lineal la función se expresa de la siguiente manera:

$$\ln(Y)=\ln(a)+b \ln(X).$$

Para determinar la proporción de carbono por especie, se utilizaron las mismas muestras de los árboles que se

trasladaron al laboratorio: rodajas a lo largo del fuste y cuatro ramas de cada individuo. Ese material después de que se secó y pesó, se obtuvo una muestra representativa, por ejemplo para las rodajas se utilizó una fracción de ésta similar a una rebanada de pastel con el objetivo de que la muestra contuviera proporcionalmente material de la periferia y de la parte central de cada rodaja. De las ramas, se obtuvo la muestra de manera proporcional del material leñoso y del follaje. Una vez que se obtuvieron tales muestras, se procedió a molerlas y se hizo pasar por una malla 30 para analizarla y obtener la proporción de carbono. Para calcular el porcentaje carbono por especie, se ponderó de acuerdo a la biomasa que representó el material colectado en campo.

Una vez que se calculó la biomasa por cada especie, mediante el inventario del estrato arbóreo en cada parcela y la proporción de carbono por especie, se calculó la cantidad de carbono en Mg.ha⁻¹ para este estrato.

Resultados y discusión

Ecuaciones alométricas.

La ecuación que se ajustó fue en la expresión lineal, de tal forma que fue necesario obtener el logaritmo tanto de la variable dependiente (biomasa) como de la variable independiente (DN), por ejemplo, para este caso se usó la transformación Ln (.), que significa el logaritmo natural, de esta forma al hacer el ajuste de este modelo el cual expresado queda como: $\ln(\text{Bio})=\ln(a)+b \ln(\text{DN})$, en donde **a** y **b** son los parámetros del modelo a ajustar, nótese que el modelo es lineal porque expresa la forma típica de un modelo lineal $Y= \beta_0 + \beta_1 X$, con $Y=\ln(\text{Bio})$, $\beta_0=\ln(a)$, $\beta_1=b$ y $X=\ln(\text{DN})$. Los resultados para el ajuste del modelo lineal para cada especie se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Valor de parámetros, límites de confianza con un 95% y coeficiente de determinación (R²), ajustados de acuerdo al modelo lineal, para cada especie.

Especie	Valor	β_0		Valor	β_1		Valor de R ²
		L. Inf.	L. sup.		L. inf.	L. sup0	
<i>Alnus</i>	-2.4134	-3.5434	-1.2831	2.3290	1.8900	2.7680	0.957
<i>Quercus</i>	-2.2693	-2.9328	-1.6057	2.3897	2.1169	2.6624	0.987
<i>Rapanea</i>	-1.9874	-2.7608	-1.2140	2.2599	1.9111	2.6087	0.987
<i>Clethra</i>	-1.9008	-2.5569	-1.2448	2.1497	1.8113	2.4881	0.897
<i>Liquidambar</i>	-2.2240	-2.6075	-1.8404	2.4510	2.2870	2.6149	0.993
<i>Inga</i>	-1.7583	-2.4641	-1.0525	2.2637	2.0000	2.5273	0.973
Todas	-2.1942	-2.4754	-1.9130	2.3644	2.2484	2.4804	0.971

L. inf. =Límite inferior; L. sup. = límite superior;

Cuadro 3. Cantidad de carbono por sistemas vegetal y por componente estrato, para las tres regiones estudiadas.

Componente	R. Mazateca				R. Cuicateca		R. Mixe		
	BL	BA	BA10	PR	BE	PR	AC10	AC7	AC2
				Mg.ha ⁻¹					
Mantillo	5.87	8.42	12.56	0	7.62	0	7.32	6.72	3.29
Hierbas-arbustos ¹	0.48	0.98	3.03	5.36	0	2.18	4.28	1.91	6.57
Árboles	93.15	36.90	15.42	0	29.98	0	13.44	15.48	0
Carbono Total	99.50	46.31	31.02	5.36	37.60	2.18	25.04	24.12	9.86

BL= Bosque de liquidambar; BA = B. de aile; BA10 = B. de aile de 10 años; PR = Pradera;
AC2, AC7; AC10 = *Acahual*es de 2, 7 y 10 años.

El ajuste para cada especie fue aceptable ya que el valor de R² fue superior a 0.95, se puede apreciar además, que los valores de los parámetros relacionadas con la pendiente del modelo lineal para cada especie, son similares, lo que hace suponer que es posible utilizar un modelo general único para las especies estudiadas y expresar la relación de la biomasa con el DN, por eso se incluyó en la última hilera del Cuadro 2, los resultados estadísticos de los parámetros con el coeficiente de determinación cuando se ajustaron los datos de todas las especies al mismo modelo lineal.

Aunque desde el punto de vista estadístico, en apariencia el modelo ajustado donde se incluyen a todas las especies, es el mismo que el de las especies individuales, al hacer el cálculo de la biomasa para el estrato arbóreo, se utilizó el modelo individual.

Carbono aéreo total.

En el Cuadro 3, se presentan los resultados de la cantidad de carbono aéreo por estrato para las tres regiones estudiadas y por cada sistemas de manejo.

En el bosque de aile de 10 años de la región Mazateca, la cantidad de carbono del mantillo y de los árboles fue muy similar, en sí la cantidad de carbono provenientes del mantillo fue superior a todos los sistemas evaluados en las tres regiones. Los sistemas que obtuvieron cantidades de carbono similares en el mantillo fueron: el bosque de aile de la región Mazateca, el bosque de encino de la región Cuicateca, y los *acahuales* de 7 y 10 años de la región Mixe, con aproximadamente entre 7 y 8 Mg ha⁻¹.

La mayor cantidad de carbono para el estrato de hierbas-arbustos se obtuvo en el *acahual* de 2 años de la región Mixe, este resultado se puede atribuir a que la mayor cantidad de la vegetación en este sistema, pertenece a esa categoría, porque no hay arbolado y de mantillo sólo se obtuvieron poco más de 3 Mg ha⁻¹.

Al analizar los sistemas con arbolado de la región Mazateca, se puede deducir que a mayor cantidad de carbono en el estrato arbóreo, menor cantidad en el estrato de hierbas-arbustos, incluso esta misma observación se cumple en los sistemas de la región Mixe, ya que el *acahual* de 7 años obtuvo mayor cantidad de carbono en el estrato arbóreo y menor cantidad en el mantillo, comparado con el sistema *acahual* de 10 años de la misma región (Cuadro 3). Este resultado quizá se deba a la cantidad de luz que el estrato arbóreo deja pasar hasta el suelo, al haber mayor densidad de arbolado, la cantidad de luz que pasa hasta el piso forestal, es menor, y por lo tanto el estrato de hierbas-arbustos se reduce, ya que sólo prosperan aquellas especies que son tolerantes a la sombra.

En la Figura 1 se muestran los resultados de la cantidad de carbono por componente para los sistemas de vegetación forestal en las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe, se puede observar que la mayor cantidad de carbono se encuentra en el bosque de Liquidambar de la región Mazateca con casi 100 Mg·ha⁻¹, debido a que es un bosque de aproximadamente 40 años y por lo tanto cuenta con árboles de gran tamaño, la mayoría de los cuales tienen más de 20 cm de DN por lo tanto, poco más del 90% del carbono aéreo proviene de este estrato para este sistema de vegetación natural.

En los sistemas de vegetación con estrato arbóreo, los factores que están influyendo en la cantidad de carbono de la parte aérea son: la edad, la densidad y la mezcla de especies ya sea a nivel herbáceo, arbustivo o arbóreo. Una vez que la vegetación natural se establece, el incremento de la biomasa dependerá principalmente de las condiciones edafológicas y climáticas que influirán en la tasa de rendimiento y dependiendo de la capacidad de respuesta que presenten las especies, será la capacidad de crecimiento y por lo tanto de captura de

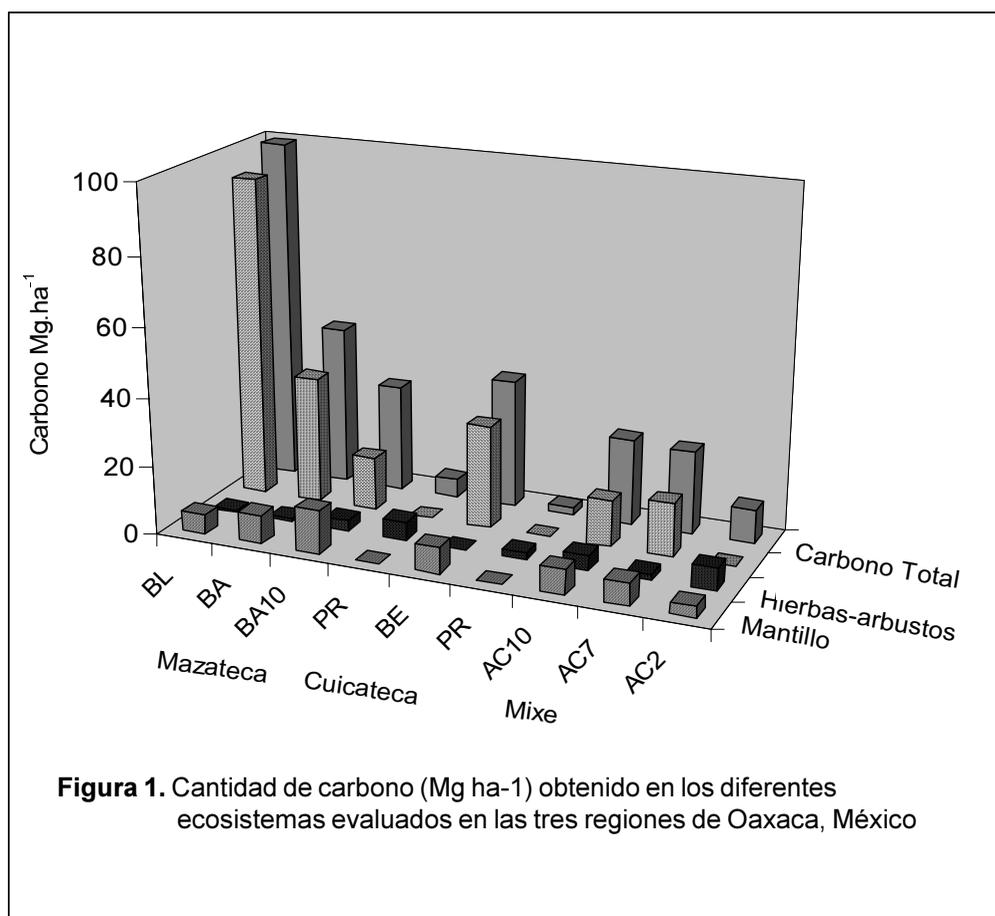
carbono. Por ejemplo, durante el desarrollo de los *acahuales* la cantidad de especies y la frecuencia de éstas va cambiando conforme se desarrolla este tipo de vegetación, así los *acahuales* de 2 años contienen una mayor diversidad de especies que los de 7 o 10 años, ya que debido a la competencia y a la dinámica sucesional que ocurre en este tipo de ecosistemas, los *acahuales* con mayor edad finalmente tienden a convertirse en bosques de una determinada especie, la cual, finalmente domina sobre las demás.

Es importante resaltar la cantidad de carbono que se obtiene de la hojarasca o mantillo, comparada con la cantidad de carbono de las hierbas-arbustos; sólo en las praderas y en el *acahual* de 2 años de la región Mixe, el carbono del mantillo es menor (Figura 1) por lo tanto este estrato es de gran importancia en la dinámica de los ecosistemas; sin embargo, al mismo tiempo, es el más vulnerables a los cambios o factores externos que afectan a estos sistemas de vegetación, ya que si ocurre un incendio; la hojarasca o mantillo es el más afectado y se

reduce. Por otra parte, si ocurre un viento fuerte que llegue a derribar ramas de los árboles, este estrato sería el que aumentaría considerablemente.

Tanto las praderas (PR) de las regiones Mazateca y Cuicateca como el *acahual* de 2 años de la región Mixe, fueron los sistemas que menor cantidad de carbono registraron con menos de 10 Mg·ha⁻¹ para el AC2 de la Mixe, poco más de 5 Mg·ha⁻¹ para la PR de la región Mazateca y sólo 2 Mg·ha⁻¹ para la pradera de la Cuicateca, es claro que para estos dos sistemas vegetales, la única biomasa aérea es el pasto, porque se supone que es el principal tipo de vegetación en este sistema. Por otra parte se debe considerar que ambas praderas están bajo manejo por lo que existe la presencia del ganado constantemente.

Un resultado que sorprende es la cantidad de carbono del estrato arbóreo del *acahual* de 7 años comparado con el de 10, porque es mayor, cuando se supone que debería ser lo contrario. Sin embargo a pesar de tener más edad el de 10 años se ubica en una área con mayor



pendiente que el AC7 (Cuadro 1) y eso probablemente esté influenciando la cantidad de individuos por unidad de superficie, o sea que la densidad, aunque el tamaño de los individuos para el *acahual* de 10 años pudieran ser mayores.

Al comparar los resultados de las praderas, resalta la cantidad de carbono que se encontró en la pradera de la región Mazateca que superó con más del doble a la pradera de la región Cuicateca, esto se debe principalmente a las condiciones pluviométricas presentes en cada región, la precipitación que ocurre en la región Mazateca, aunque no se ha determinado con precisión, supera con mucho a la de la región Cuicateca.

Conclusiones

El uso de relaciones alométricas para estimar la cantidad de biomasa y por lo tanto de carbono para el estrato arbóreo, resultó ser práctico y confiable.

La cantidad de carbono por la biomasa aérea presente en cada sistema de vegetación varió considerablemente, incluso dentro de una misma región.

El bosque de liquidambar de la región Mazateca, fue el que obtuvo la mayor cantidad de carbono de la parte aérea con casi 100 Mg ha⁻¹, con casi el 90 % del estrato arbóreo.

Los sistemas con menor cantidad de carbono en la parte aérea fueron las paraderas, con poco más de 5 Mg ha⁻¹ en la región Mazateca y poco más de 2 Mg ha⁻¹ en la región Cuicateca.

Uno de los factores que influyó considerablemente en la cantidad de C en la parte aérea de los sistemas vegetales estudiados fue la edad.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Global Environment Facility (GEF), al Banco Mundial (BM), a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México (SAGARPA) al Gobierno del Estado de Oaxaca y a todas las personas que a través de sus esfuerzos de coordinación y trabajo colaboraron a la realización de esta investigación.

Literatura citada

- Brown, S., Gillespe, A. J. R., and Lugo, A. E. 1989. Biomass estimation for tropical forest with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35(4):881-902.
- Colegio de Postgraduados. 2001. Documento de la Tercera Reunión del Comité Técnico de Coordinación y Seguimiento del Proyecto Manejo Sustentable de Laderas. Oaxaca, México 30 de Marzo de 2001. 84 p.
- Deans, J. D., J. Mora., and J. Grace. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduous tropical moist forest in Cameroon. *Forest Ecology and Management* 88:215-225.
- De Jong, B. H. J., Montoya-Gómez, G., Nelson, K., Soto-Pinto, L., and Tipper, R. 1995. Community forest management and carbon sequestration: A feasibility study from Chiapas, México. *Interciencia* 20(6):409-416.
- Etchevers, J. D., M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow y L. Jiménez. 2001. Los *stocks* de carbono en diferentes compartimientos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. En este volumen.
- Houghton, R. A. 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from change in land use 1850-1990. *Tellus*, 50B, 298-313.
- Houghton, R. A., J. L. Hackles, and K. T. Lawrence. 1999. The U. S. carbon budget: contribution from land use change. *Science*, 285, 574-578.
- IPCC, 2001. Summary for policymakers. A report of working group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (<http://www.ipcc.ch/pub/spm22-01.pdf>. Julio 31.2001)
- Kotto-Same, J., P. L. Woome, A. Maukam, and L. Zapfpack. 1997. Carbon dynamics in slash-and-burn agriculture and land use alternatives of humid forest zone in Cameroon. *Agriculture Ecosystem and Environments* 65: 245-256.
- Masera, R. O.; M. J. Ordóñez and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Trexler, M. C. y C. Haugen. 1995. Keeping it green: tropical forestry opportunities for mitigating climate change. WRI, EPA.
- Woome, P. L. and C. A Palm. 1998. An approach for estimating system carbon stocks in tropical forests and associated land uses. No publicado.

Un Método para la Medición del Carbono en los Compartimientos Subterráneos (Raíces y Suelo) de Sistemas Forestales y Agrícolas en Terrenos de Ladera en México.

M. Acosta¹, J. D. Etchevers², C. Monreal³, K. Quednow⁴ y C. Hidalgo².

*Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México
e-mail acostam@colpos.mx*

Resumen

El secuestro del C es una posibilidad de ingresos adicionales para productores rurales, aun cuando mercados y mecanismos que operarán son todavía emergentes. Los sistemas de vegetación (naturales, forestales inducidos y agrícolas) tienen capacidad de capturar y secuestrar carbono. Sin embargo, el C que se captura y almacena en la parte subterránea de los ecosistemas terrestres no ha sido considerado como un mecanismo de secuestro por los diseñadores de las políticas sobre cambio climático, a diferencia de la parte aérea. Sin embargo, casi 75 % del C de los ecosistemas se encuentra en el suelo, como biomasa de raíces o en formas estables, como compuestos geoquímicos.

Aunque la estimación del carbono almacenado en el suelo no es fácil de cuantificar ésta es necesaria para entender mejor la distribución y la importancia relativa de los almacenes aéreos y subterráneos de C en los ecosistemas terrestres. El objetivo del presente trabajo fue someter a prueba rutinas confiables de campo y laboratorio diseñadas *ex profeso*, para medir C en la parte subterránea de los eco- y agroecosistemas de laderas pronunciada (25 a 60 % de pendiente).

Se seleccionaron 26 sistemas de vegetación natural y agrícola, en las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe del estado de Oaxaca, México, que representan a aproximadamente 1×10^6 ha. En ellos se midió el C acumulado en la parte aérea y subterránea. Aquí se reportan aspectos metodológicos y algunos resultados del C en el componente subterráneo. Los sistemas seleccionados tenían especies de ciclo anual, mixtos (frutales+anuales), agrícolas en descanso o *acahuales* y cultivos permanentes como praderas, café y árboles.

La biomasa de raíces y C del suelo se determinó en muestras colectadas en "relojes" de 1 m de diámetro (12 horas; 12 norte magnético) en suficientes sitios por parcela, para estimar la variabilidad espacial del C acumulado. El muestreo de la parte subterránea (0 a 105 cm; incrementos de 15 cm), en dos puntos de cada reloj (12 y 6 horas) se hizo con barrena (4.77 cm de diámetro 19 cm de largo), para estimar simultáneamente la densidad aparente del suelo. Los puntos se marcaron magnéticamente y georeferenciaron. Las raíces, piedras y fragmentos vegetales visibles de las muestras fueron separados y pesados, después de haberlas secado al aire, para estimar la masa, el volumen y la densidad aparente del suelo. Una submuestra éste (*ca.* 5 g) se secó a 105 °C para determinar el contenido de humedad residual, se pulverizó en molino de ágata y se analizó para C orgánico en un aparato automatizado, de acuerdo a protocolos estandarizados.

1 Investigador Titular del INIFAP. Campo Experimental Valle de México.

2 Profesor Investigador del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México.

3 Special Advisor – Environment/Energy Agriculture and Agri-Food Canada.

4 Estudiante de la BTU Alemania.

A method for measuring carbon in the underground (roots and soil) compartments of forest and agricultural systems on hillsides in Mexico

Abstract

The capture of C represents a possibility of earning additional incomes for rural producers, even though markets and mechanisms of operation are still incipient. Systems of vegetation (natural and induced forests and agricultural land) are capable of capturing and sequestration of C. In contrast with the aerial part, the underground part of land ecosystems has not been considered as a mechanism of capturing and storing C by designers of policies related to climatic change. However, almost 75% of the C in ecosystems is found in the soil as root biomass or in stable forms such as geochemical compounds.

Although the estimation of carbon stored in the soil is not easy to quantify, it is necessary to better understand the distribution and relative importance of the aerial and underground stores of C in land ecosystems. The objective of this study was to test reliable field and laboratory routines designed ex profeso to measure underground C of the ecosystems and agricultural ecosystems on pronounced slopes (25 to 60%).

Twenty-six systems of natural and agricultural vegetation were selected in the Mazateca, Cuicateca, and Mixe regions of the state of Oaxaca, Mexico, which cover approximately 1×10^6 ha. In these regions accumulated C was measured in the aerial and underground parts. Here, methodological aspects and some results of C measurements in the underground part are reported. The selected systems had annual species, mixed species (fruit trees + annuals), agricultural fallow or acahual, and permanent crops such as grass, coffee and trees.

The root biomass and soil C were determined in samples collected in 1 m diameter "clocks" (12 hours; 12 magnetic north) in sufficient plot sites to estimate the spatial variability of accumulated C. Sampling of the underground part (0 to 105 cm with 15 cm increments) in two points of the clock (12 and 6 hours) was carried out with a drill (4.77 cm in diameter and 19 cm long) to estimate the bulk density of the soil simultaneously. The points were marked magnetically and were located with geographic co-ordinates. The roots, pebbles, and visible plant fragments of the samples were separated and weighed, after air-drying, to estimate soil mass, volume and bulk density. A sub-sample of this (ca. 5g) was dried at 105 °C to determine residual moisture content. The sub-sample was pulverized in an agate mill and analyzed for organic C in an automatic device, following standardized protocols.

Introducción

El fenómeno del calentamiento global ha sido reconocido como una amenaza mayor para la humanidad por prácticamente todos los estados del mundo y por los organismos multilaterales (Andrasko, 1990; Bouwman and Leemans, 1995; Couzin, 1999; Fosberg, *et al.* 1992; IPCC, 1997; IPCC, 2001; Soroos, 1998; Thomas, *et al.* 1997 y Waring, *et al.* 1986). Como una manera de tratar el problema a nivel global, se instituyó, después de la histórica reunión de Río de Janeiro en 1991, el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC). Este panel ha hecho una serie de propuestas a los estados relativas a la problemática destinadas a paliar las causas del mencionado cambio. Una de ellas se refiere a la reducción de las emisiones de los llamados gases invernaderos (GI). Los GI atrapan las emisiones de radiación infrarroja en la atmósfera produciendo un aumento de la temperatura de ésta. De no existir esos

gases la mayoría de la radiación infrarroja (producto del cambio de la longitud de onda de las radiaciones solares de alta energía al chocar con la tierra), cerca de un 30 %, abandonaría la atmósfera sin causar calentamiento, pero las moléculas de esos gases las retienen y producen lo que se conoce como efecto invernadero.

Como consecuencia del mencionado calentamiento global, el ciclo hidrológico se está modificando. Habrá mayor humedad ambiental y lluvias. Se estima que en el hemisferio norte se incrementarán las precipitaciones en las latitudes medias y altas, y continuará el proceso de adelgazamiento de las capas de hielos. Globalmente se espera un aumento del nivel de los mares de 88 cm (IPCC, 2001), lo cual provocará efectos catastróficos en los litorales y territorios insulares, afectando de paso tierras de cultivo en diferentes países.

Los GI que realmente preocupan son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los fluoroclorocarbono (FCC). El primero de ellos es el más abundante de los gases producidos por la actividad económica del hombre (agricultura, cambio de uso del suelo, industria, transporte, producción de energía, origen domésticos, incendios forestales, etc). Casi un tercio de la emisiones de este GI, en el caso de México, están ligadas a la actividad rural (Maser, 1985, De Jong, 1997). El CH_4 y los NO_x también están relacionados, en proporción importante, a la agricultura (ganado rumiante y uso de fertilizantes nitrogenados, respectivamente). Los FCC son de origen doméstico e industrial principalmente (refrigeración, transformadores).

El CO_2 atmosférico, que es uno de los gases de mayor importancia por su concentración en la atmósfera y por su relación directa con las actividades antropogénicas, ha aumentado su concentración 31 % entre 1750 y el presente, al pasar de 280 a 367 ppm de CO_2 . Dicha concentración es la mayor de los últimos 420 mil años y probablemente la mayor de los últimos 20 millones de años de la historia de la tierra.

En México, el Instituto Nacional de Ecología ha señalado que la contribución de este sector rural a la emisión de CO_2 corresponde a 30.6 % del total de las emisiones. Estas emisiones se atribuyen principalmente al cambio de uso del suelo y a la deforestación. El CO_2 que proviene de este último sector es mayormente producto de la oxidación de los residuos orgánicos acumulados en suelo y en la superficie de la tierra, que al desaparecer el bosque quedan desprotegidos y expuesto a la mencionada transformación química. Por lo que el suelo, además de ser una almacén potencial de C, es una fuente potencial de emisiones de CO_2 a la atmósfera

De acuerdo a una reciente publicación (Schulze *et al.*, 2000), la contribución de CO_2 al ambiente atribuible a esta vía, sería mayor que la captura que pueda realizar una plantación forestal nueva, generándose un flujo neto de este gas hacia la atmósfera. Esta posición es contraria a lo que comúnmente se indica en la literatura a este respecto, que propone la sustitución de masas boscosas viejas por nuevas plantaciones. Esto quiere decir, que el CO_2 que los árboles jóvenes absorben mediante el proceso de fotosíntesis (captura de carbono) en una cierta superficie, es menor que la emisión de este gas desde esa misma superficie generándose un balance negativo. Esta situación se suma al balance general negativo que existe entre la emisión de CO_2 desde distintas fuentes (agricultura, generación de energía, industria, transporte, usos domésticos, etc.) y la captura de carbono por el bioma, lo cual permite que haya una acumulación neta

de este gas en la atmósfera, con las posibles consecuencias arriba descritas.

A pesar de estas críticas se piensa (Watson, 2001) que las actividades relacionadas con el uso de la tierra, el cambio de uso de la misma y la forestería (LULUCF, por sus siglas en inglés) pueden jugar un papel importante en reducir la acumulación de CO_2 en la atmósfera, particularmente en el corto plazo.

Las metodologías para estudiar los almacenes de C en el suelo y, en particular, en condiciones de agricultura y forestería de laderas, son escasas. Además, un problema que cada vez es más aparente en el ámbito científico son las dificultades que se tienen para comparar resultados de captura de C en el suelo e integrar bases de datos confiables, debido a las diferencias en la forma en como se hacen las mediciones.

El objetivo del presente trabajo fue establecer una metodología estandarizada para medir los componentes subterráneos de C orgánico del suelo y las raíces, que pudiera aplicarse en el estudio de la capacidad de captura de C de sistemas de vegetación contrastantes existentes en tres regiones diferentes de la Sierra Norte del estado de Oaxaca, México, así como proveer de una metodología que pudiese usarse en estudios de captura de C de largo plazo.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en tres regiones (Mazateca, Cuicateca, Mixe) de la Sierra norte del estado de Oaxaca, México, que abarcan aproximadamente 1×10^6 ha. En cada región se seleccionó una microcuenca representativa del paisaje. En Etchevers *et al.* (2001) se describen las características de cada las microcuencas y los sistemas de vegetación seleccionados.

Muestreo de suelo y raíces en las parcelas de experimentación

En los sistemas agrícolas anuales (tradicionales o *milpa*) y mixtos (frutales en hileras y cultivos agrícolas anuales intercalados) se muestreó en nueve posiciones, tres por repetición (Figura 1). En cada posición se estableció un "reloj", que permitirá volver a coleccionar suelo y raíces en el mismo sitio en futuras mediciones. Este reloj fue marcado magnéticamente con una barra de hierro de 40 cm enterrada en el centro del círculo, y que se puede detectar con un detector de metales, además fue georeferenciado.

El esquema utilizado permite, además, estimar el movimiento de suelo por erosión entre la posición alta del círculo en la pendiente y la posición baja, medir la

deposición y determinar la captura de carbono asociado con el efecto de tratamiento agronómico a lo largo de la pendiente. En cada “reloj” se muestrearon dos puntos tal como se muestra en la Figura 2.

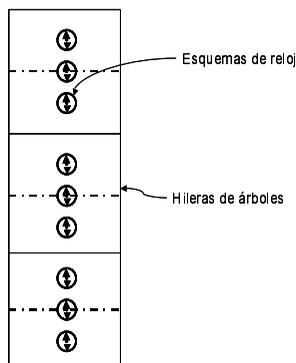


Figura 1. Diseño de muestreo de suelo y distribución de los esquemas de reloj en las parcelas de los sistemas agrícolas y mixtos.

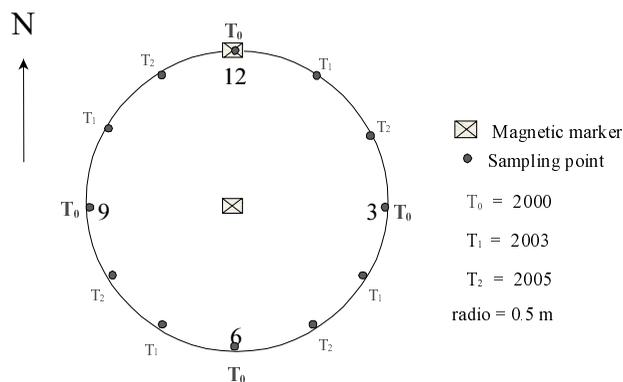


Figura 2. Esquema de reloj de 1 m de diámetro. Doce posiciones. 12 horas corresponde con norte magnético y el centro está marcado magnéticamente y georeferenciado

En el primer muestreo, realizado en el año 1999, se colectaron muestras en incrementos de profundidad de 15 cm, los puntos que se marcaron como las 12 y las 6 horas, o sea el norte y sur. En los muestreos posteriores se tomarán muestras siguiendo el esquema horario, esto es, el segundo 2003 se hará en los puntos correspondientes a las 1 y 7 horas, el tercero a las 3 y 8 horas y así sucesivamente.

Muestreo de suelo y raíces en parcelas con bosque y cultivos permanentes

En cada sistema de vegetación natural (bosque) y en los cultivos permanentes, se seleccionaron cinco parcelas de 100 m² (25 x 4 m) al azar, las cuales se ubicaron con orientación aleatoria dentro del área de influencia de cada sistema. Para establecer la posición de las parcelas una de sus esquinas se georeferenció y además se establecieron los rumbos respectivos con respecto a un punto permanente en el campo, esto permite georeferenciar tanto las esquinas de la parcela como los centros de cada reloj. En cada parcela se ubicaron, de manera sistemática, los relojes, como se muestra en la Figura 3.

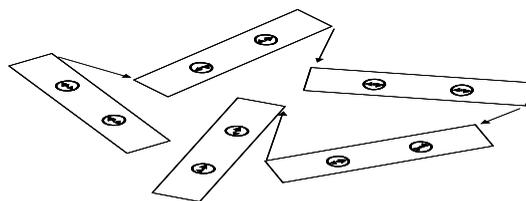


Figura 3. Distribución ejemplificada de las parcelas y los relojes en los sistemas vegetales y de cultivo permanente.

El muestreo de la parte subterránea en ambos casos se realizó hasta una profundidad de 105 cm, en incrementos de 15 cm, con barrena cilíndrica 4.77 cm de diámetro 19 cm de largo, provista de un martinete que aplica una fuerza similar en cada golpe. Las muestras de suelo fueron colocadas en bolsas de plástico y llevadas al laboratorio, existiendo la opción de llevar cada muestra en una camisa de plástico que se le coloca internamente al cilindro. Este procedimiento permite simultáneamente: extraer las muestras de suelo para análisis de C, estimar la biomasa radical en cada incremento de profundidad y calcular la densidad aparente de cada incremento, dato indispensable para el cálculo del C acumulado en el suelo.

Procesamiento de las muestras y separación de la biomasa de raíces

Las raíces gruesas y finas visibles a simple vista, de cada muestra de suelo, al igual que las piedras, gravas y residuos de vegetales y animales no descompuestos, fueron aisladas manualmente en el laboratorio y pesadas por separado. El suelo remanente se colocó a secar al aire en platos desechables de plástico y luego se le

determinó el contenido de humedad para calcular la masa efectiva de suelo en el volumen colectado. Las raíces se secaron a 72 °C para calcular la biomasa radical de cada tratamiento y se les calculó su densidad media, al igual que a las piedras y gravas. Este dato fue empleado para hacer los ajustes de volumen antes del cálculo de la densidad aparente. Al final del primer año, se repitió el muestreo de raíces en las parcelas con cultivos agrícolas anuales y mixtos hasta una profundidad de 30 cm.

Las muestras de suelo de la primera colecta se emplearon para los análisis de carbono orgánico, como se explica más adelante.

Densidad aparente

Los cálculos de la cantidad de carbono capturado requieren de la medición exacta de la densidad aparente del suelo. Por lo tanto, la integridad científica de esta investigación se basó en la conservación de la masa total de suelo obtenida durante el muestreo de terreno hasta el pesado de la muestra en el laboratorio. La masa de suelo seca al horno no consideró el peso de piedras, fragmentos de plantas y animales que no pasaron el tamiz de 2 mm. El volumen de suelo muestreado se corrigió por el volumen ocupado por piedras y raíces, con valores calculados de densidades de 2.4 y 0.3 g cm⁻³, respectivamente.

Método estándar para el análisis químico del carbono

Las muestras de suelo recibidas a su llegada al laboratorio, se registraron, se procesaron y prepararon para el análisis químico de acuerdo al esquema preestablecido. Las muestras secas de suelo se almacenaron en envases plásticos con tapa, se etiquetaron y se guardaron hasta el momento del análisis.

La determinación del contenido de carbono orgánico (CO) se hizo por combustión seca en un analizador automático de carbono Shimadzu TOC 5000-A. Una submuestra de 5 g del suelo seco al aire se molió durante 3 a 4 min en un molino mecánico de ágata hasta que prácticamente toda la muestra pasase por la malla 100. Una parte de esta muestra se secó a 105 °C para determinar su contenido de humedad base peso seco antes del análisis de carbono orgánico. Los suelos con que se trabajó tenían pH cercanos a 4.8 y carecían de C inorgánico, por lo que no fue necesario realizar correcciones por este tipo de carbono.

Resultados y Discusión

El C acumulado en las raíces y en el suelo mineral, a dos profundidades (0 a 30 y 0 a 105 cm) en cada sistema de vegetación estudiado, es presentado a continuación por microcuenca. La diferenciación por profundidad se hizo para tener una idea preliminar de la contribución que hacen las raíces profundas a la acumulación total de carbono. El número de repeticiones consideradas para el cálculo de la media no fue el mismo en el caso de la profundidad 0 a 30, que en la profundidad 0 a 105 cm. En muchos lugares no fue posible coleccionar muestras en todo el perfil. El dato de C en la biomasa radical en los primeros 30 cm sirve como base de comparación uniforme entre los sistemas de vegetación de las microcuencas de las tres regiones.

Región Mazateca

En el Cuadro 1 (página siguiente) se muestra el C acumulado, en dos profundidades, tanto en las raíces como en el suelo, para los sistemas de vegetación representativos de la microcuenca de la región Mazateca.

El C presente en la capa 0 a 30 cm (raíz + suelo) en esta microcuenca es, en general, del orden 50 % o un

Cuadro 1. Carbono acumulado en las raíces y el suelo mineral, a 0 a 30 cm y 0 a 105 cm de profundidad, en la región Mazateca.

Componente	Sistemas Naturales			Sistemas Agrícolas							
	BL	BA	BA10	Permanentes		Mixtos		Anuales			
				CA	PR	Mv>30	Mv<30	LC>30	LC<30	LT>30	LT<30
Mg.ha ⁻¹											
Profundidad hasta 30 cm											
Raíz	2,26	2,02	3,16	4,59	1,11	0,97	2,76	1,32	2,83	0,86	4,90
Suelo	91	74	117	58	76	79	74	76	104	80	89
Total	93,56	76,33	120,27	63,08	77,59	80,18	76,58	77,46	106,67	80,65	94,05
Profundidad hasta 105 cm											
Raíz	3,48	2,49	4,07	4,00	1,34	1,12	2,93	1,40	3,13	1,27	5,34
Suelo	152	156	240	148	174	158	128	266	273	235	195
Total	155,35	158,88	244,32	151,66	175,25	159,39	131,14	267,02	276,06	235,94	200,35

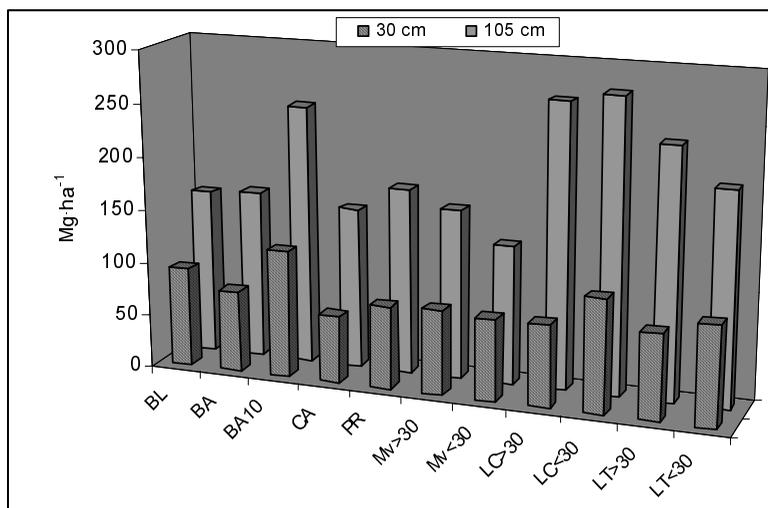


Figura 4. Resultados de la cantidad de carbono del suelo mineral en los sistemas naturales y agrícolas, obtenido a dos profundidades 0-30 y 0-105 cm en la región Mazateca

poco menos, que el que se acumula a 105 cm de profundidad. En los sistemas agrícolas anuales, la diferencia entre las dos profundidades es mayor, que en el resto de los sistemas. El mayor aporte a este almacén subterráneo lo realiza el suelo mineral, la contribución de las raíces es mínimo.

La Figura 4 muestra como varía el C acumulado en el suelo mineral en los diferentes sistemas de vegetación. Se aprecia que hubo una gran diferencia del C acumulado en el suelo a la profundidad de 0 a 105 cm, entre los sistemas naturales y los agrícolas anuales. Sólo BA10 rebasó los 200 Mg ha⁻¹, en cambio todos los sistemas agrícolas fueron mayores a ese valor.

El resultado que parece más interesante es que el mayor aporte al C del componente subterráneo de los sistemas de vegetación estudiados, independientemente de que se trate de sistemas agrícolas o forestales, la hizo el suelo. La contribución de las raíces al C de este componente del sistema fue mínima. Estos datos sugieren que en los trabajos de captura de C en suelos de ladera de zonas intertropicales, se le debe prestar mayor atención a este componente. Ellos representan el almacén de C más grande del ciclo y la manera como participan en los procesos que aportan o sustraen CO₂ de la atmósfera no es muy claro. El contar con un método estandarizado permite ahora hacer comparaciones mucho más confiables de los cambios que experimenten estos compartimentos.

Región Cuicateca

Los almacenes de C subterráneo de los sistemas de la región Cuicateca se muestran en el Cuadro 2. En términos aportado por las raíces del bosque de encino (BE) y la pradera (PR) fueron 14 y 6 Mg.ha⁻¹, respectivamente, un valor superior a cualquiera de los sistemas de vegetación estudiados en la región Mazateca. En todos los casos, la mayor proporción de C de las raíces fue aportada por el almacén de la profundidad de 0-30 cm, la contribución de las raíces de la parte más profunda del perfil fue insignificante, aún en los casos señalados como excepcionalmente altos.

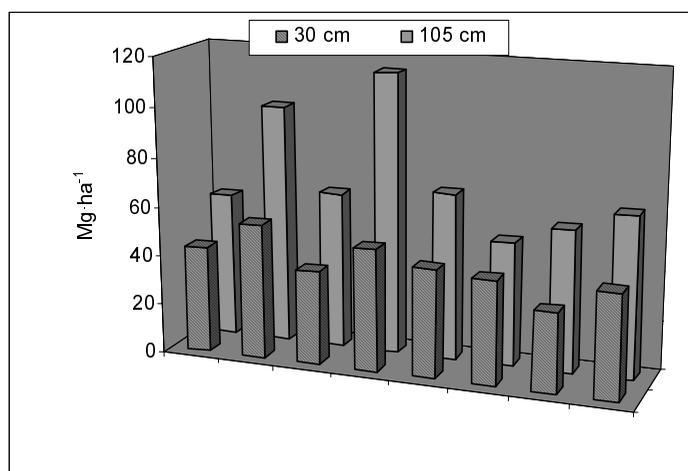
El C contenido en las raíces de los sistemas agrícolas mixtos y anuales fue menor, en general, a 1 Mg.ha⁻¹; sólo una parcela, la con labranza de conservación, tuvo una acumulación de cerca de 2 Mg.ha⁻¹ de C, lo cual constituyó una excepción.

Es interesante hacer notar que cuando el aporte relativo de C de las raíces incrementa, el del suelo disminuye. Este fenómeno no tiene una explicación clara.

La cantidad de C almacenado en el suelo mineral se muestran en la Figura 5. En general, más del 50 % del C total encontrado en el suelo, se encuentra en la capa de 0 a 30 cm.

Cuadro 2. Carbono acumulado en las raíces y el suelo mineral, a 0 a 30 cm y 0 a 105 cm de profundidad, en la región Cuicateca.

Componente	Sistemas Naturales		Sistemas Agrícolas					
	BE	PR	Mixtos		Anuales			
			Mv(M)	Mv(G)	LC(M)	LC(G)	LT(M)	LT(G)
Mg.ha ⁻¹								
Profundidad hasta 30 cm								
Raíz	13.92	5.44	0.65	1.00	1.86	1.06	0.58	0.60
Suelo	29.22	49.22	37.32	48.59	42.05	41.11	31.62	41.85
Total	43.14	54.66	37.97	49.58	43.91	42.17	32.20	42.45
Profundidad hasta 105 cm								
Raíz	14.33	6.18	0.67	1.07	1.94	1.06	0.60	0.63
Suelo	44.57	90.98	62.84	112.82	65.61	49.10	57.25	65.08
Total	58.90	97.16	63.51	113.90	67.55	50.16	57.85	65.71

**Figura 5.** Resultados de la cantidad de carbono presente en el suelo mineral en los sistemas naturales y agrícolas, obtenido a dos profundidades 0-30 y 0-105 cm en la región Cuicateca.

Región Mixe

El C almacenado en las raíces y el suelo mineral por los sistemas de vegetación de la región Mixe, se encuentran en el Cuadro 3. Al igual que en las microcuencas anteriores, se observa aquí, que el aporte de las raíces al C almacenado en el perfil es pequeño y que el gran componente del C almacenado subterráneamente es el suelo mineral, así como también, que el C que aportan las raíces es el de las que se encuentran entre 0 y 30 cm. En contraste casi el 50 % del C del suelo mineral se encuentra a esa profundidad.

En esta microcuenca destaca, que la cantidad de C del suelo mineral en la profundidad 0 a 30 cm, en los

sistemas agrícolas, fue mayor que en los sistemas naturales o acahuales (Figura 6). Cabe mencionar que las parcelas con tratamientos agronómicos ya habían sido cultivadas con anterioridad, preferentemente con maíz, y que esta especie tiene un sistema radical bastante profundizador que pudiera explicar este hecho. Sin embargo, esta observación requiere de mayor análisis porque no es común que los suelos cultivados contengan más C acumulado que los suelos de los sistemas naturales degradados

Cuadro 3. Carbono acumulado en las raíces y el suelo mineral, a 0 a 30 cm y 0 a 105 cm de profundidad, en la región Mixe

Componente	Sistemas Naturales			Sistemas Agrícolas			
	AC10	AC7	AC2	Permanentes	Mixtos	Anuales	
				CA	Mvc	LC	LT
	Mg. ha ⁻¹						
	Profundidad hasta 30 cm						
Raíz	7.15	4.05	3.09	3.41	1.67	3.33	1.93
Suelo	68.38	101.84	71.87	88.92	127.80	136.30	167.14
Total	75.53	105.89	74.95	92.32	129.47	139.64	169.07
	Profundidad hasta 105 cm						
Raíz	7.76	5.14	4.03	4.00	1.93	3.91	2.29
Suelo	120.38	169.34	119.16	159.67	265.97	278.14	298.03
TOTAL	128.13	174.48	123.19	163.67	267.90	282.05	300.32

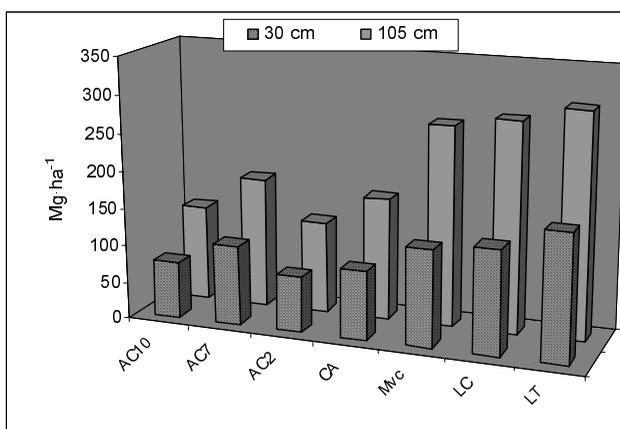


Figura 6. Resultados de la cantidad de carbono del suelo mineral en los sistemas naturales y agrícolas, obtenido a dos profundidades 0-30 y 0-105 cm en la región Mixe.

El hecho de que en las regiones Mazateca y Mixe la cantidad de carbono presente en el suelo de las parcelas de los sistemas agrícolas anuales, sea superior a la cantidad de carbono presente en los sistemas de vegetación forestal, se debe a que los suelos son más profundos y la pluviometría es mayor, lo cual hace que la biomasa que se pueda producir allí, y consecuentemente la translocación al suelo sea mayor.

Por otro lado los relativamente bajos contenidos de C en los sistemas con vegetación forestal, principalmente los bosques de liquidámbar, de encino y de aile en la región Mazateca, probablemente tuvieron en el pasado uso agrícola intenso y fueron abandonados por su degradación, lo cual explicaría su empobrecimiento actual y se han convertido en bosque secundarios con

dominancia de una determinada especie, después de haber sido acahuales.

Conclusiones

- La metodología establecida para determinar la cantidad de C presente en diferentes sistemas naturales y agrícolas, permitió hacer comparaciones confiables entre sistemas, microcuencas y profundidades, así como realizar futuras mediciones en los mismos lugares cada vez para comparar la capacidad de secuestro de carbono por los sistemas considerados.

- El gran almacén de C en el componente subterráneo de los sistemas de vegetación es el suelo

mineral. La contribución de las raíces al total del C acumulado es baja (inferior al 5 %).

■ La mayor cantidad de C asociado a las raíces se encuentra en la profundidad de 0 a 30 cm del perfil.

■ Los sistemas agrícolas contienen mayor cantidad de C en el suelo, que los forestales secundarios degradados que se encuentran en la zonas de laderas del sureste mexicano.

■ Hubo una relación entre la profundidad del suelo y la cantidad de C que se puede acumular.

■ Las regiones Mixe y Mazateca tienen mayor potencial para capturar C en el suelo que la Cuicateca.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Global Environment Facility (GEF), al Banco Mundial (BM), a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México (SAGARPA) al Gobierno del Estado de Oaxaca y a todas las personas que a través de sus esfuerzos de coordinación y trabajo colaboraron a la realización de esta investigación.

Literatura citada

- Andrasko, K. 1990. El recalentamiento del globo terráqueo y los bosques: estado actual de los conocimientos. *Unasylva* 163(41):3-11.
- Bouwman, A. F. and R. Leemans, 1995. The role of forest soil in the global carbon cycle. pp. 503-525. *In* Mc Fee, W. W. and M. Kelly [Eds.] Carbon forms and functions in forest soils. SSSA. U.S.A. 594 p.
- Brosius, Felix. 1998. SPSS 8.0: Professionelle Statistik unter Windows, Bonn.
- Colegio de Postgraduados. 2001. Documento de la Tercera Reunión del Comité Técnico de Coordinación y Seguimiento del Proyecto Manejo Sustentable de Laderas. Oaxaca, México 30 de Marzo de 2001. 84 p.
- Couzin, J. 1999. Landscape changes make regional climate run hot and cold. *Science* 283:317-319.
- De Jong, B. H. J.; Tipper, R. and Taylor, J. 1997. A framework for monitoring and evaluating carbon mitigation by farm forestry projects: example of a demonstration project in Chiapas, México. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2:231-246.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler and J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Estrada, P. M. 1999. El cambio climático y sus efectos. *Notas Revista de información y análisis INEGI*. No. 8:45-52.
- Etchevers, J. D., M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow y L. Jiménez. 2001. Los *stocks* de carbono en diferentes compartimientos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. En este volumen.
- Figuerola, R. O. L. 1999. Potencial de innovación tecnológica entre agricultores de tres regiones étnicas del estado de Oaxaca. Tesis de Maestría. Instituto de Socioeconomía, Estadística e Informática. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 269 p.
- Fosberg, M. A.; L. A. Joyce and R. A. Birdsey. 1992. Global change and forest resources: modelling multiple forest resources and human interactions. pp. 235-251. *In* Reilly, J. M. and M. Anderson [Eds.] Economics issues in global climate change in agriculture, forestry and natural resources. Westview Press. Oxford. 460 p.
- IPCC, 2001. Summary for policymakers. A report of working group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (<http://www.ipcc.ch/pub/spm22-01.pdf>. Julio 31, 2001)
- IPCC. 1997. Impactos regionales del cambio climático: evaluación de la vulnerabilidad. Informe especial del Grupo de Trabajo II del IPCC.
- Kotto-Same, J., P. L. Woomer, A. Maukam, and L. Zapfpack. 1997. Carbon dynamics in slash-and-burn agriculture and land use alternatives of humid forest zone in Cameroon. *Agriculture Ecosystem and Environments* 65: 245-256.
- Kyrklund, B. 1990. Cómo pueden contribuir los bosques y las industrias forestales a reducir el exceso de anhídrido carbónico en la atmósfera. *Unasylva* 163(41):12-14.
- Masera, R. O.; M. R. Bellon and G. Segura. 1995. Forest management options for sequestering carbon in México. *Biomass and Bioenergy* 8(5):357-367.
- Masera, R. O.; M. J. Ordóñez and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Monreal, C. M.; H. Dinel; M. Schnitzer; D. S. Gamble and V. O. Biederbeck. 1997. Impact of carbon sequestration on indicators of soil quality as influenced by management in sustainable agriculture. Accepted in *Advances in Soil Science* (1997).
- Murray, B. C.; S. P. Pringle; R. A. Birdsey and R. N. Sampson. 2000. Carbon sinks in the Kyoto Protocol: Potential relevance for US forests. *Journal of Forestry* 98(9):6-11.

- Schulze, E. D.; Ch. Wirth and M. Heimann. 2000. Managing forests after Kyoto. *Science* 289 (5487):2058-2059.
- Soroos, M. S. 1998. Preserving the atmosphere as a global commons. *Environment* 40(2):7-13, 32-35
- Tans, P. P.; I. Y. Fung and T. Takahashi. 1990. Observational constraints on the global atmospheric CO₂ budget. *Science* 247:1431-1438.
- Thomas, R. K.; N. Nicholls and G. Jonathan. 1997. The coming climate. *Scientific American* 54-59.
- U. S. Department of Energy. 1999. Carbon sequestration state of the science. http://www.fe.doc.gov/coal_power/sequestration/html
- Waring, R. H.; J. D. Aber; J. M. Melillo and B. Moore III. 1986. Precursors of change in terrestrial ecosystems. *BioScience* 36(7):433-438.
- Watson, R. T. 2001. The carbon cycle- policy nexus. COP-6Bis, July 17 2001, Bonn, Germany. (<http://www.ipcc.ch/press/present.htm>.. August 14, 2001)
- Woomer, P. L. and C. A Palm. 1998. An approach for estimating system carbon stocks in tropical forests and associated land uses. No publicado.

Cuantificación del Carbono Secuestrado por Algunos SAF's y Testigos, en Tres Pisos Ecológicos de la Amazonía del Perú.

D. Callo-Concha^{*}, L. Krishnamurthy^{**} J. Alegre^{***}

Resumen

En la región amazónica del Perú y durante el segundo semestre del 2000, evaluamos los volúmenes de carbono secuestrado en seis tratamientos, sistemas agroforestales y/o sistemas de uso de la tierra: bosque primario, bosque secundario, café bajo sombra, silvopastura, pastura y huerto casero en tres variantes ecológicas (repeticiones), fragmentando el muestreo en: a) biomasa arbórea, b) biomasa herbácea, c) hojarasca y d) varios estratos de suelo.

En lo que se refiere a carbono total, el tratamiento parámetro: bosque primario, reteniendo 465,8 t C ha⁻¹, supera en 58% a los SAF's: huerto casero y café + sombra; en 74,3% al cuarto, SAF silvopastura y 80% al otro testigo extremo: pastura. Sin embargo todos éstos, más el bosque de regeneración, son estadísticamente iguales e inferiores al bosque primario ($p < 0,01$).

Resultó sumidero estable ($p < 0,01$) y considerable, el suelo. Retiene en casi todos los casos -a excepción del bosque primario - más de la mitad del carbono total. Existe una proporcionalidad inversa entre los sumideros arbóreo y edáfico, función de su grado de cobertura arbórea; los aportes de biomasa herbácea y arbustiva (fresca y hojarasca), son pobres, fluctuando entre el 1 y 2% y los provenientes de árboles muertos, considerables pero oscilantes en los tratamientos b. primario, b. secundario y SAF café+sombra. Las diferencias de carbono secuestrado se deben exclusivamente a la proporción de la cobertura otorgada por la biomasa arbórea ($p < 0,05$).

Palabras clave: sistemas agroforestales, sistemas de uso de la tierra, secuestro de carbono.

Carbon quantification by some agroforestry systems and parameters in three ecological sites of the Peruvian Amazonia

Abstract

In the Peruvian Amazonia during the second semester of 2000, we evaluated the volumes of carbon sequestered by six agroforestry systems and/or land use systems: primary forest, regeneration forest, coffee+shade, pasture+trees, pasture and homegarden in three ecological situations (blocks). We considered for the total sample, a) tree biomass, b) herbaceous and arbustive biomass, c) litter and d) soil.

Regarding the total carbon, the parameter primary forest stored 465.8 t C ha⁻¹ and exceeds by 58% the treatments: homegarden and coffee+shade, by 74.3% to the fourth: pasture+trees and 80% to the other parameter, pasture. However, those ones plus regeneration forest are statistically similar and less than the primary forest. ($p < 0.01$).

The soil was the most stable ($p < 0.01$), it retained in all cases -except primary forest- more than half of the total carbon. The increments are proportionally inverse between the tree and the soil sinks, it depends on the tree cover with which they count; the contributions of the rest of vegetative biomass (herbs, shrubs and litter) vary in 1 to 2%; the provided for death trees are considerably high but changeable in treatments: primary forest, regeneration forest and coffee+shade. So, the differences depend exclusively on the proportion of the arboreal biomass ($p < 0.05$).

Key words. agroforestry systems, land use systems, carbon sequestration.

* Programa de Maestría en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible de la Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.

** Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible

*** International Centre for Research in Agroforestry

Introducción

A fines de los '70 el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y luego la Sociedad Mundial de Meteorología (SMM), alertan sobre drásticas variaciones climáticas [UNEP y GMS, 1992], las que serían consecuencia de la gradual y creciente acumulación de «gases de efecto de invernadero» (GEI) en la atmósfera, provenientes principalmente de la actividad industrial y deforestación masiva [IUCC y PNUMA, 1995]. La presencia de estos gases y su permeabilidad diferencial a las radiaciones, redundaría en un calentamiento biosférico acumulativo [UNEP y GMS, 1992; IUCC y PNUMA, 1995]. Se han modelado algunos escenarios, uno extremo, señala que para el 2100 habrían incrementos de 3,5 °C en la temperatura media, 0,65 m en nivel medio del mar, de 7 a 11 % en las tasas de precipitación-evaporación, etc. [IPCC, 1995]. Además de innumerables consecuencias biofísicas y socioeconómicas, como: migración, suplantación, padecimiento y extinción de especies; epidemias y pandemias agrícolas y humanas; sequía, erosión y desertificación de suelos; variaciones en los patrones, producción y productividad de agroecosistemas; etc. [UNEP y GMS, 1992; IPCC, 1995; Woodwell cit. por Parlamento Latinoamericano, *et. al*, 1998].

En la reunión de Río de Janeiro, Brasil: Eco-92, se firmó *La Convención Marco sobre el Cambio Climático*, rubricado por 162 líderes de estado y ampliamente esperado por esferas científicas, políticas y sociales [IUCC y PNUMA, 1995; Framework Convention on Climate Change, 1998]. Más que normativa, aperturaba un espacio de discusión que la temática ameritaba en la Agenda 21 [UNEP, 1996]. Las medidas a implementar, son producto de investigaciones multidisciplinarias y emitidas en informes periódicos por el IPCC, Grupo Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático [IPCC, 1995], el ala política macro es dada por la Conferencia de las Partes (CdP), foro que en reuniones periódicas, propone y monitorea la implementación de las sugerencias técnicas, siendo algunos de sus productos: el Mandato de Berlín '93 y el Protocolo de Kyoto '97, [CMNUCO, 1997; Parlamento Latinoamericano, *et. al*, 1998]. Existen además varios otros grupos de discusión, financiamiento y acción relacionados: el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF), la Alianza de Pequeños Estados Insulares (SIDS), la Sociedad Mundial de Meteorología (SMM), el

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), entre los más relevantes [IPCC, 1995; UNEP, *et al*, 1999].

Alternativamente, hay confluencia mundial, en que es primordial la generación de nuevos paradigmas de desarrollo y conducta (individuales y sociales) sustentados en preceptos de sostenibilidad y equidad, este particular punto de urgente aplicabilidad [CMNUCO, 1997]. Las líneas sugeridas consideran: inventarios de emisiones, programas de mitigación, investigación de base, promoción de la investigación, transferencia tecnológica, promoción y protección de sumideros, intercambio de información y participación ciudadana [Parlamento Latinoamericano, *et al*, 1998]. Políticamente, en Kyoto '97 se propusieron medidas concretas, como la reducción de emisiones a niveles precedentes, generación de mercados internacionales, facilitamiento de conocimiento, información, tecnología y financiamiento norte-sur [Parlamento Latinoamericano, *et al*, 1998], mas la respuesta ha sido desigual, al punto que el protocolo permanece aún sin ser ratificado¹. Han resultado más exitosas las negociaciones de cuotas de emisión, que involucran no solo estados sino organizaciones privadas, que intermedien en este «mercado de derechos negociables de emisiones»; inclusive se ha establecido una tasa de valuación, «el dióxido de carbono equivalente» [Ortiz *et al*, 1998; Parlamento Latinoamericano, *et al*, 1998].

El dióxido de carbono (CO₂), con 344 000 ppbv² -más de 200 veces la concentración del siguiente GEI, metano- y una tasa de incremento anual de 0,4%, es el principal gas de efecto de invernadero [UNEP y GMS, 1992]. Su «secuestro», reincorporación al sumidero biosférico, se ha contemplado como un factor clave en la mitigación del calentamiento global. Los mecanismos más espectantes, a) retención en el suelo y biomasa, gracias al intercambio gaseoso de las plantas y b) por vegetales marinos en un proceso similar. En este espectro cobran importancia las grandes fitomasas y sus capacidades fotosintéticas, y las demás alternativas de uso de la tierra, como sumideros potenciales. El estudio de ecosistemas y su potencial en el secuestro de carbono se sustenta en ello.

La Agroforestería, como paradigma tecno-productivo, oferta ventajas comparativas en relación a algunos otros sistemas de uso de la tierra: elevación de réditos globales,

² ppbv, partes por millón por volumen, equivalente a 0,034% del volumen atmosférico total.

¹ Para ser válido exige sea firmado por al menos el 55% de países que a su vez sumen al menos el 55% de las emisiones de los países desarrollados. No dado esto, el protocolo jurídicamente no es vigente [Segura, 1999]

Cuadro 1. Volúmenes de carbono secuestrado por varios SUT's

Sistema de Uso de la Tierra	C secuestrado t ha ⁻¹
Bosque primario	300**
Bosque secundario (15 años)	159.88*
Bosque maderable	100 a 200**
Bosque primario intervenido	157.46*
Bosque recientemente quemada	96.52*
Terrenos en cambio de uso y rotación	-88 a 25**
Bosque secundario (3 años)	57.02**
Campo de plátano	50.14*
Sistemas agroforestales	25 a 30**
Rotaciones	-40 a 60**
Campo de maíz	45.18*
Plantación de árboles	11 a 61**
Campo de yuca	37.84*
Pastura	36.3*
Cultivos de barbecho corto (menos 5 años)	-5**
Pasturas y praderas	-3**

Fuente: Determinación de biomasa y carbono en los principales sistemas de uso del suelo en la zona de Campo Verde. [Barbarán, 1998]*y Elaborado en base a ASB climate change working group report. Final report, phase 2 [Palm *et al.*, 1999]**

producción y productividad biofísica, provisión de argumentos socioeconómicos que releven su versatilidad circunstancial [Krishnamurthy y Avila, 1999] y alternativa a los sistemas tradicionales de agricultura migratoria RTQ [ICRAF, 1996, 1998; Alegre *et al.*, en prensa]. Se demanda ahora, explorar su factibilidad (la de los SAF's) para secuestrar carbono, en un marco amplio, transdisciplinario y de compromiso colectivo.

Se ha preconcebido el potencial de los SAF's para secuestrar carbono, sustentándolo en argumentos teóricos, dado su relativo mayor volumen de biomasa vs. monocultivos [Nair, 1993; Krishnamurthy y Avila, 1999]. Mas la evidencia científica es aún escasa y la información dispersa [Schroeder, 1994].

Desde este particular punto de vista, un SUT agrícola³ se distingue de uno agroforestal, por sus períodos y volúmenes de carbono ciclado, que en el último varían entre 10 y 50 t ha⁻¹ [Kurstén y Burschel, 1993 cit. por López 1998]; de acuerdo al SAF que se trate, los extremos, inferior: linderos y cercos vivos aportarían de 3 a 25 t ha⁻¹, los intermedios, «taungya» y huertos caseros, hasta 50 t ha⁻¹, y más, los barbechos. Una purma de 15 años

por ej. puede acumular hasta 100 t ha⁻¹ [Brown y Lugo, 1990 cit. por López 1998]. Hay quienes sugieren un volumen medio de carbono secuestrado por los SAF's, igual a 95 t ha⁻¹ [Winjum, 1992 cit. por López 1998] y algunas otras posiciones (Cuadro 1).

Partimos de algunas premisas que parecen ser evidentes:

■ Premisa 1. «Los bosques tropicales retienen más carbono que otro ecosistema». Cuarenta y cuatro veces más biomasa que cualquier otro sistema, con incrementos de 0.62 ± 0.37 t ha⁻¹ año⁻¹ [Houghton, 1991 cit. por López; Phillips, 1998 cit. por Segura, 1999; Segura, 1999]. Sus radios de incremento anual varían de 1,1 a 2,1 t año⁻¹ [Segura, 1997], en consecuencia debe resaltarse la especial aptitud de la franja tropical, como sumidero de carbono atmosférico (cuadro 2) [Houghton, 1997 cit. por Palm *et al.* 1999]; se afirma que el trópico amazónico mantiene en promedio 160 t C ha⁻¹ [Barbarán, 1998].

■ Premisa 2. «Fijan más carbono los bosques secundarios y plantaciones jóvenes que los bosques primarios y/o maduros». Los primarios han alcanzado su clímax y «congelado» su capacidad de conversión de

³ Los suelos agrícolas son capaces de sumir alrededor del 10% de las emisiones de CO₂ Subak, 2000].

Cuadro 2. Zona geoclimática y porcentaje relativo de carbono secuestrado

Zona	C secuestrado (%)
Tropical ⁴	80
Templada	17
Boreal	3

Fuente: Aporte de los sistemas silvopastoriles al secuestro de carbono en el suelo [Trexler y Haugen, 1995 cit. por López, 1998]

carbono atmosférico a biomasa, mientras que los secundarios, intensifican los procesos de secuestro y liberación, por la aceleración y secuencialidad de sus ciclos [Ciesla, 1995 cit. por López, 1998; Ortíz *et.al* 1998], un barbecho puede eventualmente recuperar de 50 a 80% la proporción de carbono de un bosque primario [Palm *et.al*, 1999], de ahí el potencial de los barbechos, por la superficie que ocupan: 250 millones de ha [Lugo y Brown, 1993 cit. por López, 1998].

■ Premisa 3. «Entre la tercera parte y la mitad del carbono retenido por un SUT tropical (inclúyase bosques), se registra en el suelo» [Schroeder, 1994; Dixon *et.al*, 1994 cit. por López, 1998; Barbarán, 1998], como parece evidente los bosques secundarios desarrollan más

biomasa radicular que las plantaciones [Lugo, 1992 cit. por López, 1998], a profundidades superiores a un metro, los suelos forestales contienen más carbono que biomasa aérea, el 15% de este carbono se recicla en períodos de varios años hasta décadas [Nepstad *et.al*, 1994 cit. por López, 1998]. Aún cuando se afirma que en los trópicos subhúmedos el potencial de secuestro de carbono es sobre el suelo y no en él [Palm *et.al*, 1999] (Cuadros 3 y 4).

Así enfocamos la idea de desarrollar investigación en Agroforestería y sus potencialidades de secuestro de carbono *per-se*, para con ello: a) aportar a la plataforma de posibilidades de uso de la tierra más amigables con el ambiente, genéricamente y b) contribuir en el proyecto de estabilización climática, específicamente.

Cuadro 3. Porcentaje relativo de Carbono almacenado, secuencia: antes RTQ, después RTQ e instalación de pastura. Biomasa aérea, radicular y edáfica.

Fuente de Carbono	Antes RTQ (200 t/ha)	Después RTQ (105 t/ha)	Pastura (28 t/ha)
B. aérea	75%	45%	—
B. radicular	4%	7%	31%
Edáfica	16%	38%	69%

Fuente: Impacts of forest conversion: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon Colony [Fujisaka, 1997]

Cuadro 4. Porcentaje relativo de carbono en el suelo, entre 0 y 20 cm. Varios SUT's, en relación a un bosque primario no disturbado.

Sistema de Uso de la Tierra	Porcentaje
Barbechos largos	90 a 100
Sistemas Agroforestales	80 a 100
Pasturas	80
Barbechos cortos	65
Pasturas degradadas	50 ó menos

Fuente: Carbon Sequestration and Trace Emissions in Slash and Burn and alternative Land Uses in the Humid Tropics [Palm *et al*, 1999]

⁴ Los trópicos preservan más de la mitad de los bosques de regeneración, y sufren alrededor del 20% de la deforestación planetaria [Trexler y Haugen, 1995 cit. por López, 1998].

Cuadro 5. Latitud y altitud media de las localidades del estudio

Localidad	Altitud media (msnm)	Coordenadas (Km)
San Agustín	1 600	412644X, 8982961Y
Previsto	600	418953X, 8995058Y
Aguaytía	400	444082X, 9001031Y

Fuente: Base de datos Sistema de Información Geográfica, CIAT-Perú.

Materiales y metodología

El sitio

Esta investigación se condujo entre agosto y noviembre del 2000, en el Perú, departamentos de Ucayali y Huánuco, provincias de Padre Abad y Tingo María y tres zonas: San Agustín, Previsto y Aguaytía.

La franja estudiada involucra las tres ecozonas que emblemizan la amazonía peruana: a) ceja de selva, sobre 1000 m, lluvias superiores a los 4000 mm año⁻¹ (San Agustín), b) selva alta, entre 500 y 1000 m y precipitaciones de 2000 a 4000 mm año⁻¹ (Previsto) y c) selva baja, entre 0 y 500 m, generalmente llana e inundable (Aguaytía). Ecolimáticamente a corresponden a bosque húmedo tropical (BH-T), bosque húmedo premontano tropical (BH-PT) y bosque muy húmedo (BMH); con temperatura media anual de 26,6 °C, media máxima de 31,9 y media mínima de 21,6 y elevada humedad atmosférica, entre 65,5 y 94,7% y media anual del 78,5% [ONERN, 1978; Baldoceda, 1993; Videoriente, 1996].

Fundamento

En la ruta fotosintética el carbono es secuestrado en la biomasa y después parcialmente incorporado al suelo, así su cuantificación se hace en estos dos recipientes mayores⁵. Luego, su consolidación resultará de la sumatoria definida por:

$$CT = CB^* + CS$$

donde

CT carbono total
 CB carbono, biomasa
 CS carbono, suelo

$$* CB = CAb + CAvHb + CH$$

donde

CB carbono, biomasa
 CAb carbono arbóreo
 CAvHb carbono arbustivo y herbáceo
 CH carbono, hojarasca

Tratamientos

En las tres ecozonas, reconocimos cinco prácticas agroforestales y un testigo parametrizable, estas debían corresponder:

- 1 Bosque primario (no intervenido, testigo). Da idea del volumen de carbono fijado por un bosque clímax.
- 2 Bosque secundario⁶. En regeneración, explotado. Evaluamos parcelas de alrededor 8 años en promedio.
- 3 Café bajo sombra. Sistemas que consideren como componente comercial al café y cultivo de sombra a alguna otra especie de mayor fuste. Fue requisito que el café estuviese en producción y aprovechamiento residual de la especie socia, no hubo homogeneidad entre las parcelas muestreadas.
- 4 Silvopastura. Generalmente árboles dispersos en zonas de pastoreo. Instalados o residuales del establecimiento de especies de utilidad financiera (post-barbecho), pero en todo caso aprovechables, sombra, combustible, forraje, etc.
- 5 Pastura. Consolida la última fase de cambio de uso de los barbechos. Ya instalados y en pleno aprovechamiento, los suelos están sujetos a constante carga animal. Forraje empleado, generalmente especies mejoradas o asociaciones de éstas.
- 6 Huerto casero. Cuyas consideraciones se definen en función a las necesidades familiares. Debía ser aledaño

⁵ El muestreo de raíces para la cuantificación de carbono retenido se ha considerado [Fujisaka et.al, 1997; Barbarán, 1998], mas por resultar el método de muestreo deficiente y no significativo, de dejó de lado [Alegre, 1998; Palm et.al, 1999b]

⁶ Bosque Secundario, «acahual» en México, «purma» en el Perú, «capoeira» en el Brasil, «tacotal» en Nicaragua; definida como la vegetación leñosa de carácter sucesional, en terrenos aprovechados por actividades humanas, de al menos 1 ha y 5 años desde el último cultivo. [CIFOR, 1998].

a la residencia familiar y satisfacer en alguna medida sus necesidades alimenticias, terapéuticas, de combustible, forraje, etc. y circunstancialmente generar réditos financieros.

Subrayemos que todos estos SUT's se sustentan en el largo plazo en esquemas de agricultura migratoria, sin arreglos espaciales ni disposiciones temporales definidos (mas que la secuenciación RTQ tradicional). Así los SAF's muestreados coinciden en su epistemología más que en detalles.

Medición en campo

La metodología para estimar carbono retenido, corresponde fundamentalmente a Wooster y Palm, 1993 modificada por Palm y van Noordwijk, 1999, guías desarrolladas por Tropical Soil Biology and Fertility Programme [Alegre *et. al*, en prensa] y documentos internos de Alternative Slash and Burning [Palm *et. al*, 1999b].

1. Biomasa Arbórea

Arboles entre 2,5 y 30 cm de DAP. Se marcaron parcelas de 4 x 25 m en las que se midió la altura (H)⁷ y diámetro a la altura del pecho (DAP)⁸ de los árboles vivos y parados muertos. Si se bifurcase por debajo de 1,3 m, se consideraran dos árboles diferentes. Para árboles caídos muertos, se tomara un diámetro representativo (o dos) y su largo.

En caso los árboles superen los 30 cm de diámetro, se tomarán las mismas medidas, mas se extrapolará la parcela a 5 x 100 m, superpuesta a la primera.

Debe nominarse además en todos los casos: los nombres locales de cada árbol, si es ramificado (R) o no (NR), índice de densidad de la madera de la especie (alta: 0,8 media: 0,6 o baja: 0,4) y si es palmera (P) o liana (L).

2. Biomasa arbustiva y herbácea.

Se determinó al azar dos cuadrantes de 1 x 1 m, dentro de las subparcelas de 4 x 25 ó 5 x 100 m según se trate. En estas cortamos toda biomasa epigea fresca, procedente de arbustos, con menos de 2,5 cm de diámetro y hierbas. Obteniendo el peso fresco total (por metro cuadrado), y de éste, el peso fresco de una submuestra de valor arbitrario, enviada a laboratorio para secado.

3. Biomasa seca (hojarasca)

Para cada parcela, dentro de los cuadrantes de 1 x 1 m, tomamos subcuadrantes de 0,5 x 0,5 m, en ellos pesamos la hojarasca acumulada (por 0,25 m²), y de ésta, una submuestra de valor arbitrario, enviada a laboratorio para secado.

4. Muestreo de suelos y medición de densidad aparente

En los cuadrantes señalados para el muestreo de biomasa, se cavaron calicatas de 1 m de profundidad, definiendo en ellas los estratos: 0 – 0,1 m; 0,1 – 0,2 m; 0,2 – 0,4 m y 0,4 – 1,0 m. En cada uno, usando cilindros Uhland, se tomaron muestras para estimar la densidad aparente. Tomamos además muestras de en promedio 500 g, que se enviaron a laboratorio para la cuantificación de carbono total y análisis complementario: textura, nitrógeno, pH, bases intercambiables y acidez.

En suma se obtuvieron, 90 planillas de biomasa arbórea (alrededor de 2400 accesiones), 180 muestras de biomasa fresca arbustiva-herbácea y 180 muestras de hojarasca, 720 muestras de suelo para determinación de carbono y análisis químico y 720 para densidad aparente.

Cálculos

1. Biomasa arbórea. Son varios los modelos diseñados para estimar los volúmenes de biomasa arbórea, todos indirectamente, por inferencia de sus principales medidas biométricas, generalmente altura, DAP, y densidad [CIFOR, *et. al*, 1998].

1.1. En la estimación de biomasa de árboles vivos y muertos en pie -la mayor parte- y su cálculo de carbono retenido, se sugieren el modelo de Palm, que se comenta la maximiza [Brown, 1997; Fujisaka *et. al*, 1997; Barbarán, 1998; Palm *et. al*, 1999; Ceijas, 1999; Palm, 2000].

$$BA = 0,1184 \text{ DAP}^{2,53}$$

donde,

BA	biomasa arboles vivos y muertos de pie
0,1184	constante
DAP	diámetro a la altura del pecho
2,53	constante

⁷Es usual el empleo de aparatos para medir indirectamente la altura; hipsómetro, eclímetro, clinómetro, etc. en todos los casos se mide dos ángulos, de elevación y depresión y la distancia al operador. Estimándose la altura por: $H = d (\text{tg } a + \text{tg } b)$; H, altura; d, distancia; a, ángulo de elevación; b, ángulo de depresión.

⁸Medida directamente, empleando cinta diámetrica o forcípula, por convención se realiza a 1,3 m. del suelo.

- 1.2. Para árboles muertos caídos consideramos, [Cejas, 1999; Palm, 2000]

$$BAC = 0,4 DAP^2 L 0,25 J$$

donde,

BAC	biomasa arboles muertos caídos
0,4	densidad (valor asumido por convención)
DAP	diámetro a la altura del pecho
L	largo del árbol
0,25	constante
P	pi, constante (3,1416)

2. Contenido de carbono, biomasa.

$$CC = B 0,45$$

donde,

CC	contenido de carbono
B	biomasa vegetal
0,45	constante (proporción de carbono, asumido por convención)

3. Densidad aparente, suelo.

$$DA = PSN/VCH$$

donde,

DA	densidad aparente
PSN	peso seco neto
VCH	volumen cilindro Uhland (constante)

4. Volumen de suelo.

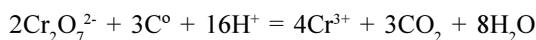
$$Vs = DA Ps$$

donde,

Vs	volumen de suelo
DA	densidad aparente
Ps	profundidad del suelo

Determinación de carbono orgánico en el suelo

Empleamos el Método de Nelson & Sommers. Oxidando las muestras de suelo con dicromato de cromo en presencia de ácido sulfúrico y calor y titulando luego con sulfato ferroso amoniacal. Estimando indirectamente el carbono orgánico almacenado [Anderson e Ingram, 1993]



Análisis estadístico

Realizamos un ANOVA para BCA (bloques completamente aleatorizados) y comparación de medias a través de la prueba de Tukey. Tales análisis se condujeron empleando FAUANL ver. 2.0 [Olivares, 1990]. El modelo empleado se ajusta a,

$$y_{ijk} = m + t_i + d_j + e_{ijk}$$

donde,

y_{ijk}	k-ésima unidad de muestreo de la j-ésima repetición del i-ésimo tratamiento
m	media
t_i	i-ésimo tratamiento
d_j	j-ésima repetición
e_{ijk}	error experimental en la k-ésima unidad de muestreo de la j-ésima repetición del i-ésimo tratamiento

Resultados y discusión

Carbono arbóreo, árboles en pie.

Es claro y era predecible, que la densidad de árboles vivos en los bosques primarios debiera ser mayor a la de los restantes tratamientos. Sorprende que el huerto casero supere al bosque secundario en la densidad de árboles

Cuadro 6. Comparación de medias, carbono en árboles en pie ($t ha^{-1}$)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Bosque Primario	196,1	a [¶]
Huerto Casero	77,4	b
Bosque Secundario	67,9	b
Café bajo sombra	45,4	b
Silvopastura	30,4	b
Pastura	2,28	b

Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a $p < 0,05$.

en pie, pero se justifica por la presencia de árboles cultivados de gran fuste y baja densidad, en relación a la gran densidad y pobre fuste, característica de los bosques de regeneración (secundarios), pues se trata de bosques de ocho años en promedio. En los tres casos restantes, hay proporcionalidad entre la densidad arbórea y los volúmenes de carbono secuestrados por los mismos. Nótese el caso de la silvopastura, donde la inclusión de árboles basta para incrementar considerablemente la proporción de carbono retenido.

Carbono arbóreo, árboles caídos muertos.

En un bosque primario, la elevada presencia de árboles caídos muertos (más de la tercera parte) es consecuencia de la fuerte dinámica de los ciclos naturales y su densidad proporcional acorde a la dinámica de regeneración del bosque, máxima en este caso. No debe descartarse algún grado de intervención, que pueda interpretarse como deforestación. En los demás tratamientos, el ordenamiento es función del diseño estructural del SAF y en cierta medida, el volumen de árboles caídos muertos predecible y sucesivo.

Que el tratamiento café bajo sombra supere al bosque secundario, lo que en teoría debiera invertirse, se interpreta por que en su dinámica temporal, correspondiente a la secuenciación RTQ, la plantación

continúa a la roza y los restos de esta aún persisten, mientras que un bosque secundario, al consolidarse ha sufrido procesos de reforestación sucesiva por períodos mayores y la presencia de árboles caídos a consecuencia de ello, es simplemente menor.

Carbono arbustivo-herbáceo

Era predecible la superioridad (de méritos y estadística en cierta medida) de los tratamientos pastura y silvopastura, por cualidades intrínsecas a su composición, aún cuando esa capacidad para generar biomasa es antropogénica (pastos cultivados). Llama la atención, la considerable diferencia entre los sistemas pastura y silvopastura, casi del 40 %, atribuible en primera aproximación al componente arbóreo, pero que no justifica en toda su medida. En los tratamientos siguientes: bosque secundario, bosque primario, café bajo sombra y huerto casero, el carbono aportado por la biomasa herbácea es menor, debido a la elevada densidad del dosel y mínima en los estratos inferiores, consecuencia del laboreo.

Carbono hojarasca

Se consideran superiores, estadísticamente, a los del primer grupo (a: bosque primario y bosque secundario),

Cuadro 7. Comparación de medias, carbono en árboles caídos (t ha⁻¹)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Bosque Primario	167,0	a [†]
Café bajo sombra	32,44	b
Bosque Secundario	13,8	b
Huerto Casero	6,25	b
Silvopastura	1,44	b
Pastura	0,0	b

Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a p < 0,05.

Cuadro 8. Comparación de medias, carbono arbustivo-herbáceo (t ha⁻¹)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Pastura	1,28	a [†]
Silvopastura	0,91	ab
Bosque Secundario	0,78	b
Bosque Primario	0,75	b
Café bajo sombra	0,63	b
Huerto Casero	0,54	b

Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a p < 0,05.

Cuadro 9. Comparación de medias, carbono hojarasca ($t\ ha^{-1}$)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Bosque Primario	3,25	a [†]
Bosque Secundario	2,57	ab
Café bajo sombra	1,70	bc
Huerto Casero	1,02	c
Pastura	0,69	c
Silvopastura	0,65	c

Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a $p < 0,05$.

Cuadro 10. Comparación de medias, carbono edáfico ($t\ ha^{-1}$)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Café bajo sombra	113,54	a [†]
Huerto Casero	110,51	a
Bosque Primario	98,78	a
Bosque Secundario	95,97	a
Pastura	93,01	a
Silvopastura	86,38	a

Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a $p < 0,01$.

Cuadro 11. Comparación de medias, carbono total ($t\ ha^{-1}$)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Bosque Primario	465,84	a [†]
Huerto Casero	195,73	b
Café bajo sombra	193,69	b
Bosque Secundario	180,99	b
Silvopastura	119,75	b
Pastura	97,26	b

Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a $p < 0,01$.

en relación a los del tercero (c: café bajo sombra, huerto casero, pastura y silvopastura); mientras que los del segundo (b: bosque secundario y café bajo sombra) fungen de enlace entre uno y otro. El orden de méritos, asigna una sucesión, función del grado de cobertura arbórea del SUT que se trate, pues como es evidente, la provisión de hojarasca es proporcional al aporte de biomasa foliar.

Carbono edáfico

Es claro que la homogeneidad es provista por los aportes regulares de carbono edáfico. Recuérdese que en el muestreo de suelos se consideró un prisma de un metro de profundidad, generando un volumen hipotético

de $10\ 000\ m^3$, entonces la diferencia (no estadística) a favor de café bajo sombra y huerto casero, podría ser consecuencia del laboreo; nótese además, que el aporte de las deyecciones del ganado, casos de pastura y silvopastura, no afecta significativamente el stock de carbono edáfico.

Carbono total

Es evidente que el aporte que equilibra todos los tratamientos apreciados, corresponde al edáfico (cuadro anterior). No obstante ello, sus valores y diferencias son considerables, estas a favor del bosque primario y en desmedro de la silvopastura y pastura, especialmente en este último caso. También es de subrayar el perjuicio del

tratamiento bosque secundario, que desciende al cuarto lugar -a pesar de no alterar la interpretación por ser estadísticamente iguales-, mas debe explicarse por la alta y regular contribución edáfica.

Carbono gestionable ^a

Se restaura el ordenamiento apreciado en carbono arbóreo, el más predecible: bosque primario, huerto casero, bosque secundario, café bajo sombra, silvopastura y pastura. Si bien no existe diferencia estadística, los tratamientos huerto casero, bosque secundario y café bajo sombra, cuantitativamente conforman un subgrupo de aportes muy regulares, y finalmente la silvopastura y pastura, con menores participaciones, especialmente la última.

Carbono fragmentado

En el caso del bosque primario, el mayor volumen de carbono retenido se encuentra en la biomasa arbórea, sorprendentemente alta en árboles caídos muertos y en menor proporción en el suelo, consecuencia de la alta cuota de carbono arbóreo. Los aportes de carbono en fuentes de biomasa no arbórea (arbustiva, herbácea, hojarasca y edáfica), en suma no alcanzan la cuarta parte del volumen global.

Para el bosque secundario, el mayor aporte -al igual que en los demás sistemas- corresponde al carbono edáfico, en un porcentaje ligeramente superior al 50%, lo que debería ratificar la hipótesis complementaria 2. La proporción de árboles caídos, considerablemente baja

en relación a la del testigo y café bajo sombra, se explica en su dinámica de regeneración (explicado en un ítem anterior).

En el Café bajo sombra, el carbono edáfico es considerablemente superior en el rango medio, el de árboles caídos muertos relativamente alto por el asunto de la dinámica RTQ y la de árboles en pie, sorprendentemente menor en comparación a la de la silvopastura, no a causa de la densidad espacial sino más bien de la edad del sistema, que suele preservar individuos mayores y consecuentemente más robustos.

Para la silvopastura, una proporción de carbono es edáfico es altísima, casi 3/4 partes, en comparación a la cuarta parte de árboles en pie y más considerando que la presencia de árboles caídos muertos es bajísima y el aporte dado por herbáceas y arbustivas mínimo en contraste con el gran total.

Pastura. Casi el 96% del carbono es contribuido por el suelo, le siguen, árboles en pie, que en teoría debería ser nulo, tratándose de un sistema de uso de la tierra pastoril, pero que circunstancialmente toma vigencia por relictos, cercas vivas, árboles fuente de subproductos excepcionales, etc. La proporción superior, vs. los demás tratamientos, en aporte de carbono herbáceo y hojarasca no arbórea, se debe a la concepción del sistema.

En el tratamiento Huerto casero, además del suelo, los árboles en pie son la principal fuente de carbono, estos corresponden a plantaciones aprovechables, generalmente perennes, los árboles caídos muertos en baja proporción y los aportes herbáceos (fresco y seco) son mínimos y promediales.

Cuadro 12. Comparación de medias, carbono gestionable (t ha⁻¹)

Sistema de uso de la tierra	Carbono
Bosque Primario	367,07 a [¶]
Huerto Casero	85,23 b
Bosque Secundario	85,01 b
Café bajo sombra	80,16 b
Silvopastura	33,37 b
Pastura	4,25 b

¶ Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a $p < 0,01$.

^a Asumiendo que solo es factible administrar en el carbono epigeo: arbóreo, arbustivo y herbáceo (al menos en el corto plazo); escindiendo de él al edáfico, que en consolidado, por su baja dispersión resulta altamente distorsionante. Así consideramos importante, detallar las proporciones en las que se preserva, e inferir de ello nuestras posibilidades de intervención.

Cuadro 13. Aporte porcentual de carbono por componente por tratamiento

Tratamiento	Carbono (t ha ⁻¹)	A. en pie	A. caídos muertos	Arbustivo-herbáceo	Hojarasca	Edáfico
B. primario	465,8	42,1	35,85	0,16	0,70	21,21
B. secundario	181,0	37,51	7,62	0,43	1,42	53,02
Café + sombra	193,7	23,44	16,73	0,33	0,88	58,62
Silvopastura	119,8	25,38	1,17	0,76	0,54	72,1
Pastura	97,3	2,36	0,00	1,32	0,72	95,59
Huerto casero	195,7	39,55	3,19	0,28	0,52	56,47

Cuadro 14. Comparación de medias, carbono gestionable (t ha⁻¹)

Sistema de uso de la tierra	Carbono	
Previsto	268,92	a [†]
San Agustín	192,49	a
Aguaytía	165,22	a

† Promedios seguidos de la misma letra, en cada columna, no son diferentes estadísticamente, por Tukey a $p < 0,05$.

Carbono por localidades

No existe diferencia estadística significativa entre los volúmenes de carbono retenidos en cada localidad. La preconcepción inicial que asumía variaciones en las proporciones de acumulación consecuencia de las condiciones ambientales/piso ecológico quedan pues invalidadas.

Agradecimientos

A mi Maestro, Dr. Krishnamurthy, por una oportunidad más.

Al Dr. J. Alegre, co-líder ICRAF-Latinoamérica, desarrollar esta investigación bajo su supervisión es una oportunidad sumamente valiosa, las facilidades otorgadas en virtud a su decisión política son plenamente reconocidas. Guardo especial reconocimiento al equipo de ICRAF-Pucallpa, en particular a su líder L. Arévalo, su gestión logística, "expertise" y calidad humana resultaron fundamentales para el logro de los productos académicos y mi feliz estadía en la Amazonía; a A. Meza por sus diligencias locales y hospitalidad; a C. Soto por la premura y eficiencia en el análisis de laboratorio; a L. Fasabi por su compromiso en la colección de información de campo.

A la Red de Formación Ambiental del PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), por el respaldo financiero durante la fase académica.

Por su amparo académico y benéfica administración; al Programa de Maestría en Ciencias en Agroforestería

para el Desarrollo Sostenible y al Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible, ambos entes pertenecientes a la Universidad Autónoma Chapingo.

A INIA-Pucallpa en la persona de su Director, A. Ricse, la concesión de recursos humanos y logísticos fue invaluable; a T. Amasifuen y W. Angulo y su desinteresado apoyo en la recolección de campo.

AA. Saavedra, L. Domínguez, O. Cotrina, F. Gonzáles, su contribución en campo es ampliamente apreciada.

A los agricultores locales, gentiles prestadores de los sitios de muestreo.

Referencias

- Alegre, J., A., Ricse, C. Palm. 1998. Informe de discusiones Proyecto ASB-Carbono en sistemas de uso de la tierra; documento de circulación interna. Yurimaguas, Loreto, Perú. 2 p.
- Alegre, J., L. Arévalo y A. Ricse. En prensa. Comunicación personal. Reservas de carbono y emisión de gases con diferentes sistemas de uso de la tierra en dos sitios de la amazonía peruana. Taller Internacional de Sistemas Agroforestales CORPOICA, 31 de julio a 3 de agosto. Santa Fe de Bogota, Colombia. 15 p.
- Anderson, J.M., and J.S.I. Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. CAB International. Wallingford, Oxon, England.
- Baldoceda A., R. 1993. Diagramas bioclimáticos de la zona de Pucallpa y Atalaya. Universidad Nacional de Ucayali, Facultad de Ciencias Forestales,

- Departamento Académico de Conservación y Medio Ambiente. Pucallpa, Perú. 21 p.
- Barbarán G., J. 1998. Determinación de biomasa y carbono en los principales sistemas de uso del suelo en la zona de Campo Verde. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Ucayali. Pucallpa, Ucayali, Perú. 54 p.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. FAO Forestry paper, 134. Food and Agriculture Organization. Caracalla, Rome, Italy. Pp: 1-18.
- Cejas T., E. 1999. Almacenamiento de carbono en bosques tropicales secundarios de la zona de Alexander Von Humboldt-Pucallpa. Proyecto de tesis, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Ucayali. Pucallpa, Ucayali, Perú. pp: 4-15.
- CIFOR, CATIE, BID, EMBRAPA, UCA. 1998. Protocolo de Levantamiento de vegetación en bosques secundarios. Proyecto de investigación, Manejo de bosques secundarios en América Tropical. 16 p.
- CMNUCO. 1997. Tercera sesión de la conferencia de las Partes, Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático - Kyoto '97. Carpeta de Prensa. Oficina de Información sobre las Convenciones del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente para la Secretaría del Cambio Climático. Ginebra, Suiza. 17 p.
- Fujisaka, S., C. Castilla, G. Escobar, V. Rodrigues, E. Veneklaas, R. Thomas, M. Fisher. 1997. Impacts of forest conversion: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. Centro Internacional de Agricultura Tropical, International Centre for Research in Agroforestry, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria. 22 p.
- Gavenda, B. 2000. Soils and Carbon Sequestration. En The Overstory # 66. Carbon Sequestration: Storing Carbon in Soils and Vegetation <<http://www.agroforester.com/overstory/overstory66.html>>. 4 p.
- IPCC. 1995. Segunda evaluación, Cambio Climático 1995. Informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Organización Mundial de Meteorología. 71 p.
- IUCC, PNUMA. 1995. Para comprender el cambio climático: guía elemental de la Convención Marco de las Naciones Unidas. Oficina de Información sobre el Cambio Climático. Oficina Suiza del Medio Ambiente de Bosques y Paisajes. Chatelaine, Suiza. 20 p.
- Krishnamurthy, L. y M. Avila. 1999. Agroforestería Básica. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. México D.F., México. pp: 29-36.
- López M., A. 1998. Aporte de los sistemas silvopastoriles al secuestro de carbono en el suelo. Tesis de Maestría. Escuela de posgrado, Programa de Enseñanza para el Desarrollo y la Conservación, CATIE. Turrialba, Costa Rica. pp: 3-15.
- Nair, P.K.R. 1997. Agroforestería. Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 543 p.
- ONERN. 1978. Inventario, evaluación e integración de los recursos naturales de la zona Pucallpa-Abujao. República del Perú, Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. Lima, Perú. pp: 35-55.
- Ortiz, R., O. Ramírez, B. Finegan. 1998. CO₂ Mitigation service of Costa Rican secondary forests as economic alternative for joint implementation initiatives. En Ecology and management of tropical secondary forest science, people and policy. CATIE, CIFOR. Turrialba, Costa Rica. pp: 213-227.
- Palm C.A., K. Hariah y M. van Noordwijk. Junio 1999. Muestreo revisado de carbono para ASB. Mimeografiado. Documento de trabajo. 7 p.
- Palm, C.A., L. Arévalo. Sept 9. 2000. Comunicación electrónica. Carbon Stock Pucallpa. 1 p.
- Palm, C.A., M. van Noordwijk, J. Alegre, L. Arévalo. Oct. 28. 2000. Comunicación electrónica. Carbon Calculations. 1 p.
- Palm, C.A., P.L. Woomey, J. Alegre, L. Arévalo, C. Castilla, D.G. Cordeiro, B. Feigl, K. Hairiah, J. Kotto-Same, A. Mendes, A. Moukam, D. Murdiyarto, R. Njomganag, W.J. Parton, A. Ricse, V. Rodrigues, S.M. Sitompul, and M. van Noordwijk. 1999. Carbon Sequestration and Trace Emissions in Slash and Burn and alternative Land Uses in the Humid Tropics. ASB Climate Change working group report, Final report, Phase 2. 27 p.
- Parlamento Latinoamericano, Ciudadanía Ambiental Global, ALDA. 1998. La lucha contra el Cambio Climático: el compromiso del Parlamento Latinoamericano; Primer taller del Parlamento Latinoamericano sobre el Cambio Climático. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Buenos Aires, Argentina. 174 p.
- Schroeder, P. 1994. Carbon storage benefits of agroforestry systems. Agroforestry Systems 27. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. pp: 89-97.
- Segura M., M. 1997. Almacenamiento y fijación de carbono en *Quercus costaricensis*, en un bosque de

- altura en la cordillera de Talamanca, Costa Rica. Tesis profesional. Universidad Nacional, Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar, Escuela de Ciencias Ambientales. Heredia, Costa Rica. 125 p.
- Segura M., M. 1999. Valoración del servicio ambiental de fijación y almacenamiento de carbono en bosques privados del Area de conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. Tesis de Maestría. Escuela de Posgrado, Programa de Enseñanza para el Desarrollo y la Conservación, CATIE. Turrialba, Costa Rica. pp: 1-23.
- Subak, S. 2 000. Agricultural Soil Carbon Accumulation in North America, Considerations for Climate Policy. Natural Resources Defense Council. USA. 19 p.
- UNEP, EU, SIDS. 1999. Caribbean Environment Outlook. United Nations Environment Programme, European Community, Small Island Developing States. Anagram Editorial Service. Guilford, United Kingdom. 74 p.
- UNEP, GEMS. 1992. Los gases que producen el efecto de invernadero (cambio climático global). Sánchez-Vélez A. y Gerón D., X. Traductores. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 41 p.
- UNEP. 1996. Final Report of the Citizen Forum on Regional Environmental Management. United Nations Environment Programme, Regional Office for Latin America and the Caribbean. Buenos Aires, Argentina. pp 15-33.
- USDA-NAC. Marzo 2000. Working Trees for Carbon Cycle Balance. Agroforestry: Using trees and shrubs to produce social, economic, and conservation benefits. United States Department of Agriculture, National Agroforestry Center. UNL, Lincoln, USA. 3 p.
- USDA-NRCS. 2 000. Growing Carbon, A New Crop That Helps Agricultural Producers and the Climate Too. United States Department of Agriculture, National Agroforestry Center, Environmental Defense, Soil and Water Conservation. USA. 7 p.
- Videoriente. 1 996. Gran Enciclopedia de la Región Ucayali. Videoriente Editores. Lima, Perú. pp: 17-24.
- Woomer, P.L. and C.A. Palm. 1 993. Shifting Cultivation Effects on Tropical Soil Organic Matter. Experimental Protocol prepared for the Global Initiative for Alternatives to Slash and Burn Agriculture. Tropical Soil Biology and Fertility Programme. Nairobi, Kenya. Mimeografiado 35 p.
- WRI. Marzo 2 000. Climate Change; Forest and land-use change carbon sequestration projects. World Resources Institute. Washington DC., USA. 5 p.
- WRM. Octubre 1998. Boletín electrónico # 16. World Rainforest Movement. <<http://www.wrm.org.uy>>

Cambio de Uso de Suelo y Flujos de Carbono en los Altos de Chiapas, México

Bernardus H.J. de Jong

El Colegio de la Frontera Sur, México
e-mail bjong@slc.ecosur.mx

Resumen

Con el fin de estimar los flujos de carbono entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera desde los 1970s hasta los 1990s, se aplicaron datos de densidades de carbono por unidad de superficie con base en datos colectados en el campo y mapas de uso de suelo y cobertura vegetal. El flujo neto de carbono fue calculado, restando los reservorios de carbono de las épocas que abarcan el estudio. Durante este período los bosques cerrados disminuyeron significativamente, mientras que los bosques degradados y/o fragmentados se expandieron sustancialmente, mientras las áreas de cultivo y pastizales se expandieron moderadamente. El total de carbono presente en las clases de uso de suelo varió entre 504 MgC ha⁻¹ en bosques de encino y nebliselva a 147 MgC ha⁻¹ en los pastizales. Las diferencias en densidades de carbono entre las clases de hábitat se debieron a cambios en biomasa aérea. La materia orgánica en el suelo no mostró diferencias significativas. Se estimó que aproximadamente 34% del reservorio de vegetación presente en 1975 desapareció en 1996. La región Altos de Chiapas contribuyó en 3% a las emisiones nacionales de carbono por cambio de uso de suelo, mientras que el área representa alrededor del 0.3% de la superficie de México.

Introducción

Ecosistemas forestales contienen grandes cantidades de carbono (C) almacenado en biomasa viva y muerta y en el suelo (Post et al, 1982). Sin embargo, especialmente en las regiones tropicales hay un proceso acelerado de conversión de ecosistemas forestales con alta cantidad de biomasa a ecosistemas con bajos niveles, como vegetación secundaria, áreas cultivadas y pastizales (FAO, 1993). Las estimaciones del total de CO₂ emitido a partir de estas reducciones en biomasa y procesos de deforestación varían entre 8 y 44% del total de emisiones antropogénicas de CO₂ (Cook et al, 1990; Schimel, 1995).

Los Altos de Chiapas (Los Altos), México, despliega un patrón de uso de suelo similar a muchos paisajes montañosos de Latinoamérica. Estas áreas son habitadas en general con agricultores de origen indígena, pero al mismo tiempo están sujetos a un proceso rápido de deforestación y degradación de suelo debido a una creciente población, la cual no tiene alternativas económicas para incrementar la producción en forma sustentable (Bremer et al, 1984).

La tasa de deforestación en Los Altos se estima entre 3.2% (1974-1984) y 3.6% (1984-1990) para bosques cerrados y entre 1.6% (1974-1984) y 2.1% (1984-1990) para bosques cerrados y abiertos combinados (Ochoa-Gaona y González-Espinosa, 2000). Las causas principales

de la conversión forestal son los aprovechamientos forestales y incendios, y en menor grado la conversión a pastizales (Maser et al, 1992; De Jong y Montoya-Gómez, 1994). Las fuerzas atrás de estos procesos han sido los incentivos gubernamentales para el desarrollo agropecuario, el crecimiento poblacional, un cambio en los sistemas de producción de subsistencia hacia sistemas comerciales, desarrollo de infraestructura y la inseguridad de tenencia de tierra y árbol (De Jong y Montoya-Gómez, 1994).

Aún no existen datos precisos acerca de la reducción de biomasa asociado a los procesos de deforestación y degradación que a la vez no permite desarrollar modelos de flujos de C para los patrones regionales de uso de suelo. En México se considera prioritario tener estos datos acerca de flujos de C relacionados a la dinámica de uso de suelo, ya con ellos se puede determinar el papel que juega esta dinámica de C en el balance general de emisiones de gases de invernadero en el ámbito nacional. En este estudio se presenta los resultados de un estudio de caso en el cual se estiman las emisiones relacionadas a la dinámica de uso de suelo multiplicando las densidades de C por tipo de cobertura vegetal medidas en el campo por las estadísticas de uso de suelo / cobertura vegetal de los años 1970s y 1990s. La diferencia

en biomasa total en el área entre las dos épocas nos da una estimación del nivel de flujos de C hacia la atmósfera a causa de los cambios de uso de suelo durante este periodo.

Métodos

Área de estudio

Los Altos de Chiapas (Figura 1) se localizan en la parte central del estado de Chiapas y está formado por 18 municipios completos o parciales. El área seleccionada varía en altitud entre 1500 y 2900 m s.n.m. y contiene varias formaciones forestales y se caracteriza por una alta biodiversidad como resultado de una gran variedad geológica, edafológica, climatológica y antropológica (Breedlove 1981). Los ecosistemas naturales más importantes incluyen bosque de pino, pino-encino, encino y nebliselva (Breedlove 1981; González-Espinosa et al., 1995b). Estos bosques se consideran representativos de los bosques del sur de México, Gua-

temala, Honduras y norte de Nicaragua. El clima regional es subtropical a templado con lluvias de verano y sequías en el invierno y con una precipitación anual entre 1100-2000 mm.

Cambios de uso de suelo recientes han sido extensivos e intensivos. Mientras hace unas décadas se observaron todavía grandes extensiones de bosques maduros, actualmente la cobertura vegetal representa un paisaje altamente perturbado con parcelas de 0.5 a 2 ha de áreas cultivadas, vegetación secundaria, pastizales temporales o permanentes y bosques degradados y abiertos (Parra-Vázquez et al., 1989; González-Espinosa et al., 1991). La estructura y composición de los fragmentos de bosques remanentes han sido alteradas por un corte selectivo de árboles de pino para madera y de encino para leña y carbón vegetal (De Jong y Montoya-Gómez 1994; González-Espinosa et al., 1995a, b), y pastoreo extensivo con borregos (De Jong y Montoya-Gómez 1994).

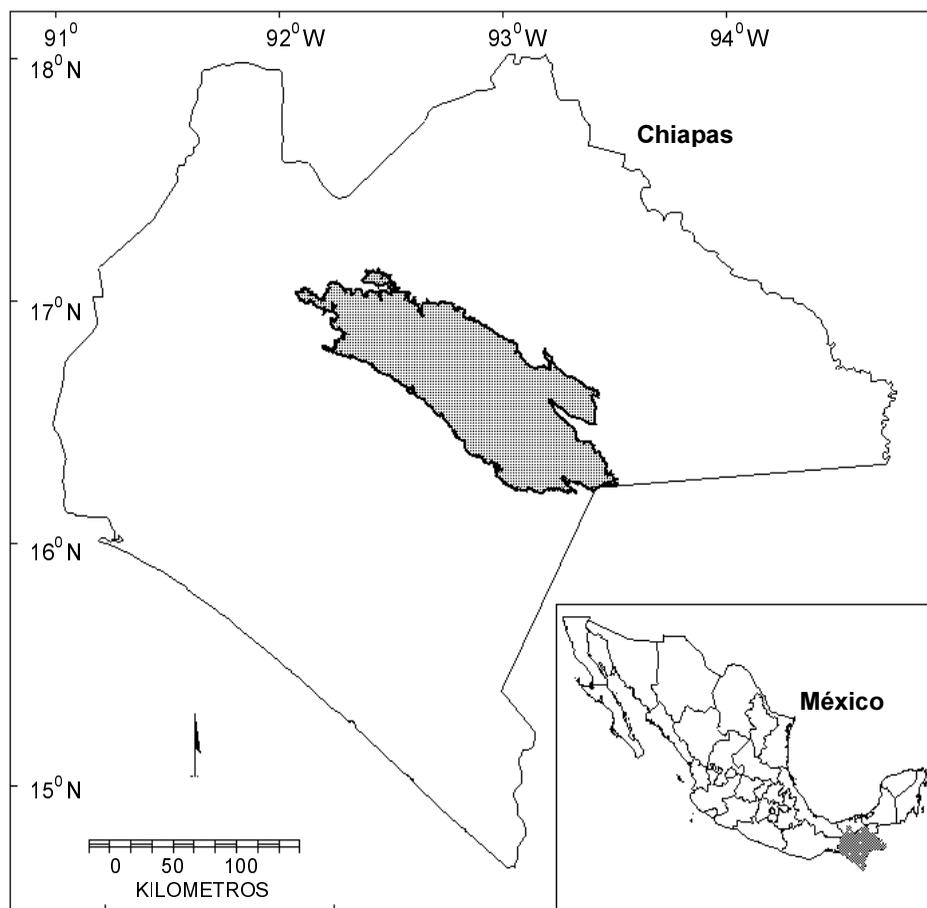


Figura 1. Área de estudio.

Mapas de vegetación

Para calcular las coberturas de las formaciones forestales y otras coberturas vegetales en los dos periodos evaluados se utilizaron dos series de mapas que cubren el periodo entre los 1970s y 1990s.

La serie de 1970s fue elaborada a partir de interpretaciones de fotos aéreas tomadas entre 1972 y 1982 con una escala de 1:50 000 a 1:80 000. Los mapas se digitalizaron manualmente en Arc/Info. La serie de 1990s fue elaborada a partir de interpretaciones de imágenes de satélite Landsat TM. Para demarcar la zona de estudio se utilizó el límite inferior de 1,500 m s.n.m. Las coberturas vegetales en cada mapa fueron calculadas en ambiente SIG. Se utilizó la siguiente clasificación compuesta para los dos mapas como base de comparación:

Bosques de encino y nebliselva. Son bosque dominados por encinos o latifoliadas, cubriendo más de 80% del área basal.

Bosque de pino-encino. Bosques en los cuales los pinos y encinos en conjunto constituyen más de 80% del área basal total.

Bosque de pino. Bosques dominados por pinos ocupando más de 80% del área basal.

El dosel de las clases anteriores cubre más de 40% de la superficie

Bosques degradados y fragmentados. Incluyen bosques abiertos (10 - 40% cobertura del dosel), vegetación arbustiva, bosque secundario, plantaciones forestales y agricultura migratoria (SARH, 1994; INEGI, 1984, 1987, 1988).

Áreas cultivadas. Incluyen agricultura temporal y permanente.

Pastizales. Incluyen pastizales inducidos e introducidos.

Cuerpos de agua. Incluyen lagos y ríos. En el estudio se asumió que esta clase no contiene biomasa y por ende se excluyó del análisis de flujos de C.

Densidades de Carbono

Se inventariaron 39 parcelas de 60 x 90 m cada una. Los reservorios más importantes presentes en cada parcela se midieron con métodos estándares. El número de parcelas para cada clase de cobertura o uso de suelo y su localización se seleccionaron con base en su representatividad general en cuanto a distribución de las clases en el área de estudio y variabilidad esperada en densidades de C. Por ende, el número de parcelas por clases varía entre tres parcelas en las clases de uso de suelo con baja densidad de biomasa (pastizales y áreas cultivadas) a 10-11 para los bosques de pino-encino y bosques degradados y fragmentados. Se subdividió cada parcela en seis sub-parcelas de 30 x 30 m, para estimar la variabilidad de biomasa dentro cada parcela. Se calculó el reservorio de C presente por unidad de área (t C / ha) para todos los reservorios medidos. De cada árbol con DAP > 5 cm se midió el diámetro y se determinó la especie. Se utilizaron ecuaciones alométricos locales de biomasa total en relación con diámetro para calcular la cantidad de carbono en cada árbol. Toda la regeneración natural, plantas herbáceas y hojarasca fueron colectadas en cuatro cuadros de 1 m² y se determinó el peso seco en el laboratorio. El contenido de carbono de cada muestra se determinó para cada parcela. Se colectaron muestras de suelo en cuatro cuadros de 50 x 50 cm hasta 1 m de 0 - 10 cm, 11 - 20 cm, 21 - 30 cm, 31 - 50 cm, 51 - 100 cm. De cada estrato en cada cuadro se tomaron muestras para determinar el contenido de carbono, aplicando el método de Walkley y Black (1934). Se utilizaron el método de línea interceptada para estimar el volumen de ramas y fustes caídos sobre el suelo, con correcciones para ángulos verticales (Brown y Roussopoulos, 1974). La densidad de madera y contenido de carbono de las ramas y fustes caídos se determinaron a partir de muestras colectadas. Se colectaron raíces finas (<0.5 cm) en cuatro cuadros de 0.25 m² hasta 1 m de profundidad y se

Cuadro 1. Cambios en la cobertura vegetal y uso de suelo en Los Altos de Chiapas entre 1970s y 1990s..

Clase de vegetación y uso de suelo	Area (ha)	Area (ha)	Cambio
	1975	1991	
Bosque de Encino	65,300	32,700	-50%
Bosque de pino-encino	119,150	58,250	-51%
Bosque de pino	72,100	35,000	-51%
Total de bosques cerrados	256,550	125,950	-51%
Bosque degradado y abierto	203,200	316,400	56%
Área en desarrollo (Agricultura y pastizal)	159,800	177,250	10%
Cuerpo de agua	600	550	-5%
Total	620,150	620,150	

Cuadro 2. Densidades de carbono en t C/ha para las clases de uso de suelo en Loa Altos de Chiapas, México.

Clases	n		Densidad de C			
			Arriba del suelo	Raíces	MO	Total
<i>Bosque de encino</i>	7	Promedio	189 ^A	36 ^A	243 ^A	468 ^A
		Rango	108-302	21-55	102-461	232-818
		CV (%)	14	16	16	14
<i>Bosque de pino-encino</i>	11	Promedio	135 ^A	31 ^A	174 ^A	341
		Rango	78-169	20-41	85-412	229-596
		CV (%)	21	24	53	32
<i>Bosque de pino</i>	5	Promedio	120 ^{AB}	26 ^{AB}	173 ^A	318 ^A
		Rango	80-244	17-46	130-276	243-566
		CV (%)	58	46	34	44
<i>Bosques degradado y fragmentado</i>	10	Promedio	29 ^B	9 ^{BC}	184 ^A	222 ^A
		Rango	10-106	1-27	145-316	168-402
		CV (%)	32	36	46	44
<i>Agricultura</i>	3	Promedio	6 ^B	1 ^C	153 ^A	160 ^B
		Rango	4-8	0-1	135-178	144-184
		CV (%)	34	53	14	14
<i>Pastizales</i>	3	Promedio	18 ^B	4 ^{BC}	125 ^A	147 ^B
		Rango	4-37	1-9	88-184	118-188
		CV (%)	94	114	41	25

Cuadro 3. Flujos de carbono (en Mt C) como resultado de los cambios en el uso de suelo entre 1975 y 1991.

Land Use/Land Cover Class	Flujo de C entre 1975 y 1991 (MtC)		
	Vegetación	Suelo	Total
Bosque de encino	7.3	7.9	15.3
Bosque de pino-encino	10.1	10.6	20.8
Bosque de pino	5.4	6.4	11.8
Bosque degradado y fragmentado	-4.3	-20.9	-25.1
Agricultura	-0.1	-1.59	-1.66
Pastizal	-0.2	-0.9	-1.0
Flujo total y en % del reservorio de 1975	18.4 (34%)	1.6 (1%)	20 (12%)

determinó el peso seco y contenido de carbono de cada muestra (Saldarriaga et al, 1988). La densidad de raíces grandes se estimó con fórmulas alométricas publicadas entre biomasa de raíces y biomasa arriba del suelo (Pinard y Putz 1997; Cairns et al, 1997).

Se utilizaron un ANOVA (SAS Institute Inc. 1988) para determinar si haya diferencias entre las clases de uso de suelo para la biomasa total, biomasa arriba del suelo, raíces y materia orgánica (MO) del suelo. En los casos que se detectaron diferencias significativas, se utilizó el procedimiento de comparación múltiple de Scheffe para identificar las diferencias entre pares de las clases, aplicando el nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

Para calcular los reservorios totales y flujos a consecuencia de cambio en el uso de suelo entre los años 1970s y 1990s, se separaron los reservorios de la vegetación (la suma de la biomasa viva y muerta y raíces) y la materia orgánica del suelo. Se calculó los intervalos de confianza de 95% para examinar los posibles errores en las estimaciones asociados a las variaciones en densidades de carbono en las clases de uso de suelo de los reservorios vegetación y MO.

Resultados

Cambios de uso de suelo

En el período entre los dos inventarios, el área con bosques cerrados disminuyó 50%, mientras el área con bosques degradados y abiertos incrementó 56% y las áreas en desarrollo (agricultura y pastizales) con 10% (Cuadro 1). La tendencia del cambio que se observó era entonces de ecosistemas forestales cerrados hacia sistemas forestales perturbados y fragmentados y a menor grado hacia áreas de uso agrícola intensivo.

Densidades y flujos de carbono

La densidad total de carbono en las diferentes clases de uso de suelo varía entre 147 y 504 tC/ha, aunque sólo las áreas agrícolas y pastizales tenían diferencias significativas con las clases con cobertura forestal (Cuadro.2), principalmente por tener poca biomasa arriba del suelo y raíces. Las densidades de MO varían entre 279 tC/ha en bosque de encino 129 y 154 tC/ha en pastizal y agricultura. El coeficiente de varianza promedio era de 29%, con valores altos en biomasa arriba de suelo (94%) y raíces (114%) en pastizal, biomasa arriba del suelo en bosque de pino (58%), y MO en bosque de pino-encino (53%) (Cuadro2). Los valores bajos se encontraron en biomasa total de bosque de encino y agricultura (14%).

En total se emitió 20 Mt C entre 1970s y 1990s en el área de estudio ó 12% del total de C en la región en

1970s (Cuadro 3). Aproximadamente 34% del reservorio de biomasa viva de 1970s desapareció, mientras la cantidad de C en MO quedó mas o menos estable. El flujo de C a la atmósfera se atribuyó a la pérdida de biomasa viva de los tres tipos de bosques cerrados.

Discusión

Los cambios en la cobertura forestal fueron principalmente hacia bosques abiertos y degradados, debido a la extracción selectiva de árboles para madera (pinos), leña y carbón (encinos). Los bosques remanentes después de la extracción de madera se usan frecuentemente para el ganado bovino y ovino o para cultivar. El paisaje resultante incluye parches pequeños de bosques maduros ligeramente perturbados, rodeados por un matrice de áreas extensas de vegetación secundaria compuesta por arbustos y árboles pequeños, bosques severamente degradados, pastizales inducidos y parcelas cultivadas (González-Espinosa et al, 1991; De Jong y Montoya-Gómez, 1994).

Dado que cambios en el uso de suelo no sólo significan cambios en la cobertura vegetal, pero también afectan las densidades de C en cada clase de uso de suelo, esperamos que la densidad de C en cada clase era mas alta en los 1970s en comparación con los 1990s. Sólo se midió las densidades de C en los 1990s en este estudio, por lo que se sospecha que los flujos de C hacia la atmósfera eran mayores a los flujos estimados, ya que se utilizaron las mismas densidades de C para los 1970s. No se podía verificar esta hipótesis por falta de estudios previos. Sin embargo, estos procesos de degradación de biomasa han sido reportados en otros bosques tropicales (Flint y Richards, 1991; Brown y Lugo, 1992).

Los últimos inventarios Mexicanos de emisiones de gases de invernadero reportan emisiones anuales de 37.1 Mt C a consecuencia de cambios de uso de suelo a escala nacional. (Maser et al, 1995). El área de estudio que representa 0.3% de la superficie nacional, contribuyó en 3.4% a la emisión nacional total [(20 Mt/16 yr)/37.1 Mt, Cuadro 3)], lo que indica que ha experimentado un proceso acelerado de cambios en el uso de suelo en las últimas dos décadas en comparación con el resto de México.

Literatura citada

Breedlove, D.E. 1981. Flora of Chiapas, Part I: Introduction to the Flora of Chiapas. The California Academy of Sciences, San Francisco, CA.

- Bremer, J., Babb, T., Dickinson, J., Gore, P., Hyman, E., y Andre, M. 1984. Fragile lands: a theme paper on problems, issues, and approaches for development of humid tropical lowlands and steep slopes in the Latin American Region. Development Alternatives, Washington D.C.
- Brown, J.K., y Roussopoulos, P.J. 1974. Eliminating biases in the planar intersect method for estimating volumes of small fuels. *Forest Science* 20: 350-356.
- Brown, S. y Lugo, A.E. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17: 8-18.
- Caims, M.A., Brown, S., Helmer, E. H., y Baumgardner, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111: 1-11.
- Cook, A.G., Janetos, A.C., y Hinds, W.T. 1990. Global effects of tropical deforestation: towards an integrated perspective. *Environmental Conservation* 17: 201-212.
- De Jong, B.H.J. y Montoya-Gómez, G. 1994. Sustainable management of forest resources: a proposal for the highlands of Chiapas, Mexico. Pages 7-17 in Proceedings of the 1994 symposium on systems analysis in forest resources: management systems for a global economy with global resource concerns, Sept 6-9, 1994. Pacific Grove, CA.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1993. Forest resources assessment 1990 tropical countries. FAO Forestry Paper 112. FAO, Rome. 59 pp.
- Flint, E.P. y Richards, J.F. 1991. Historical analysis of changes in land use and carbon stocks of vegetation in South and Southeast Asia. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 91-110.
- González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P.F., Ramírez-Marcial, N., y Gaytán-Guzmán, P. 1991. Secondary succession in disturbed Pinus-Quercus forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Journal of Vegetation Science* 2: 351-360.
- González-Espinosa, M., Ochoa-Gaona, S., Ramírez-Marcial, N., y Quintana-Ascencio, P.F. 1995a. Current land-use trends and conservation of old-growth forest habitats in the highlands of Chiapas, Mexico. Pages 190-198 in M.H. Wilson and S.A. Sader (eds.) Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Miscellaneous Publication 727, Orono, ME.
- González-Espinosa M., Ramírez-Marcial, N., Quintana-Ascencio, P.F., y Martínez-Ic6, M. 1995b. La utilización de los encinos y la conservación de la biodiversidad en Los Altos de Chiapas. In: Memorias del tercer seminario nacional sobre utilización de encinos, 4-6 de Noviembre de 1992. Reporte Científico UANL, Número Especial 15. Linares, Nuevo Leon, Mexico. p. 183-197
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía y Informática). 1984. Carta Uso del Suelo y Vegetación 1:250 000. Tuxtla Gutierrez E15-11. INEGI, Mexico, D.F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía y Informática). 1987. Carta Uso del Suelo y Vegetación 1:250 000. Villahermosa E15-8. INEGI, Mexico, D.F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía y Informática). 1988. Carta Uso del Suelo y Vegetación 1:250 000. Las Margaritas E15-12. INEGI, Mexico, D.F.
- Masera, O., Ordóñez, M. de Jesús, y Dirzo, R. 1992. Carbon emissions from deforestation in Mexico: Current situation and long-term scenarios. Pages 1-49 in W. Makundi and J. Sathaye (eds.) Carbon emission and sequestration in forests: Case studies from seven developing countries, Summary. Report No. LBL-32665. Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Berkeley, CA.
- Masera, O., Hernández, T., Ordóñez, A., y Guzmán, A. 1995. Chapter 5. Land use change and forestry. In: C. Gay, L.G. Ruíz-Suarez, M. Imaz, and J. Martínez (eds.) Preliminary national inventory of greenhouse gas: Mexico. September, 1995. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México City. Updated March, 1997 by Table: Summary Report for National Greenhouse Gas Inventories, J. Martinez. p. 56-100
- Ochoa-Gaona, S. y González-Espinosa, M.. 2000. Land-use patterns and deforestation in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20: 17-42.
- Parra-Vázquez, M.R., Alemán-Santillán, T., Nahed-Toral, J., Mera-Ovando, L.M., López-Mejía, M., y López-Meza, A. 1989. El subdesarrollo agrícola en los altos de Chiapas. Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo, México. 405 pp.
- Pinard, M.A., y Putz, F.E.. 1997. Monitoring carbon sequestration benefits associated with a reduced-impact logging project in Malaysia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2: 203-215.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., y Stangenberg, A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298: 156-159.
- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L., y Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1994. Inventario nacional forestal periódico. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México, D.F. 81 pp.
- SAS Institute Inc. 1988. SAS/STAT User's Guide, Release 6.03 Edition. SAS Institute, Cary, NC. 1028 pp.
- Schimel, D.S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1: 77-91.
- Walkley, A. y Black, A. 1934. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29-38.

Los Stocks de Carbono en Diferentes Compartimientos de la Parte Aérea y Subterránea en Sistemas Forestales y Agrícolas de Ladera en México.

J. Etchevers¹, M. Acosta², C. Monreal³, K. Quednow⁴ y L. Jiménez¹.

Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México
e – mail: jetchev@colpos.mx

Resumen

Uno de los servicios ambientales resultantes del manejo sustentable de las tierras de laderas, y que se estima tiene potencial económico, es el secuestro de C. México cuenta con extensas superficies de terrenos forestales en laderas que sobrepasan 50% de pendiente, en parte convertidas en terrenos de cultivo por presiones de población y problemas sociales, y que hoy presentan un mosaico de sistemas de vegetación, en los cuales se supone existe potencial para capturar C. Sin embargo, una dificultad es la manera de estimar con confiabilidad el tamaño de los depósitos de C presentes en diferentes tipos de uso del suelo, así como la proyección de su cambio en el futuro.

Los modelos de simulación, los cuales son generalmente aplicables a condiciones similares a las que se generaron, es una de las alternativas metodológicas disponibles para abordar este problema, pero se carece de información que permita usarlos en las condiciones indicadas. Otras posibilidades se basan en estimaciones del cambio de la vegetación mediante imágenes de satélite, pero éstas no consideran los depósitos que hay en el suelo y, que con frecuencia, rebasan en 2 o 3 veces a los depósitos de la biomasa aérea.

En las regiones (Mazateca, Cuicateca y Mixe) de la Sierra norte del estado de Oaxaca, México, predomina un tipo de vegetación típica de bosque mesófilo de montaña alterado, que se caracteriza por estar constituido por una gran variedad de especies arbóreas herbáceas y arbustivas, junto con vegetación secundaria correspondiente al sistema de explotación roza-tumba-quema (RTQ), localmente denominados *acahuales*, y áreas de cultivo. En esas regiones se llevó a cabo la cuantificación directa de los almacenes de C en diferentes sistemas de manejo, los que fueron separados en almacenes correspondientes a la parte aérea y subterránea. El C asociado a la biomasa aérea se dividió en C en la hojarasca, en hierbas-arbustos y en árboles, y el de los almacenes subterráneos se particionó en C en las raíces y el asociado a la masa mineral del suelo.

La medición que aquí se describe tuvo por objeto medir el tamaño de los depósitos de C en cada sistema, en un tiempo cero (línea base), para posteriormente realizar evaluaciones que permitan establecer el potencial para capturar C de cada sistema y ajustar los modelos existentes a condiciones de agricultura y forestería de ladera. Los resultados muestran que la cantidad de C acumulada en el suelo de ladera (1 metro de profundidad) puede llegar a ser hasta 50 veces superior al C capturado por la biomasa aérea en un año, particularmente en los sistemas agrícolas, en tanto que en algunos bosques las cantidades de C presentes en el suelo y la parte aérea pueden ser casi iguales. Dos de las regiones estudiadas presentan cantidades de C similares debido a condiciones climáticas parecidas. En la Región Cuicateca los sistemas con más C fueron la pradera (PR) y el bosque de encino (BE) con 95 y 92 (Mg.ha⁻¹) respectivamente; aunque la PR tenía 87 Mg.ha⁻¹ de C en el suelo y el BE sólo 40 Mg.ha⁻¹.

El sistema con mayor cantidad de C almacenado fue un de bosque de liquidámbar (BL) de aproximadamente 40 años en la región Mazateca (244 Mg.ha⁻¹ C), con casi igual proporción de C en la parte aérea y subterránea. En la región Mixe, el sistema que más C tenía fue la labranza tradicional (LT) con 305 Mg.ha⁻¹ C, la mayoría de éste en el suelo. De los sistemas naturales, el que mayor cantidad de C tenía fue un *acahual* de 7 años de edad, con 199 Mg.ha⁻¹, de los cuales 169 Mg.ha⁻¹ estaban en el suelo. En este tipo de ecosistemas, el mayor almacén de C es el suelo, y contrariamente a lo que podría pensarse, los sistemas tradicionales de explotación contribuyen a que se establezcan grandes almacenes de C en el suelo, por lo que es de gran importancia realizar actividades encaminadas a la protección de este recurso natural en esas laderas.

1 Profesor Investigador del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, México.

2 Investigador Titular del INIFAP. Campo Experimental Valle de México.

3 Special Advisor – Environment/Energy Agriculture and Agri-Food Canada.

4 Estudiante de la BTU Alemania.

Carbon stocks in different compartments of the aboveground and underground of forestry and agricultural systems on slopes in Mexico

Summary

One of the environmental services that results from sustainable management of hillside lands, and that is considered to have economic potential, is the carbon sequestration. Mexico has extended areas of forests on land with slopes steeper than 50%. Partially converted into agricultural lands because of population pressure and social problems, today they create a patchwork of systems of vegetation, which are believed to have a potential for the capture of C. However, it is difficult to find a way to reliably estimate the size of the C deposits present in soils with different uses or to project how they will change in the future.

Simulation models, which are generally applicable to conditions similar to those in which they are generated, are one of the alternative methods available for approaching this problem, but there is little information that would permit their use in the conditions described here. Other possibilities are based on estimations of changes in the vegetation by means of satellite images, but these do not consider deposits that exist in the soil, which frequently exceed 2 or 3 times the deposits of C in the aerial biomass.

In the regions (Mazateca, Cuicateca, and Mixe) of the northern sierra of the state of Oaxaca, Mexico, the vegetation that dominates is typical of altered mountain cloud forests, which is characterized by a wide variety of tree, herbaceous, and bush species. This is found together with secondary vegetation characteristic of the agricultural system of slash-and-burn, locally called *acahuales*, and cropping areas. In these regions direct quantification of C stocks in different management systems was carried out. These were separated into aerial storage and underground storage. C associated with aerial biomass was divided into litter, herbaceous and bush, and tree carbon. Underground storage was divided into C in the roots and C associated with the mineral mass of the soil.

The measurements described here were taken to find the size of C deposits in each system, at base line, to assess each system in such a way as to determine its potential for capturing C and to adjust the existing models to conditions of agriculture and forestry on hillsides. The results show that the quantity of C accumulated in hillside soil (1 m deep) in one year can be up to 50 times greater than the C captured by the aerial biomass, particularly in the agricultural systems, while in some forests the quantities of C present in the soil and aerial part can be almost equal. In two of the regions, similar quantities of C were found since climatic conditions were alike. In the Cuicateca region, the systems with more C were pasture lands (PR) and oak forest (BE) with 95 and 92 ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), respectively, although PR had $87 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ C in the soil and BE only $40 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

The system with the largest amount of stored C was a sweetgum forest approximately 40 years old in the Mazateca region ($244 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ C), with almost the same proportion of C in the aerial part as in the underground part. In the Mixe region, the system with the most C was traditional tillage with $305 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, most of which was in the soil. Of the natural systems, the one with the most C was a seven-year-old area of *acahual*, with $199 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ C, of which $169 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ was in the soil. In this type of ecosystem, most of the C stock is in the soil and, contrary to what might be believed, traditional farming systems contribute to the formation of large stocks of C in the soil; therefore, it is very important to take action toward protecting this natural resource from erosion on the hillsides.

Introducción

El actual cambio climático global se atribuye a la concentración en la atmósfera de los llamados gases invernadero (GI) por arriba de los niveles históricos. Se estima que el incremento de CO_2 , N_2O y CH_4 en la atmósfera producirá un aumento en la temperatura media global entre 3 y 5 ° C, y afectará las condiciones climáticas actuales (IPCC, 2001).

En nivel global, las actividades de la agricultura utilizan un 35 % de todas las tierras existentes en el planeta. Las actividades agrícolas, incluyendo el cambio de uso, constituyen una fuente importante de GI, siendo responsable del 25 % del CO_2 , 50 % del CH_4 y 70 % del N_2O emitido por todas las actividades humanas (Agriculture and Agri-Food Canada, 1998). Sin embargo, la

adopción de nuevas prácticas de manejo por parte de los productores podría contribuir a menores emisiones de GI en las tierras agrícolas del mundo. De hecho, ya se ha demostrado que éstas pueden ayudar a restaurar la calidad del aire, al transformarse de emisoras netas de GI en sumideros ("sinks") netos a través de la captura del C y N atmosférico y su acumulación en la materia orgánica del suelo (MO) (Agriculture and Agri-Food Canada, 1998). Vale acotar que el C constituye cerca del 58 % de la MO, y que este C mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y favorece el aumento de los rendimientos de los cultivos (Herrick y Wander, 1998).

Actualmente no existe una metodología estándar para medir la captura del C en sistemas de producción agrícola en ladera como los existentes en el estado de Oaxaca, México. Estudios publicados en otras áreas y zonas climáticas del mundo (Lal, 1998) reportan que es posible capturar el C atmosférico en los suelos a través de prácticas de manejo que aumenten la biomasa de las plantas, reduzcan la erosión de suelo y la oxidación microbiana de la MO del suelo. Dentro de estas prácticas de manejo pueden incluirse la labranza de conservación, rotación de cultivos que incluyan leguminosas, cultivos de cobertera, barreras de plantas, aforestación, pastizales, la adición de compostas y abonos de origen animal y verde (Lal, 1998).

México cuenta con un alto potencial para incrementar el secuestro de C en áreas forestales, que se han convertido en terrenos de cultivo y muchas son laderas que sobrepasan al 50% de pendiente. Una dificultad, sin embargo, es la estimación confiable de los depósitos de C en diferentes tipos de uso del suelo. Algunas de las metodologías que se han desarrollado recurren a modelos de simulación, los que no han sido validados para estas condiciones, otras metodologías se basan en estimaciones de la vegetación mediante imágenes de satélite, pero esta última no permite hacer estimaciones de los depósitos de C que hay en el suelo, y que a veces superan en 2 o 3 veces a los depósitos de la biomasa aérea.

Tanto por el problema de cambio climático, como por la práctica de la agricultura en laderas por las comunidades rurales en México, en 1999 se inició el Proyecto Manejo Sustentable de Laderas (PMSL) en tres regiones marginales del estado de Oaxaca (Mazateca, Cuicateca y Mixe). Este proyecto contó con el auspicio de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), el Gobierno del Estado de Oaxaca y el Global Environment Facility (GEF) en conjunto con el Banco Mundial (BM), siendo

responsable de la ejecución el Colegio de Postgraduados. En las regiones seleccionadas cohabitan grupos étnicos con costumbres, hábitos y lengua típica de cada región, que viven, en general, en un alto grado de marginalidad.

Uno de los sub-proyectos que conforman al PMSL, es el denominado "Metodología de medición de la captura del C" cuyos objetivos son contribuir a entender mejor la cantidad de C asociada a ciertos sistemas vegetales naturales y a ciertos sistemas agrícolas tradicionales y mejorados con tecnología apropiada, así como, estudiar la manera y cantidad con que estos diversos sistemas contribuyen a la captura y secuestro de C en el largo plazo. Para lograrlo se planteó la siguiente estrategia: (a) medir las cantidades de C asociadas a la biomasa vegetal y el C acumulado en el perfil de suelo en un tiempo cero (o línea base) de una serie de agroecosistemas típicos de cada región y (b) volverlos a medir después de 4 ó 5 años para ver si se ha experimentado algún cambio significativo como consecuencia del sistema evaluado, posteriormente, y mediante el uso de modelos apropiados, hacer proyecciones de largo plazo con respecto a la forma que estos depósitos de C podrían variar. Estos objetivos sólo podrían llevarse a cabo si se contara con un procedimiento estandarizado que permitiese medir el C en los mismos lugares, cada vez que se repitiera la experiencia. Además, se trata de hacer muchas mediciones en sistemas que se ubican en pendientes superiores al 30 %, para lo cual no se cuenta con experiencia previa.

Materiales y métodos

El presente trabajo se desarrolló en tres microcuencas experimentales seleccionadas por el PMSL, ubicadas en las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe de la Sierra Norte del estado de Oaxaca, México. Estas microcuencas son representativas de las condiciones imperantes en aproximadamente 1 millón de hectáreas de la zona.

En la Región Mazateca se seleccionó la microcuenca denominada Santa Catarina, en el Municipio de San Jerónimo Tecoaatl, ubicada entre las coordenadas 18° 08' 57" y 18° 10' 13" de latitud norte; y 96° 53' 30" y 96° 54' 43" de longitud oeste. Su superficie es de 319 ha con una elevación de 1300 a 1900 msnm. La mayor parte de las pendientes rebasan el 30%. Los principales sistemas de manejo encontrados son: *milpa* (una forma tradicional de producción de maíz, *Zea mays* L., generalmente asociado con otras especies comestibles), pastizal, café (*Coffea arábica*) con árboles para sombra (*Inga* sp), bosque de *Alnus* y bosque de *Liquidambar*.

En la región Cuicateca, la microcuenca experimental se ubicó en Concepción Pápalo, perteneciente al municipio de mismo nombre, y se localiza entre las coordenadas 17° 50' 20" y 17° 51' 25" de latitud norte; y 96° 51' 55" y 96° 52' 35" de longitud oeste. Tiene una superficie de 147 ha con una elevación entre 1700 y 2200 msnm. Al igual que la microcuenca anterior, la mayor parte de las pendientes rebasan el 30%. Los principales sistemas de manejo encontrados en esta microcuenca fueron: milpa, pastizal, bosque de encino (*Quercus* spp).

La tercera microcuenca seleccionada, la de la Región Mixe, es conocida como Zompantle, y pertenece al Municipio de Cacalotepec. Se ubica entre las coordenadas 17° 00' 45" y 17° 01' 16" de latitud norte; y 95° 53' 53" y 95° 54' 10" de longitud oeste. Cuenta con una superficie de 32 ha y su elevación varía entre 1280 y 1520 msnm. En esta microcuenca también la mayor parte de las pendientes rebasan el 30%. Los principales sistemas de manejo de esta microcuenca fueron: milpa, bosque de encino, café y *acahuales* de diferentes edades. El *acahual* es una vegetación secundaria, que se establece después de 2 o 3 años de cultivo del suelo, cuando los productores emplean el sistema tradicional de explotación conocido como roza-tumba-quema (RTQ). La biomasa acumulada durante el periodo de descanso después de quemada, contribuye a la fertilidad del suelo.

Las condiciones climáticas, edafológicas, fisiográficas y de altitud, dentro de cada microcuenca son muy variables, lo que trae como consecuencia que se presenten una amplia variedad de tipos de vegetación en cada microcuenca.

En cada microcuenca se seleccionaron sitios de observación representativos de los sistemas de vegetación natural y de los de cultivos permanentes, dominantes en las pendientes mayores y menores del 30%. Además, se establecieron parcelas de producción agrícola con los cultivos habituales de la zona (*milpa* de maíz y/o frijol) manejados con el sistema tradicional de los productores. Para identificar los grupos de sistemas forestales y agrícolas, las parcelas se dividieron en sistemas: naturales, agrícolas permanentes, agrícolas mixtos y agrícolas anuales. Los sistemas de vegetación no son puros y se denominaron en función de la especie dominante. El detalle de cada uno, se describe a continuación.

Sistemas de Vegetación

Naturales

Bosque de liquidámbar. Representa un tipo de vegetación típico del bosque mesófilo de montaña, en

donde predomina principalmente la especie *Liquidambar macrophylla* Oerst, aunque también se encuentran muchas otras especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, como los helechos arborescentes y otras hojosas. El bosque seleccionado era de aproximadamente 40 años, tenía el dosel cerrado coberturas cerradas; la densidad de árboles era aproximadamente 40 m²·ha⁻¹.

Bosque de aile. Este tipo de vegetación se caracteriza por la presencia dominante del género *Alnus* spp, que se encuentra asociado con otras especies, como *Rapanea* spp. y *Clethra* spp. La edad de este tipo de vegetación es variable. La especie coloniza con frecuencia los terrenos que tiene ciclos de descanso más largos en el sistema de explotación RTQ. En este experimento se seleccionaron bosques de aproximadamente 10 y más de 15 años.

Bosque de encino. Es un tipo de vegetación donde prácticamente más del 80 % de las especies pertenecen al género *Quercus*; este tipo de vegetación por lo general se desarrolla en parte de clima templado dentro de la microcuenca y otras veces se mezcla con árboles de pino (*Pinus oaxacana* y *P. oocarpa*, entre otras) que fueron, en el origen, la vegetación dominante en las partes altas.

Acahual. Este tipo de vegetación presenta diferentes estados de desarrollo, ya que los terrenos en descanso por corto periodo se transforman en *acahuales*, en donde crecen una gran mezcla de especies arbóreas, herbáceas y arbustivas. El tiempo de suspensión de las actividades agrícolas en cada terreno, puede variar de 3 hasta 10 años, de acuerdo a las necesidades del dueño de la parcela. Cuando el periodo de descanso es mayor de 10 años, el *acahual* puede transformarse en un tipo de bosque de la especie más dominante, por ejemplo en bosques de *Liquidamabar*, *Alnus* o *Quercus*.

Agrícolas Permanentes

Pastizal o Pradera. Son áreas que están dedicadas al pastoreo, por lo que predominan las especies de gramíneas, algunas son naturales y otras inducidas, se ubican por lo general en las partes planas y bajas de las microcuencas.

Café. El cultivo de café se practica en las partes bajas de las microcuencas, donde el clima tiende a ser más tropical, en las regiones Mazateca y Mixe. La mayoría de los cafetales son de variedades criollas y para proporcionarles sombra a las plantas se utiliza al género *Inga*.

Agrícolas Mixtos

Muros vivos de café (Mvc). Son parcelas experimentales ubicadas en terrenos de los mismos

productores, que se caracterizan por tener intercalada una barrera de árboles de café cada 9 m de distancia. Las plantas de café están separadas 75 cm sobre la hilera y su densidad es de aproximadamente 1400 por hectárea. En los 6 m centrales entre las franjas de árboles, se cultiva maíz, frijol o ambos, y los 3 m restantes de dicha franja corresponden a la zona de influencia de los frutales, mismos que se conducen en un sistema llamado "tatura". Cultivo y árboles son fertilizados con una cantidad suficiente de nitrógeno y fósforo en función de los rendimientos esperados en cada microcuena. Los residuos de la cosecha se alinean a lo largo de las barreras de árboles para formar una especie de filtro y evitar la pérdida de suelo. Se espera que con el tiempo y el movimiento de la tierra poco a poco se forme una terraza.

Muros vivos de durazno (Mvd). Son parcelas similares a las anteriores sólo que se plantaron duraznos de la variedad Diamante, en lugar de café, se manejan de la misma manera que las anteriores.

Agrícolas Anuales

Labranza de conservación (LC). Estas parcelas experimentales se establecieron en terrenos de los productores cooperantes, tienen 9 x 9 m (triplicadas). En ellas se siembra maíz manualmente, el que se maneja mediante el concepto de labranza de conservación; esto es, no se realiza ninguna actividad mecánica en el terreno y después de la cosecha los residuos del cultivo son dejados sobre el terreno. La fertilización es la recomendada para la zona.

Labranza tradicional (LT). Se refiere a parcelas de iguales dimensiones que las anteriores que se cultivan de acuerdo a las costumbres de los productores cooperantes, por lo que hay ligeras diferencias en cuanto a, preparación del terreno, métodos de siembra (tracción animal en las pendientes menores y manual en las mayores) y en la cosecha. En estas parcelas los residuos son retirados por los productores para ser usados como forraje para los animales.

Muestreo de la parte aérea de los sistemas.

En los sitios con vegetación natural boscosa y cultivos agrícolas permanentes se seleccionaron, al azar, cinco parcelas de 4 x 25 m cada una, en lugares representativos de la condición que se analizaba. La metodología empleada en este caso es una variación de la propuesta de Woomey y Palm (1998) y Kotto-Same *et al.*, (1997). Los vértices de las parcelas, y en algunos casos los centros de los extremos fueron georeferenciados y marcados permanentemente con barras metálicas enterradas, mismas que pueden ser

localizadas, con posterioridad, con un detector de metales.

Las parcelas experimentales con cultivos anuales y mixtos fueron todas de 9 metros de longitud, pero el ancho de las mismas varió en función de los tratamientos agronómicos establecidos en los sitios. Estos tratamientos se repitieron tres veces. Al igual que en el caso anterior los vértices fueron georeferenciados.

Biomasa aérea de bosques y cultivos agrícolas permanentes. Para realizar esta estimación total de C en árboles mayores de 2.5 cm de diámetro en los sistemas de bosques y agrícolas permanentes, fue necesario emplear ecuaciones alométricas las cuales se generaron con información colectada *in situ*. Antes de derribar algunos árboles de las especies dominantes, se les midió su diámetro normal (DN), su altura (H) y la cobertura de copa. El fuste de cada árbol se dividió en siete partes (tres correspondiente al tronco y cuatro a la sección de la copa) y cada una de estas se pesó en fresco en el campo. Se tomaron probetas (rodajas de aproximadamente 5 cm de espesor) del tronco: en la base de éste, a la altura de 1.3 m y otra a la mitad de la distancia entre el punto de medida del DN y la base de la copa, las que también se pesaron en campo. La copa se dividió en cuatro secciones y de la base de cada sección a lo largo del fuste, se obtuvo de manera aleatoria una probeta. Además, de cada sección de la copa se seleccionó una rama la cual se pesó con hojas en campo y se trajo integra al laboratorio para obtener su peso seco. Los árboles más pequeños (< de 2.5 cm de DN) se cortaron, pesaron en campo y transportaron completos al laboratorio para obtener su peso seco.

En el laboratorio, tanto las probetas, las ramas, como los árboles completos menores de 2.5 cm de DN, se secaron a 75 °C durante 48 h con el fin de obtener el peso seco. Se calculó el porcentaje de humedad de cada componente, el cual se utilizó para calcular el peso seco de las partes que quedaron en el campo y estimar finalmente el peso seco total de cada árbol.

El peso seco total por árbol > 2.5 cm de cada especie, se relacionó con su DN y se procedió a ajustar un modelo que proviene de la función de crecimiento alométrica y que expresado en su forma exponencial es:

$$Y=aX^b,$$

en donde Y es la biomasa en kilos, X es el DN en centímetros, a y b son los parámetros a estimar. En su forma lineal la función se expresa de la siguiente manera:

$$\ln(Y)=\ln(a)+b \ln(X).$$

Para estimar la biomasa de los árboles en cada parcela, se midió el DN de todos los árboles >2.5 cm de DN incluidos en la parcela y se les calculó la biomasa mediante la ecuación ajustada de acuerdo a la especie. La suma de la biomasa correspondiente a cada una de las especie, constituyó la biomasa árboles de la parcela. Algunas de las muestras obtenidas tanto de las probetas como de las ramas de cada especie, se molieron y fueron analizadas para determinar su concentración de C.

Para determinar la biomasa de la vegetación de hierbas, arbustos y árboles con DN < 2.5cm, en las parcelas de sistema de vegetación natural boscosa y las parcelas agrícolas con cultivos permanentes, se cosechó toda la vegetación presente en dos cuadros de 1 m² cada uno, seleccionados al azar dentro de las cinco repeticiones. El centro de estos cuadros se marcó permanentemente con barras metálicas enterradas, para posteriormente tomar en ese mismo lugar las muestras de suelo para el análisis del C orgánico y de raíces. En el caso de las parcelas con cultivos agrícolas las hierbas se colectaron en superficies de 30 x 30 cm, a razón de una muestra por cada repetición.

El material vegetal herbáceo y los arbustos < 2.5 cm de diámetro colectado en campo, se trasladaron al laboratorio y se secaron en estufa a 80 °C para estimar el peso seco y calcular la biomasa. Algunas muestras de estos materiales se molieron y analizaron para C.

Biomasa aérea de cultivos agrícolas y mixtos. Para estimar la biomasa de la parte aérea de los cultivos anuales, se pesaron en el campo, a la madurez, todas las plantas existentes en áreas seleccionadas de muestreo. Se tomaron muestras representativas de las mismas para determinarles su porcentaje de humedad y después se molieron para medir el porcentaje de C en ellas. Para estimar el incremento de biomasa de los árboles frutales se estableció un modelo alométrico, de manera similar al descrito para los árboles > de 10 cm. La biomasa retirada

en las podas sucesivas fue medida y agregada a la biomasa acumulado por los árboles.

Para determinar la biomasa de la hojarasca o mantillo se seleccionó un cuadro menor de 0.5 x 0.5 m (0.25 m²) ubicado dentro de cada uno de los dos cuadros de 1 x 1 m ya señalados, donde se colectó todo el mantillo (incluyendo los pastos y la flora a ras de suelo y los residuos de las plantas). Este material se trasladó al laboratorio y se secó en estufa a 80 °C para obtener la biomasa seca. Posteriormente este material se molió (malla 30) y algunas de las muestras de cada sistema ya fueron analizadas para determinar su concentración de C. Al inicio del experimento no se conservó una capa de mantillo en las parcelas con cultivos agrícolas, por lo cual ésta parte no fue muestreada. Pero se espera que en los tratamientos con labranza cero se comience a formar mantillo con el transcurso del tiempo y en tal caso será considerada.

Muestreo de la parte subterránea.

Muestreo de suelo en las parcelas de experimentación. Los tratamientos milpa con labranza tradicional, milpa con labranza de conservación y terrazas de muro vivo se muestrearon en nueve puntos (tres por repetición) (Figura 1). Este esquema permite estimar el movimiento de suelo por erosión, deposición, y determinar la captura de C asociado con el efecto de tratamiento agronómico a lo largo de la pendiente. En cada punto de muestreo se diseñó un sistema similar a la forma de un reloj de 1 m de diámetro con la finalidad de realizar muestreos subsecuentes en el mismo sitio físico del terreno, para el presente estudio se muestrearon dos puntos (las posiciones correspondientes a la 12 y 6 horas) tal como se describe más adelante (Figura 2).

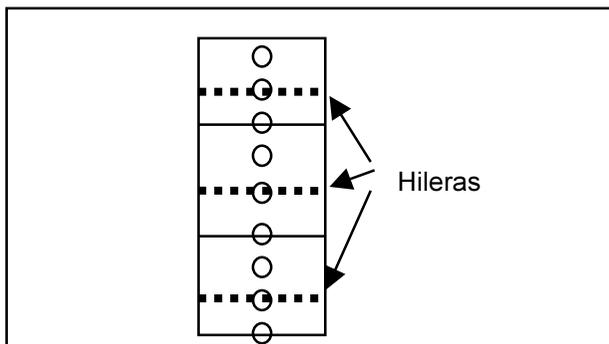


Figura 1. Ubicación de los relojes en las tres repeticiones de las parcelas de los cultivos agrícolas.

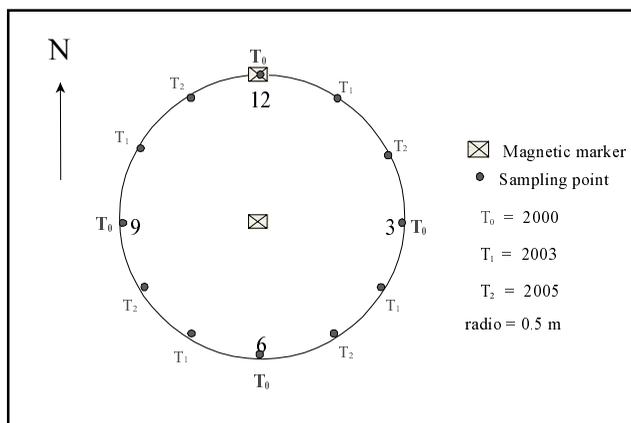
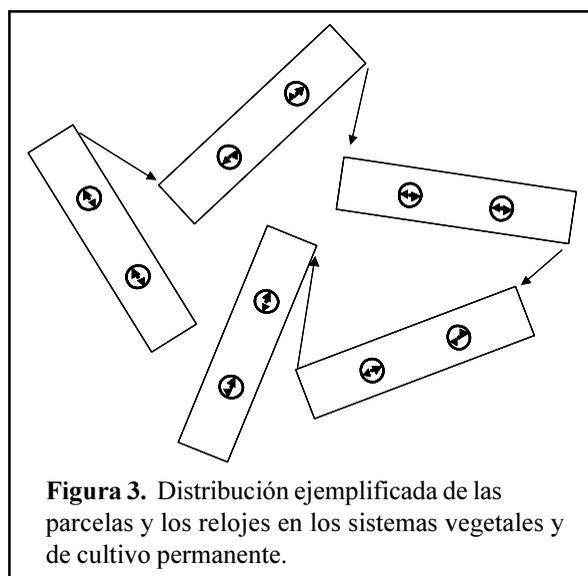


Figura 2. Esquema del “reloj” de muestreo para medir carbono en el suelo



Muestreo de suelo en las parcelas con bosque y cultivos permanentes. En cada parcela de este tipo (cinco repeticiones por sitio) se colectaron muestras en los relojes ubicados de acuerdo a la Figura 3.

El muestreo de suelo en el tiempo y espacio se basó en un sistema circular de reloj con diámetro de 1 m, que se ubicó dentro de la unidad básica de observación (repetición de un tratamiento). Con ayuda de un compás se hizo coincidir las 12 hr del reloj con el norte magnético. El centro de este reloj se georeferenció y se marcó con una varilla de hierro que se enterró en el suelo.

Los cálculos de la cantidad de C capturado requieren de la medición exacta de la densidad aparente del suelo.

Por lo tanto, la integridad científica de esta investigación se basó en la conservación de la masa total de suelo obtenida durante el muestreo de terreno hasta el pesado de la muestra en el laboratorio. La masa de suelo seca al horno no consideró el peso de piedras, fragmentos de plantas y animales que no pasaron el tamiz de 2 mm. El volumen de suelo muestreado se corrigió por el volumen ocupado por piedras y raíces. Para ello se consideraron densidades de 2.4 y 0.3 g cm⁻³, respectivamente.

Para calcular la biomasa subterránea se usaron las mismas muestras obtenidas para determinar el C del suelo, una vez que se llevaron al laboratorio se procedió a retirar en forma manual, todas las raíces visibles simple vista, después éstas se secaron a 70 °C y se pesaron.

Análisis de C

Las muestras de suelo recibidas del terreno se registraron a su llegada al laboratorio. Estas se procesaron y prepararon para el análisis químico de acuerdo al esquema preestablecido. Las muestras secas de suelo se almacenaron en envases plásticos etiquetados con tapa y se guardaron hasta el momento del análisis. La determinación del contenido de C orgánico (CO) se hizo por combustión seca en un analizador automático de C Shimadzu TOC 5000-A.

Resultados y discusión.

Región Mazateca

En el Cuadro 1 se presenta la cantidad de C acumulada en los diferentes sistemas de vegetación dominante en las laderas de la región Mazateca.

Cuadro 1. Contenido de carbono orgánico en la parte aérea y sus compartimentos, raíz y suelo (0 a 105 cm), en sistemas de vegetación dominantes en la región Mazateca, Oaxaca, México.

Componente	Sistemas Naturales			Sistemas Agrícolas							
	BL	BA	BA10	permanentes		mixtos		anuales			
				CA	PR	Mv>30	Mv<30	LC>30	LC<30	LT>30	LT<30
	Mg.ha ⁻¹										
Parte aérea	99.50	46.31	31.02	34.51	5.36	6.11	3.51	6.06	3.51	3.23	1.85
mantillo	5.87	8.42	12.56	9.16	0	0	0	0	0	0	0
hierbas-arbustos	0.48	0.98	3.03	0.68	5.36	1.29	1.63	0.62	1.24	0.97	1.37
árboles	93.15	36.90	15.42	24.67	0	1.35	*	0	0	0	0
paja	0	0	0	0	0	3.47	1.88	5.44	2.27	2.26	0.48
Raíz	3.32	2.31	4.14	4.79	1.38	1.53	2.92	2.31	4.29	2.03	5.52
Suelo	152	156	240	148	174	158	128	266	273	235	195
Total	255	205	275	187	181	166	135	274	281	240	202

* No se cuenta con la información, debido a que se replantó en el 2001.

BL = Bosque de liquidambar; BA = B. de aile de 15 años; BA10 = B. aile de 10 años; PR = Pradera;

Mv = Muros vivos; LC = Labranza de conservación y LT = labranza tradicional.

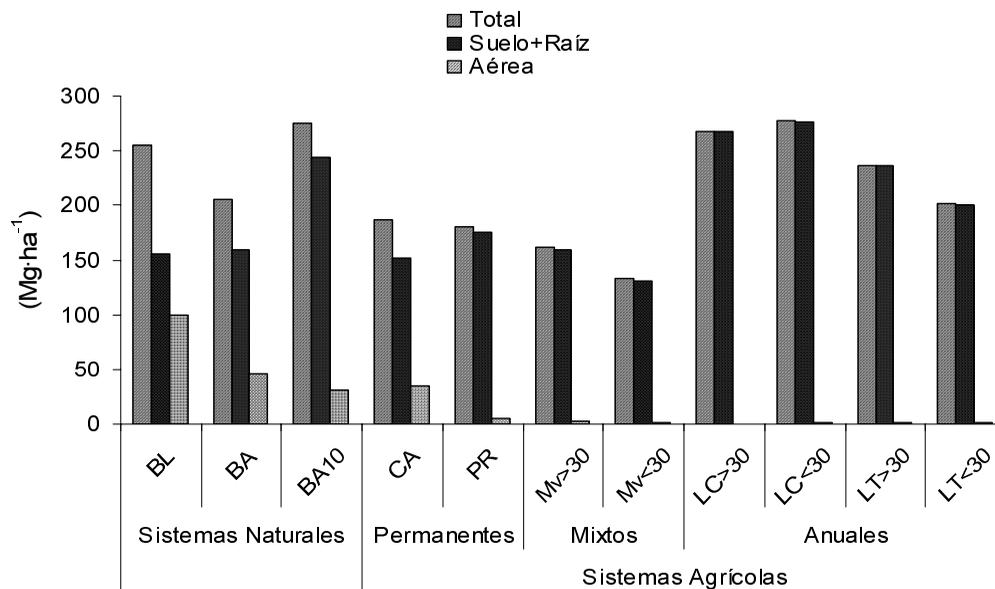


Figura 4. Contenido total de carbono y su distribución en la parte aérea y subterránea, en sistemas de vegetación dominantes en la región Mazateca, Oaxaca, México

El C total presente en los sistemas naturales rebasó los 200 Mg ha⁻¹, siendo el BA10 (bosque de aile de 10 años) el con mayor cantidad (275 Mg ha⁻¹C). Los sitios BL (bosque de liquidámbar de aproximadamente 40 años) y el otro bosque de aile (BA de aproximadamente 15 años) tuvieron 255 y 205 Mg ha⁻¹C, respectivamente.

El suelo fue el componente del sistema que más C aportó en el caso que del BA10, con 240 Mg ha⁻¹C; esto es, casi el 87 % del C del sistema se encontraba en este componente. El C presente en el componente suelo en los sistemas BL y el BA fue de sólo 156 y 152 Mg ha⁻¹, respectivamente, lo cual representa el 60 y 76 % del total de C en esos sistemas. Estos resultados señalan sin ambages que el suelo es el gran almacén de C en los sistemas alterados de vegetación natural en las laderas del sureste mexicano. Es difícil establecer las razones por qué ocurren tan marcadas diferencias entre los sistemas de vegetación natural y por qué hay menos C en el suelo de los bosques de mayor edad, pero el manejo de éste, en especial durante el periodo en que fueron explotados agrícolamente, la colecta ocasional de leña para combustible doméstico que realizan los campesinos, la pendiente y los procesos erosivos que se dieron en el pasado, justifican parte de ellas. El buen desarrollo del BA10 y la consecuente acumulación de C en el suelo pueden explicarse porque esta especie establece una

asociación simbiótica con *Frankia sp.*, que hace que el N no sea un elemento que pudiese limitar su desarrollo. De hecho la especie se muestra como una agresiva colonizadora después de que el bosque original es destruido.

Contrariamente a lo que ocurre en el suelo, el C acumulado en el componente aéreo (árboles, mantillo, arbustos) fue mayor en el BL (casi 100 Mg ha⁻¹ C) que en BA y BA10 (46 y 31 Mg ha⁻¹ C, respectivamente). Tal resultado es congruente con la edad de estos sistemas de vegetación. En términos generales, se puede señalar que, la vegetación de ladera alterada y secundaria, tiene una capacidad de secuestro de aproximadamente 2.5 a 3 Mg ha⁻¹ C año⁻¹, en los primeros 40 años de vida. Esta cifra se ubica dentro del rango bajo de datos reportados en la literatura (2 a 9 Mg ha⁻¹ C año⁻¹) para bosques tropicales (Szott et al., 1994; Houghton, 1995).

La Figura 4 muestra los contenidos totales de C acumulado en los diferentes sistemas de vegetación, e incluye su distribución en parte aérea y subterránea, sin hacer distinción de si el C en subterráneo se encuentra en el compartimiento raíces o el suelo mineral. Si se compara el C total de los sistemas naturales el de los sistemas agrícolas, se concluye que los sistemas agrícolas anuales acumularon aproximadamente la misma cantidad de C total que los bosques, mientras que los

sistema agrícola permanentes y mixtos, un poco menos. La diferencia entre los bosques y los sistemas agrícolas anuales fue que en los últimos prácticamente todo el C del sistema estaba acumulado en el suelo y el C de la parte aérea de éstos fue prácticamente insignificante. La gran capacidad de captura de C en el suelo por los sistemas agrícolas tradicionales, es un hecho que aparentemente no ha sido reportado en la literatura.

Los sistemas agrícolas mixtos y permanentes fueron los que acumularon menor cantidad de carbono. Nuevamente en este caso, la mayoría del C se encontraba en el componente suelo. La excepción la constituyó en café con sombra donde la parte aérea contribuyó con aproximadamente 20 % del C total en el sistema. Los árboles frutales, plantados en hileras y con una alta densidad, contribuyeron a secuestrar 1.4 Mg ha⁻¹ C el primer año después de plantados. Se espera que en los años siguientes la tasa de secuestro de C sea un poco más elevada, cuando comience la ramificación de los árboles.

La contribución de los componentes mantillo, hierbas y arbustos y raíces al contenido total de C de los sistemas fue mínima, en comparación con la vegetación arbórea y el suelo.

El alto contenido de C en la parte subterránea de los terrenos agrícolas con cultivos anuales pudiera deberse a que estos son de buena calidad, si es que consideramos el contenido de C en el suelo como un índice de ésta, ya que de no ser así, habrían sido abandonados, como posiblemente ocurrió con el BL y el BA. En los terrenos agrícolas, los productores aplican irregularmente estiércol y desperdicios, sin embargo, las pequeñas cantidades adicionadas no explicarían las grandes diferencias de C acumulado en el suelo. El principal cultivo en las parcelas agrícolas es el maíz, el cual se siembra años con año. El

maíz tiene un sistema radical que puede alcanzar profundidades superiores a 1 m, particularmente en condiciones de producción dependiente de la lluvia, lo cual debe considerarse como un mecanismo de transporte de fotosintatos aéreos a la parte subterránea.

Región Cuicateca

En el Cuadro 2 se presentan los resultados del C acumulado en la parte aérea y sus diferentes compartimentos, en la raíz y en el suelo (hasta una profundidad de 105 cm) en los sistemas de vegetación natural y agrícolas de la región Cuicateca. En esta microcuenca se registró la menor cantidad de C acumulado, promedio de todos los sistemas analizados, de las tres regiones. Una de las razones es que la profundidad del suelo fue en la mayoría de los sitios, somera. Sólo en algunos sistemas PR y Mv(G) fue posible alcanzar la profundidad de 105 m, por eso es que ambas tuvieron las mayores cantidades de C en el suelo (90 y 117 Mg ha⁻¹ C, respectivamente) En los sitios restantes, la presencia de un manto rocoso impidió tomar muestras en las profundidades inferiores. Los sistemas de vegetación con mayor y menor cantidad de C en el suelo (117 y 45 Mg ha⁻¹) fueron Mv(G) y BE, respectivamente. El BE se ubica en un terreno degradado que pudo haber sido sobreexplotado y abandonado en el pasado y ahora se está recuperando lentamente; prácticamente la única vegetación que ha prosperado en el sitio es *Quercus sp.* En general, los sistemas con árboles, nativos o cultivados, fueron los presentaron mayor contenido de C total y en el suelo.

En la Figura 5 se presenta el contenido total de C por sistema y la distribución del C por componente aéreo y subterráneo (raíces más suelo). Sólo en el BE la contribución de C de la parte aérea al C total del sistema

Cuadro 2. Contenido de carbono orgánico (Mg.ha⁻¹) en la parte aérea (y sus compartimentos), la raíz y el suelo (0 a 105 cm), en sistemas de vegetación dominantes en la región Cuicateca, Oaxaca, México.

Componente	Sistemas Naturales		Sistemas Agrícolas					
	BE	PR	mixtos		anuales			
			Mv(M) ¹	Mv(G)	LC(M)	LC(G)	LT(M)	LT(G)
	Mg. ha ⁻¹							
Parte aérea	37.60	2.18	4.35	3.37	4.16	3.80	3.31	2.70
mantillo	7.62	0	0	0	0	0	0	0
hierbas-arbustos	0	2.18	0.21	0.55	0.63	0.64	0.32	0.45
árboles	29.98	0	0.74	0.03	0	0	0	0
paja	0	0	3.40	2.78	3.53	3.16	2.99	2.25
Raíz	14.42	6.07	0.67	1.03	1.94	1.21	0.60	0.59
Suelo	45	91	63	113	66	49	57	65
Total	97	99	68	117	72	54	61	68

BE = B. de encino; PR = pradera; Mv = Muros vivos; LC = Labranza de conservación tradicional y LT = labranza tradicional.

¹ Las Letras entre paréntesis identifican al productor; M = Mariscal y G = Gómez.

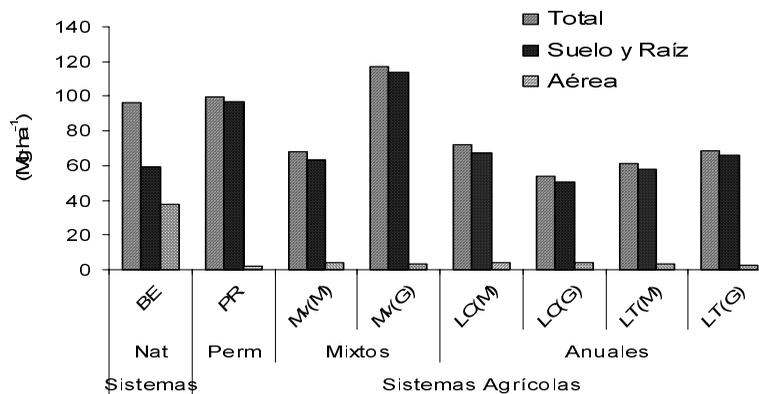


Figura 5 Contenido total de carbono y su distribución en la parte aérea y subterránea en sistemas de vegetación dominantes en la región Cuicateca, Oaxaca, México

fue significativa. En el resto de los casos la mayoría del C secuestrado se encontraba en el suelo, lo cual refuerza lo encontrado en la microcuenca de la región Mazateca.

Es importante destacar que en esta región, la cantidad de C total acumulada en los sistemas agrícolas anuales fue notoriamente inferior al promedio del C encontrado en los restos de los sistemas (bosques, mixtos y permanentes). Este hecho se puede atribuir a que el establecimiento de estos sistemas sólo es posible en suelos con mayor profundidad. Ello significa que la profundidad del suelo es un indicador interesante en cuanto a la cantidad de C que puede acumular un sistema cualquiera.

El sistema que mayor cantidad de C registró es la parcela de Mv(G) a pesar de que apenas cuenta con un año de establecida. El sitio de esta parcela es el de mayor profundidad en la microcuenca. Si los árboles de durazno crecen como se tiene previsto, este sistema tendrá un alto potencial para capturar C en esta región ya que el suelo contiene, además, baja concentración inicial de carbono. El bosque de encino también representa un potencial alto para el secuestro de C por la misma razón anterior. El potencial de secuestro en los sistemas agrícolas anuales es limitado por la escasa profundidad, debida principalmente al elevado grado de erosión que presentan los sitios, donde se emplea tracción animal para preparar el suelo antes de la siembra. El grado de erosión es menor en aquellos sitios, de otras microcuencas, en que las albores agrícolas se practican manualmente.

Región Mixe

En el Cuadro 3 se muestran los resultados del C almacenado en los diferentes sistemas de vegetación de la región Mixe.

En esta región sorprende la cantidad de C total secuestrado por los sistemas agrícolas anuales (274 a 305 Mg.ha⁻¹); la gran mayoría del cual se encuentra en la parte subterránea. Estos sistemas prácticamente duplicaron la cantidad de C total de los sistemas vegetales naturales (133 a 199 Mg.ha⁻¹), que en este caso eran *acahuales* de escasa edad.

El C secuestrado en la parte aérea de los *acahuales* de 2, 7 y 10 años fue 10, 24 y 25 Mg ha⁻¹, lo cual significa que este tipo de vegetación tiene un potencial de captura de C de 2.5 a 5 Mg ha⁻¹ año⁻¹, un valor muy similar al observado en los sistemas de vegetación natural boscosa de la región Mazateca.

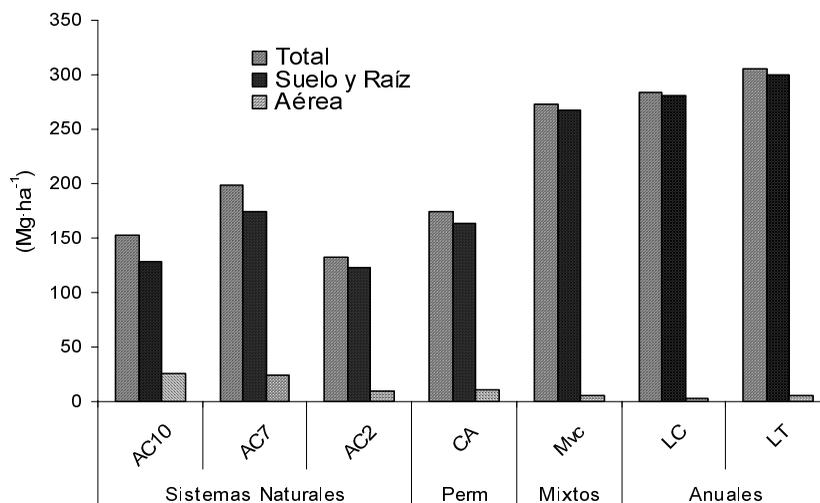
Conclusiones

El C secuestrado por sistemas de vegetación representativos de las condiciones existentes en las laderas de la Sierra Norte de Oaxaca, México, caracterizado por pendientes de 25 a más de 50 %, agricultura tradicional (cultivos anuales, roza-tumba-quema y bosques secundarios alterados), altitud de 1300 a 2200 m y condiciones semitropicales en las partes bajas y templadas en las partes altas, variaron entre 54 a 306 Mg ha⁻¹.

Cuadro 3. Contenido de carbono orgánico ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), en la parte aérea y sus compartimentos, raíz y suelo (0 a 105 cm), en sistemas de vegetación dominantes en la región Mixe, Oaxaca, México.

Componente	Sistemas Naturales			Sistemas Agrícolas			
	AC10	AC7	AC2	permanente CA	mixtos Mvc	anuales LC LT	
	$\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$						
Parte aérea	25.04	24.12	9.86	11.23	5.60	3.15	4.82
mantillo	7.32	6.72	3.29	2.02	0	0	0
hierbas-arbustos	4.28	1.91	6.57	0.28	0.87	1.01	1.01
árboles	13.44	15.48	0	8.93	0.18	0	0
paja	0	0	0	0	4.55	2.14	3.81
Raíz	7.78	5.14	3.76	4.00	1.93	2.78	2.89
Suelo	120	169	119	160	266	278	298
Total	153	199	133	175	273	284	306

AC2, AC7 y AC10 = *Acahuales* de 2, 7 y 10 años; CA = Café; Mvc = Muros vivos de café; LC = Labranza de conservación; LT = Labranza tradicional.

**Figura 6.** Contenido total de carbono y su distribución en la parte aérea y subterránea en sistemas de vegetación dominantes en la región Mixe, Oaxaca, México.

La gran mayoría del C de los sistemas de vegetación estudiados se encontró asociado con el componente subterráneo y particularmente con el suelo. El contenido de C total en los sistemas agrícolas anuales, en aquellos casos en que el suelo era profundo, fue igual o superior al contenido de C en los sistemas de vegetación natural. En apariencia la acumulación de C en el suelo está más relacionada con la profundidad del suelo que con tipo de vegetación que en él crece.

Se logró estimar que la capacidad de captura de C de los sistemas de vegetación natural (bosques y *acahuales*) y de los agrícolas permanentes (café) y agrícolas mixtos (terrazas de muro vivo con durazno y café), en las condiciones ecológicas descritas, fue de 2.5 a 5 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

Los sistemas agrícolas tradicionales acumulan, en general, tanto C como los sistemas forestales. La principal diferencia es que en estos últimos el C se encuentra almacenado en la biomasa y en los primeros en el suelo.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Global Environment Facility (GEF), al Banco Mundial (BM), a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México (SAGARPA) al Gobierno del Estado de Oaxaca y a todas las personas que a través de sus esfuerzos de coordinación y trabajo colaboraron a la realización de esta investigación.

Literatura citada

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1996. Climate change 1995. Impact adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analyses. R. Watson, M. Zinyowera and R. Moss (eds.). Cambridge University Press.
- Agriculture and Agri-Food Canada. 1998. The health of our air. Toward sustainable agriculture in Canada. Compiled and edited by H. Janzen, R.L. Desjardins, J. Asselin and B. Grace. Research Branch. Publication 1981/E.
- Herrick, J. E. y Wander, M. M. 1998. Relationships between soil organic carbon and soil quality in cropped and rangeland soils: the importance of distribution, composition, and soil biological activity. Pp 405-425. *In* Lal, R.; Kimble, J. M.; Follett, R. F. y Stewart, B. A. [eds.] Soil processes and the carbon cycle. CRC Press.
- Houghton, R. A. 1997. Terrestrial carbon storage: global lessons from Amazonian research. *Ciencia e Cultura* 49: 58-72
- Kotto-Same, J., P. L. Woome, A. Maukam, and L. Zapfpack. 1997. Carbon dynamics in slash-and-burn agriculture and land use alternatives of humid forest zone in Cameroon. *Agriculture Ecosystem and Environments* 65: 245-256.
- Lal, R. 1998. Land use and soil management effects on soil organic matter dynamics on alfisols in Western Nigeria. Pp. 109-126. *In* Lal, R.; Kimble, J. M.; Follett, R. F. y Stewart, B. A. [eds.] Soil processes and the carbon cycle. CRC Press.
- Szott, L. T., C. A. Palm, and C. B. Davey. 1994. Biomass and litter accumulation under managed and natural tropical fallows. *Forest Ecology and Management* 67: 177-190-
- Woome, P.L., C.A. Palm, J. Alegre, C. Castilla, D.G. Cordeiro, K. Hairiah, J. Kotto-Same, A. Moukam, A. Reise, V. Rodrigues, and M. van Noordwijk. 1999. Land Use and Carbon Pool in Soils of Africa. Slash and Burn Effects on Carbon Stocks in the Humid Tropics. *In*: R. Lal., J. M. Kimble, and B. A. Stewart (eds.). CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida

Estimación de la Fotosíntesis en Plantas Completas y Validación de un Modelo Matemático para el Cafeto *Coffea arabica* L.¹

Luis F. Gómez²; Esther C. Montoya³; Yamel López⁴; Néstor M. Riaño^{5,*}

Resumen

En 1999, Quiroga *et al* formularon una adaptación para *Coffea* sp. del modelo de simulación de la fotosíntesis desarrollado por Goudriaan (1986), el cual permite calcular la asimilación de CO₂ por plantas completas de café. Con el objetivo de verificar si el modelo adaptado estima adecuadamente los valores reales de A_{pl} , se llevó a cabo un estudio sobre plantas de *Coffea arabica* L. cv. Caturra de 14 meses de edad, en las instalaciones de Cenicafé (Manizales, Colombia). Se compararon tres metodologías: (A) Medición de la fotosíntesis neta en plantas completas (A_{pl}) en condiciones semicontroladas bajo un sistema de cámaras desarrollado por los autores. Los valores de A_{pl} obtenidos se utilizaron como referencia para establecer el ajuste de los estimados por simulación. (B) Estimación de A_{pl} mediante el método de Goudriaan, a partir de datos de fotosíntesis instantánea en hojas individuales en tres profundidades del dosel y en tres horas (07:00 - 12:00 y 17:00) asumiendo un comportamiento unimodal de la fotosíntesis y en cinco horas (07:00 - 09:00 - 13:00 - 15:00 y 17:00) siguiendo el comportamiento bimodal establecido por otros investigadores. (C) Estimación de A_{pl} mediante el modelo de Goudriaan (1986) adaptado para el cafeto. Los resultados confirman el comportamiento bimodal de A_{pl} y permiten establecer que el modelo de Goudriaan (1986) adaptado para cafeto por Quiroga *et al* (1999) estima con un alto grado de ajuste ($p < 0.0001$) la fotosíntesis de la planta completa. Por otro lado, el alto nivel de ajuste entre los datos observados y los simulados permite su inclusión como una subrutina dentro del modelo general de simulación del crecimiento y productividad del cultivo de café y a su vez calcular el CO₂ asimilado por el cultivo. El sistema de intercambio gaseoso diseñado permitirá en el futuro la realización de trabajos tendientes a determinar la captura de CO₂ en especies forestales de interés para la zona cafetera colombiana tales como *Guadua angustifolia* Kunt, *Eucaliptus grandis*, *Cordia alliodora* y *Tabebuia rosea* entre otros.

Introducción

El cultivo del café (*Coffea arabica* L.) ha sido el principal renglón agrícola en Colombia y el mayor factor de desarrollo y sustento para 560.000 familias cafeteras que ocupan un poco más de 800.000 hectáreas. Además, genera ingresos indirectos para otros 2.000.000 de personas.

La mayoría de los estudios sobre la actividad fotosintética en diferentes especies se han realizado sobre hojas individuales, sin tener en cuenta que, por diversos factores, lo que ocurra en una hoja puede no ser en realidad lo que está ocurriendo para todas las hojas de la misma planta y del cultivo en general. La estimación de la fijación del CO₂ atmosférico por la planta

individual completa o por una población se ha llevado a cabo mediante métodos matemáticos y estadísticos que utilizan la respuesta fotosintética instantánea de la hoja individual a la radiación fotosintéticamente activa (*RFA*), la distribución del follaje de acuerdo con la arquitectura de la especie y la forma como la *RFA* es interceptada y distribuida a través del dosel (Wit 1965, 1978; Spitters 1986; Goudriaan 1986). Otros autores han utilizado otras variables bioquímicas, fisiológicas y físicas, para desarrollar modelos que estiman la fotosíntesis neta en plantas individuales y en comunidades vegetales (Acock 1991; Boote y Loomis 1991; Collatz *et al.* 1991; Reynolds *et al.* 1992; Amthor 1994; Anten 1997).

¹Investigación realizada en el Centro Nacional de Investigaciones de Café – CENICAFE, Chinchiná, Colombia.

²Ing. Agrónomo, Fisiología Vegetal; ³Estadística, Biometría; ⁴Ing. Agrónomo Ph.D., Profesor Asociado, Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira; ⁵Ing. Agrónomo Ph.D., Fisiología Vegetal. Trabajo aceptado para presentarlo en el Simposio Internacional – Medición y monitoreo de captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile, octubre 18 – 20, 2001.

*Autor para correspondencia: email – nestorm.riano@cafedecolombia.com

La fotosíntesis es el proceso central de los modelos de simulación que estiman el crecimiento y productividad de todas las plantas (Keulen *et al.* 1982; Ritchie 1995); sin embargo, la mayor parte de los desarrollos en modelación se han llevado a cabo en plantas de ciclo anual y muy pocos en plantas perennes [Kiwi, *Actinidia deliciosa* (Buwalda y Meekings 1992); Manzano, *Malus domestica* Borkh (Lakso 1992), algunas especies forestales tropicales (Allen y Lemon 1976) y café, *Coffea arabica* L. (Quiroga *et al.* 1999)].

Los estudios sobre el comportamiento fotosintético en el café se han llevado a cabo en hojas individuales y poco se conoce en relación con la planta completa. Quiroga *et al.* (1999) desarrollaron la primera aproximación a un modelo de simulación para el crecimiento y producción del café, donde era indispensable validar el submodelo para la fotosíntesis en la planta completa. Para ello fue necesario medir la asimilación de CO₂ en la planta completa utilizando un sistema de intercambio gaseoso para plantas en confinamiento (Gómez y Riaño 2000) que semejan la medición en hojas individuales, teniendo como una de sus principales ventajas ser un método directo y no destructivo.

Se presentan a continuación, los resultados del diseño, evaluación y puesta a punto del sistema de intercambio gaseoso para plantas completas, así como la validación del modelo de simulación de la actividad fotosintética de la planta de café *Coffea arabica* L. desarrollado por Quiroga *et al.* (1999).

Materiales y métodos

Localización

El estudio se llevó a cabo en el Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé (Chinchiná, Colombia), 05° 01 N, 75° 36 W, 1425 m de altitud, precipitación anual acumulada 2833.7 mm, temperatura mínima promedio anual 16.1°C, temperatura máxima promedio anual 25.3°C, temperatura media promedio anual 19.9°C, humedad relativa promedio anual 84.1% y brillo solar anual acumulado 1330.4 horas (Cenicafé 1999).

Material vegetal y condiciones de crecimiento

Se cultivaron plantas de *Coffea arabica* L. cv. Caturra, bajo condiciones de vivero por 5 meses en bolsas de polietileno de 17 cm x 23 cm, con sustrato suelo:pulpa de café descompuesta 3:1 (v / v). Posteriormente se transplantaron al campo y luego de 6 meses se extrajeron del sitio con suelo sin disturbar y se colocaron en macetas de 30 cm de diámetro y 35 cm de altura (22 kg de

suelo) con adecuado suministro de agua y nutrientes. Las mediciones se iniciaron luego de tres meses del trasplante.

Diseño, construcción y evaluación del sistema de intercambio gaseoso para plantas completas

Se diseñaron y construyeron dos cámaras en plexiglás transparente, de 1.2 m x 1.2 m x 1.4 m (largo x ancho x altura, respectivamente), con 2.01 m³ de volumen total, dotadas con puerta circular frontal, con un sistema de riego, con una recámara para la mezcla de gases, con sensores para la medición de la humedad relativa (*HR*), temperatura (*T*) y radiación fotosintéticamente activa (*RFA*) tanto interna como externamente. Las condiciones internas de temperatura (*T_i*) y humedad relativa (*HR_i*) son reguladas con un equipo convencional de aire acondicionado controlado electrónicamente para mantener las condiciones internas (*T_i*, *HR_i*) y externas (*T_e*, *HR_e*), muy próximas. Para evitar el ingreso de vapor de agua por evaporación y CO₂ por respiración proveniente del suelo, se adecuaron tapas plásticas a los materos, dándoles cierre hermético con envoltura plástica transparente Cristaflex™ (Gómez y Riaño, 2000).

Modo de operación del sistema

El sistema de envío de aire hacia las cámaras se ha ido perfeccionando de tal manera que un compresor (Ingersoll-Brand) de 7.5 HP succiona aire de la atmósfera a través de tubería de PVC. El aire es almacenado en tres tanques (450 y 2 x 590 L de capacidad respectivamente), desde donde es enviado a las cámaras para las plantas y al sistema de medición como aire de referencia, a presión y flujo previamente establecidos.

El sistema de medición consta de un selector de canales ADC-GHU (*Analytical development Co. Hoddesdon-Hertz, UK*), programado para que en tiempos predeterminados envíe el aire de referencia o el aire de cada una de las cámaras a los analizadores infrarrojos (IRGA) de CO₂ y H₂O (ADC-225 MK3).

La señal electrónica de medición de cada analizador y de los sensores de *HR*, *T* y *RFA* es enviada instantáneamente a un sistema de captura de datos Hydra Logger Fluke (Data Acquisition Software) que muestra en un monitor la información adquirida en tiempo real y en tiempos predeterminados los transfiere a un PC. La información fue analizada utilizando los paquetes estadísticos SAS (*SAS Institute*) y SigmaPlot (*SPSS Inc.*).

Actividad fotosintética

Los valores de fotosíntesis neta (A) en función de RFA son fundamentales para la aplicación del método de Goudriaan (1986). Hay dos formas de estimar la fotosíntesis en la planta completa A_{pl} : (1) Si no se tienen datos previos acerca de las características de la especie [distribución de los ángulos de inserción de las hojas, coeficiente de extinción de la luz a través del dosel (k), relación entre RFA y A , y comportamiento del IAF a través del tiempo], se pueden hacer mediciones diarias de A en hojas individuales en diferentes profundidades del dosel y calcular la integral (A_{pl}) bajo las curvas generadas (2) si se tienen los valores de IAF , del coeficiente de extinción de la radiación a través del dosel, duración del día extraterrestre en horas (D) y RFA se puede utilizar el método de integración de Gauss (Goudriaan 1986; 2000 com. personal).

La medida de la actividad fotosintética de la planta completa se llevó a cabo utilizando tres metodologías:

A) Se estimó el área foliar total de seis plantas, según el método de Arcila (1987) y se calculó el índice de área foliar (IAF) siguiendo la relación:

$$IAF = \frac{AreaFoliar}{Areadel suelo}$$

Se midió el intercambio gaseoso en dos plantas escogidas al azar, en las cámaras diseñadas para tal fin. Éste se midió durante 24 h día⁻¹, cada dos minutos, en períodos de 3, 4, 6 y 7 días para un total de 20 días de medición, en un lapso de tres meses.

B) Se midió la fotosíntesis de hojas individuales según Goudriaan (1986), utilizando el método de integración de Gauss para tres profundidades en el dosel y para tres horas del día.

Con las mediciones de hojas individuales en las diferentes profundidades y horas del día calculadas, se integraron las curvas correspondientes a dos grupos de datos. El primero comprende las mediciones en las horas calculadas de acuerdo con Goudriaan (1986) 07:00, 12:00 y 17:00 horas y el segundo para las 07:00 - 09:00 - 13:00 - 15:00 y 17:00 horas. La introducción de dos horas de medición adicionales aumenta la probabilidad de un mejor ajuste si se tiene en cuenta que la fotosíntesis en hojas individuales sigue una tendencia bimodal (Nutman 1937; Riaño 1991; López *et al.* 1999).

La actividad fotosintética se midió en las hojas donde coincidía el IAF acumulado de cuatro plantas, cada dos

horas entre las 07:00 y 17:00, haciendo coincidir las horas, con los instantes calculados según la metodología descrita arriba. Las mediciones se realizaron con un equipo portátil de fotosíntesis ADC - LCA4 (*Analytical Development Co. England*) calibrado con aire sintético [$503 \mu\text{mol}(\text{CO}_2) \text{mol}^{-1}(\text{aire})$] y con vapor de agua (1.15 kPa) generado con un equipo ADC-WG-601. Las mediciones se realizaron paralelamente con las plantas completas en confinamiento.

C) Mediante la adaptación del modelo de simulación de la fotosíntesis desarrollado por Goudriaan (1986) efectuada por Quiroga *et al.* (1999) para el café. Los datos utilizados fueron la latitud del sitio del experimento, fecha de transplante, genotipo, densidad de población, temperatura media diaria calculada (°C) y el brillo solar diario (horas) del período entre la fecha de transplante en el campo y la última medición.

Manejo de la información y análisis estadístico

Para la primera metodología, se generaron las curvas de intercambio gaseoso para cada día de medición, se hallaron las áreas bajo las curvas mediante la subrutina AREA.XFM de SigmaPlot 5.0 (*SPSS, Inc.*). También se obtuvo el modelo de mejor ajuste para la tasa diaria de asimilación de CO_2 en la planta completa. La integración de los resultados se llevó a cabo utilizando el programa SAS (*SAS, Inc.*).

Para la segunda metodología, se generaron las curvas de intercambio gaseoso diario para cada hoja individual y se obtuvo el área bajo la curva en la forma descrita arriba. Para calcular la fotosíntesis de la planta completa a partir de la metodología propuesta por Goudriaan (1986), se estimaron los valores de fotosíntesis máxima (F_m), respiración en la oscuridad (R_d) y eficiencia en el uso de la energía luminosa (e), con base en la relación RFA y asimilación neta de CO_2 para todo el follaje de la planta (A_{pl}), ajustado a un modelo exponencial asintótico.

Las asimilaciones netas de CO_2 [A_{pl} - Kg (CO_2) ha⁻¹ (hoja día⁻¹)] de las plantas completas en confinamiento y las calculadas por los otros métodos, se compararon mediante análisis de varianza y prueba de Tukey_(0.05).

Resultados y discusión

Comportamiento de la temperatura del aire (Interna T_i - Externa T)

El mayor calentamiento del aire al interior de las cámaras se debe al efecto invernadero que se genera por

las reflexiones sucesivas de la radiación, y por la disipación de la energía en radiaciones de longitud de onda del infrarrojo que son absorbidas por el CO_2 y el vapor de agua, lo que se traduce en incrementos de temperatura. A pesar de las diferencias encontradas, T_i se encuentra dentro de los rangos permisibles de T para el crecimiento y desarrollo adecuado de la planta, con valores de temperatura promedios para el día de 24.3 y 24.5 °C para las cámaras 1 y 2 respectivamente, lo cual concuerda con los datos reportados por muchos autores para especies con metabolismo fotosintético C_3 . La T_i para todas las mediciones realizadas, independiente de la cámara utilizada es estadísticamente superior a la T_e de acuerdo con la prueba de $t_{(0.05)}$ (Figuras 1a y 1b).

Comportamiento de la Humedad Relativa Externa (HR_e) e Interna (HR_i)

Los resultados muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) para la HR_i entre cámaras, y entre HR_e y HR_i . La humedad relativa en el interior de las cámaras fue superior a la ambiental durante el día en un promedio de 12.7% y en la noche entre 5 y 10% (Figura 2a). A pesar de los valores superiores en el interior de las cámaras (Figura 2b), se aprecia que la oscilación diurna y nocturna fue similar en las dos condiciones.

Utilizando la información colectada en 20 días de medición, se calculó A_{pl} mediante la rutina AREA.XFM de SigmaPlot 5.0 (SPSS, Inc.) para intervalos de tiempo

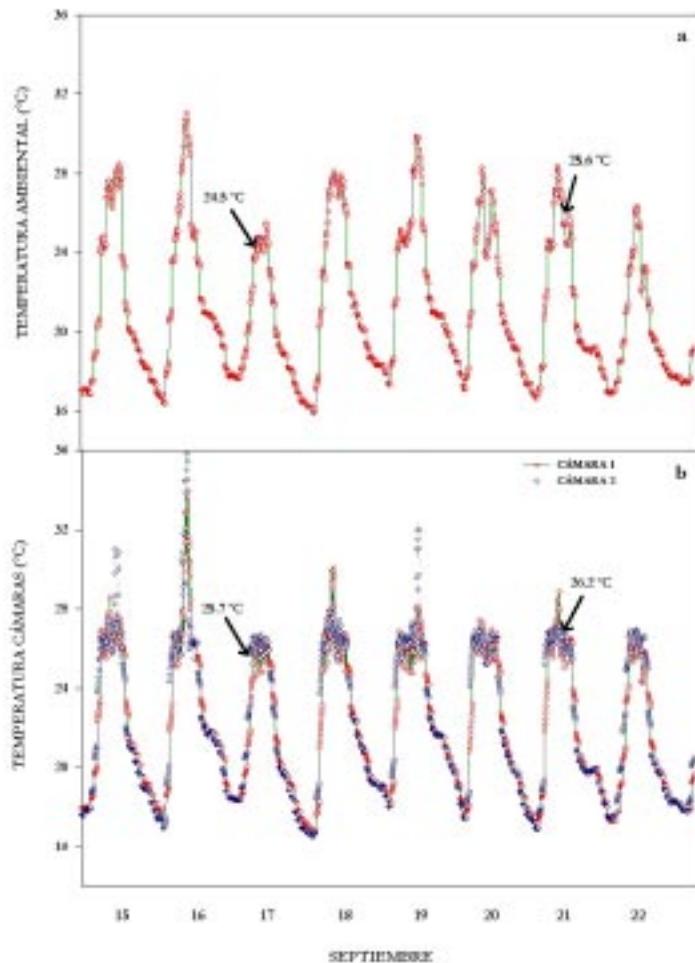


Figura 1. (a) Temperatura ambiental (T_e) y (b) Temperatura cámaras (T_i) entre el 15 y 22 de septiembre de 1999.

desiguales. Los resultados indican que A_{pl} es mayor en los días con RFA , T_a moderadas y HR altas (figura 3). El modelo de mejor ajuste para describir la tasa de asimilación por el dosel (A_{pl}), a través del tiempo efectivo de asimilación durante el día, es de la forma,

$$y = a + Ex + Fx^2$$

Donde: x = Tiempo medido en fracción de hora

$$y = A_{pl} [\text{Kg} (\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1}]$$

En todos los días estudiados, tanto el modelo como los parámetros son altamente significativos ($p < 0.0001$).

El área bajo la curva para los modelos de tipo cuadrático, se calculó mediante la ecuación

$$\int_{ti}^{tf} a + bx + cx^2 = [(a * tf) - (a * ti)] + \left[\left(\frac{b * tf^2}{2} \right) - \left(\frac{b * ti^2}{2} \right) \right] + \left[\left(\frac{c * tf^3}{3} \right) - \left(\frac{c * ti^3}{3} \right) \right]$$

Donde: ti = Tiempo inicial

tf = Tiempo final

a , b y c = Parámetros de la ecuación

Los valores de asimilación diaria de CO_2 por la planta completa obtenidos mediante este método son estadísticamente iguales a los calculados por el método de los trapecios (AREA.XFM) lo que indica que

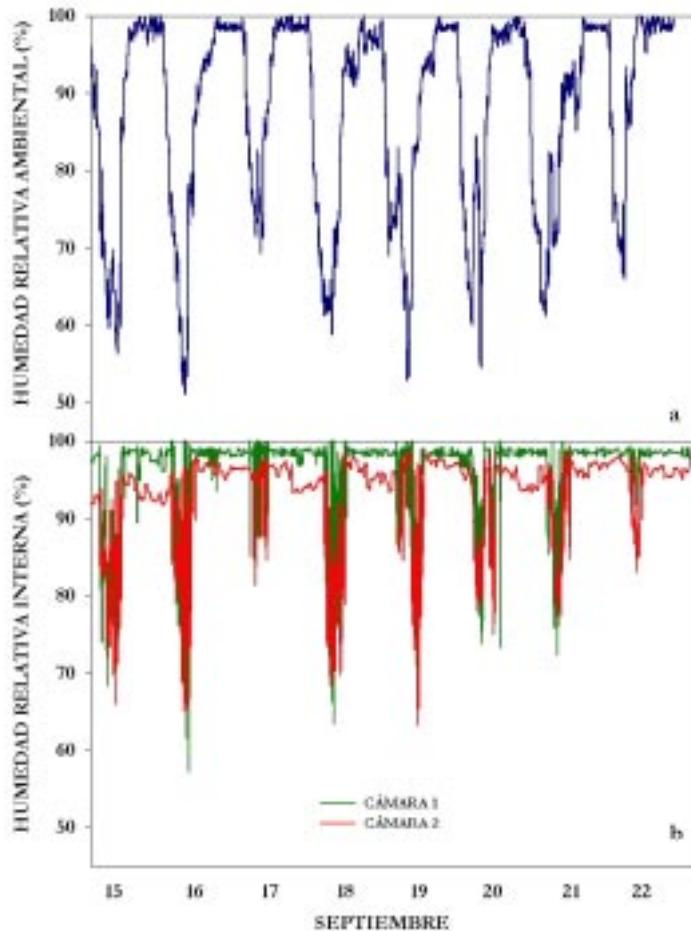


Figura 2. (a) Humedad relativa ambiental (H_a) y (b) Humedad relativa cámaras (H_i) entre el 15 y 22 de septiembre de 1999

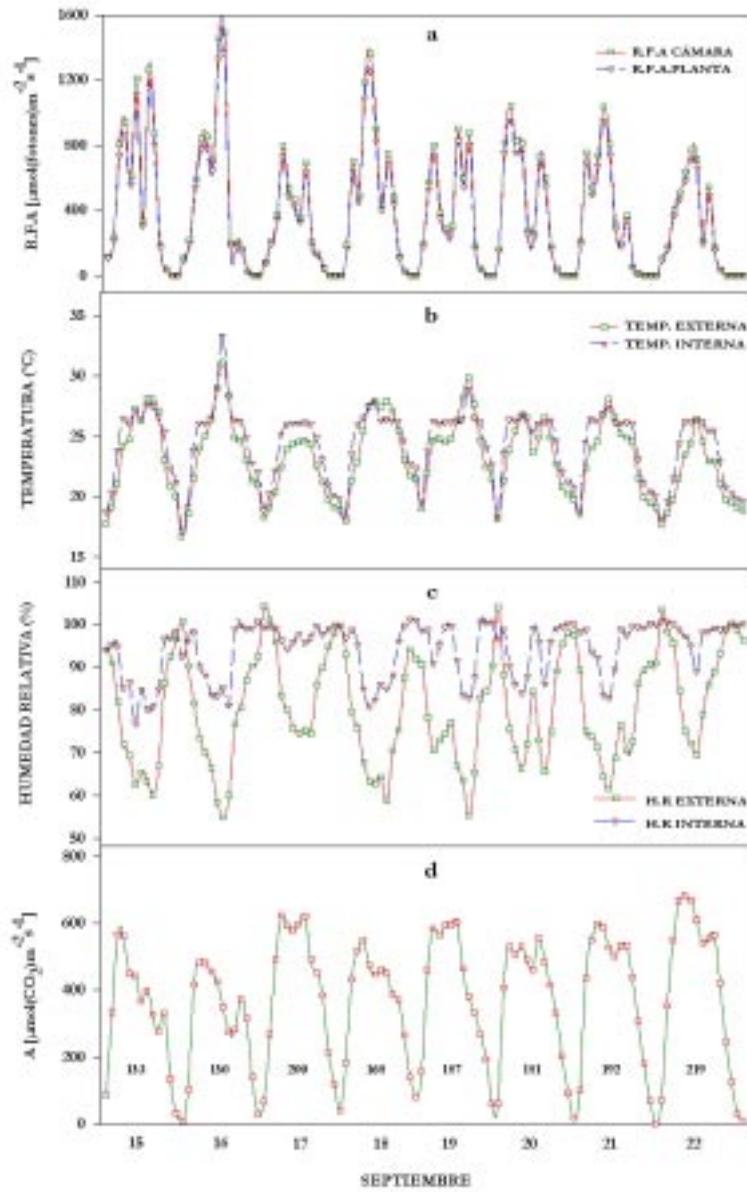


Figura 3. Comportamiento de: (a) *RFA*, (b) Temperatura, (c) Humedad relativa, durante 8 días de medición y (d) Asimilación diaria de CO₂ de la planta completa bajo condiciones semicontroladas (números bajo los picos corresponden al valor de asimilación en Kg(CO₂)/ha¹(hoja) día⁻¹).

cualquiera de las dos metodologías es confiable para obtener A_{pl} . El promedio para 20 días de medición es de $183.9 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1} \pm 27.7 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1}$ y un coeficiente de variación (CV) del 15%. La magnitud del CV se debe a los cambios en la oferta ambiental diaria, normal en el sitio donde se realizó el estudio.

A_{pl} diaria calculada siguiendo el método de Goudriaan (1986)

La relación entre la fotosíntesis y la radiación puede ser descrita por una función exponencial asintótica, similar a la encontrada en hojas individuales, de la forma:

$$Y = Y_0 + a[1 - e^{-bx}]$$

donde: $Y_0 = 25.55 \text{ mg}_{(\text{CO}_2)} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($p < 0.0001$)

$a = 539.44 \text{ mg}_{(\text{CO}_2)} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($p < 0.0001$)

$b = 0.0084$ ($p < 0.0001$)

$r^2 = 0.803$

$Y = A [\mu\text{g}_{(\text{CO}_2)} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}]$

$x = RFA [\mu\text{mol}_{(\text{fotones})} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}]$

La eficiencia fotosintética (e) se calculó utilizando los parámetros obtenidos e igualando la función calculada con la función propuesta por Goudriaan (1986).

$$Y_0 + a[1 - e^{-bx}] = (Fm + Rd) \left(1 - e^{\left(\frac{-Hx}{(Fm + Rd)} \right)} \right) - Rd$$

donde: $Y_0 = \text{Respiración oscura } (Rd)$

$a = \text{Fotosíntesis máxima } (Fm)$

$x = \text{Radiación incidente en el tope del dosel } (H)$

El valor de e es de $19.97 \mu\text{g}(\text{CO}_2) \text{ J}^{-1}$ y el punto de compensación de luz (G_{luz}) es de $5.8 \mu\text{mol}(\text{fotones}) \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

Para obtener A_{pl} utilizando esta metodología, se emplearon el IAF , el coeficiente de extinción de la radiación a través del dosel del café (k) obtenido por Castillo *et al* (1997), la duración del día extraterrestre en horas (D) y los valores de RFA incidente (I_o) (Wm^{-2}) en la parte superior del dosel de la planta. El valor promedio encontrado fue de $160.6 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1} \pm 24.5 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1}$ y un CV del 15%.

A_{pl} estimada a partir de la medición de A en hojas individuales

El valor promedio de A_{pl} para las tres horas de integración [$120.3 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1} \pm 56.6 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1}$ y un CV del 47%] es significativamente inferior al obtenido para las cinco horas [$174.2 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1} \pm 54.8 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1}$ y un CV del 31%]. Los altos coeficientes de variación se deben probablemente a la diferencia de edad y posición de las hojas medidas al interior de cada estrato en las cuatro plantas utilizadas y al mutuo sombrío de las hojas en el dosel.

A_{pl} calculado según la adaptación del modelo de Goudriaan (1986) efectuada por Quiroga et al (1999) para el café.

La asimilación promedio de CO_2 (A_{pl}) calculada por el modelo para el café fue de $175.1 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1} \pm 28 \text{ kg}(\text{CO}_2) \text{ ha}^{-1}(\text{hoja}) \text{ día}^{-1}$ con un cv de 16%.

Comparación de A_{pl} medida y calculada por cada uno de los métodos de integración

Los valores de asimilación en la planta completa (A_{pl}) obtenidos con los diferentes métodos se compararon estadísticamente teniendo como fuentes de variación la metodología, el ciclo de medición y la interacción método x ciclo. El análisis arrojó diferencias altamente significativas ($p < 0.01$) entre métodos. No se encontraron diferencias estadísticas entre ciclos ni en las interacciones método x ciclo. Según la prueba de Tukey_(0.05), la A_{pl} obtenida a partir de hojas individuales en las tres horas calculadas (Goudriaan, 1986), es la única que presenta diferencias significativas con las encontradas siguiendo las otras metodologías, (Figura 4).

Balance neto diario de carbono en la planta completa de café

El sistema de medición de intercambio gaseoso en plantas completas permite su monitoreo y registro durante las 24 horas del día, lo cual incluye la medición de la respiración en la noche. La información permite obtener un balance neto diario de ganancia de carbono. En la Tabla 1 y Figura 5 se presenta la información obtenida para el tercer ciclo de mediciones.

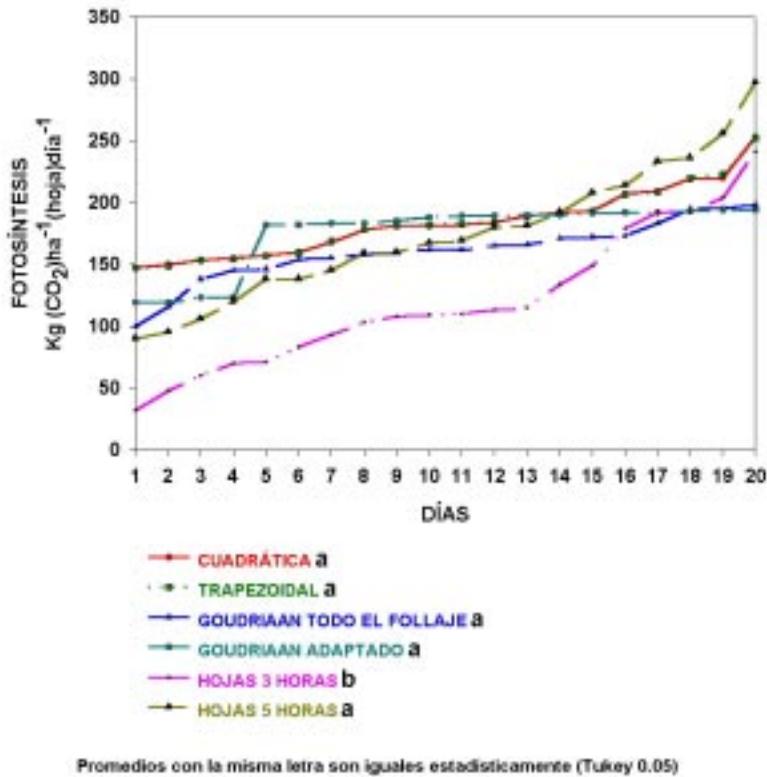


Figura 4. Asimilación de CO_2 de plantas completas A_{pl} [$\text{Kg}(\text{CO}_2)\text{ha}^{-1}(\text{hoja})\text{día}^{-1}$] observados y estimados por diferentes métodos

Tabla 1. Balance neto diario de carbono en el café. Asimilación neta de CO_2 (A_{pl}) y Respiración en la oscuridad (Rd_{pl}) en [$\text{Kg}(\text{CO}_2)\text{ha}^{-1}(\text{hoja})\text{día}^{-1}$].

CICLO	MES	DÍA	A_{pl} $\text{Kg}(\text{CO}_2)\text{ha}^{-1}\text{día}^{-1}$	Rd_{pl} $\text{Kg}(\text{CO}_2)\text{ha}^{-1}\text{día}^{-1}$	Ganancia neta diaria $\text{Kg}(\text{CO}_2)\text{ha}^{-1}\text{día}^{-1}$	Relación A_{pl} / Rd_{pl}
3	9	15	153	24	130	6.4
3	9	16	150	33	117	4.5
3	9	17	200	16	184	12.5
3	9	18	168	25	143	6.7
3	9	19	187	33	154	5.7
3	9	20	181	20	161	9.0
3	9	21	192	25	167	7.7
3	9	22	219	14	205	15.6
		PROM	181	24	157	8.5

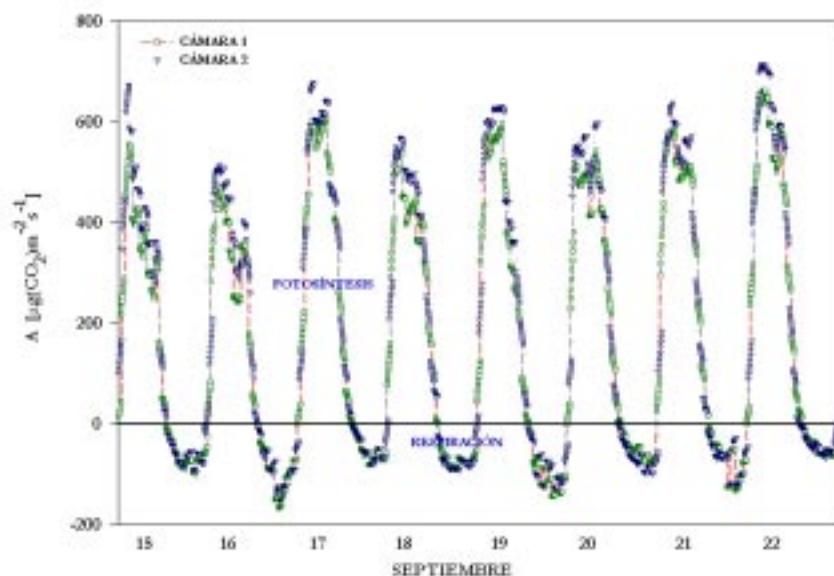


Figura 5. Fotosíntesis y Respiración en plantas completas de café, para los días comprendidos entre el 15 y 22 de septiembre de 1999.

Si bien la asimilación neta de CO_2 está determinada, en parte, por el comportamiento de las variables exógenas (RFA , T y HR principalmente), la respiración nocturna depende en gran medida de T y la cantidad de asimilados que pueden ser movilizados según la dinámica y el tamaño del vertedero (Larcher, 1977). En general, se observa que para tener un alto balance neto de carbono, no es garantía tener altas tasas de asimilación diaria, pues la utilización de esos asimilados dependerá de la temperatura nocturna y del tamaño de los sitios de utilización o de la velocidad en las zonas de crecimiento y diferenciación celular. Así, para algunos días que presentaron tasas altas de asimilación, la respiración nocturna, como medida de utilización de asimilados, es baja, mientras que para otros días se observa lo contrario. Cuando se calculó la relación A_{pl}/R_{dpl} , el valor promedio obtenido está dentro de los rangos reportados por Thomas y Hill (1949) para alfalfa.

Discusión

Si bien se presentaron diferencias estadísticas entre las condiciones ambientales externas y el sistema de intercambio gaseoso, excepto para la temperatura interna entre las dos cámaras, el diseño y construcción del sistema de fotosíntesis para plantas completas cumplió en forma satisfactoria con los requerimientos exigidos,

de tal forma que se mantienen las condiciones ambientales internas muy cercanas a las externas (T_i y HR_i). Por lo tanto, el comportamiento del intercambio gaseoso de café *Coffea arabica* L., bajo las condiciones experimentales de confinamiento, es similar al encontrado para otras especies (Reifsnnyder y Questa, 1994; Phene *et al.*, 1978).

Los valores de A_{pl} registrados a partir de hojas individuales cuando se adicionaron dos horas de medición (09:00 y 15:00) y los encontrados siguiendo la adaptación de Quiroga *et al.* (1999) del modelo de Goudriaan (1986), se ajustan con alto nivel de confiabilidad a los datos encontrados en condiciones semicontroladas. La falta de ajuste entre la fotosíntesis calculada por el modelo y la observada cuando se utilizan sólo tres horas de medición en hojas individuales se debe a que la curva de respuesta fotosintética es bimodal, similar a la encontrada por (Nutman 1937; Riaño 1991; López *et al.* 1999) y no parabólica como encontró Goudriaan (1982) para tres profundidades y tres instantes del día en varias especies cultivadas en la zona templada, donde los valores de A_{pl} se ajustan estrechamente a los valores reales. Los resultados del comportamiento de la fotosíntesis diaria tanto en hojas individuales como en el dosel encontrados en este estudio, confirman los datos de la literatura consultada. Se ha observado que en las

hojas auto sombreadas el patrón de comportamiento es unimodal (Nutman 1937; Riaño 1991; López *et al.* 1999), sin embargo, en la etapa del crecimiento de las plantas utilizadas en este trabajo, la mayor parte de las hojas se encontraban directamente expuestas a la radiación.

Los resultados obtenidos en 20 días de medición durante un lapso de tres meses, con oferta ambiental diferente, muestran una variabilidad de A_{pl} menor del 16.0%, lo cual indica que en el cafeto (especie perenne), hasta 400 días después de la siembra, no se presentan cambios significativos en la asimilación de CO_2 ; es decir, la curva de crecimiento del área foliar aún se encuentra en la fase lenta con cambios mínimos de velocidad (Riaño *et al.* 2000). La magnitud del coeficiente de variación para hojas individuales puede ser explicada por las diferencias en edad y posición de las hojas de un mismo estrato. Por esta razón, cuando se va a estimar A_{pl} a partir de hojas individuales, es recomendable escoger una hoja representativa por edad y posición en el estrato correspondiente al IAF acumulado.

De acuerdo con los resultados se puede establecer que el modelo que describe el comportamiento fotosintético de la planta de café desarrollado por Quiroga *et al.* (1999), a partir del modelo de Goudriaan (1986), estima la fotosíntesis de la planta completa con un alto nivel de ajuste a los valores reales, aún cuando se asume un comportamiento de A_{pl} bimodal. Esto justifica que el modelo adaptado forme parte de una subrutina del modelo general del crecimiento y productividad del cultivo ya que la producción inicial de asimilados fotosintéticos es la base de los procesos de acumulación y distribución de la materia seca (Long y Hallgren 1987). Así mismo el trabajo contribuye con los cálculos del potencial de captura de CO_2 por el cultivo del cafeto en Colombia y, a través del sistema de intercambio gaseoso, a la futura validación de modelos de fotosíntesis que calculen la captura de CO_2 por especies forestales y otras de interés para la zona cafetera colombiana.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. Especialmente al Centro Nacional de Investigaciones de Café – Cenicafé y su equipo de trabajo en Fisiología vegetal. Al Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas” - COLCIENCIAS por la cofinanciación del proyecto 2251-07-002-93 que permitió la adquisición de los equipos con los que se desarrolló la presente investigación.

Bibliografía

- Acock, B. 1991. Modeling canopy photosynthetic response to carbon dioxide, light interception, temperature and leaf traits. *In:* Boote KJ and Loomis RS Eds. Modeling crop photosynthesis from biochemistry to canopy, pp 41-56. Madison: CCSA, (CSSA Special Publication N° 19)
- Allen, L.H.; Lemon, E.R. 1976. Carbon dioxide exchange and turbulence in a Costa Rican tropical rain forest. *In:* Monteith, J.L. Ed. Vegetation and the atmosphere. New York: Academic Press, p. 265-308.
- Amthor, J.S. 1994. Scaling CO_2 photosynthesis relationships from the leaf to the canopy. *Photosynthesis Research.* 39: 321-350.
- Anten, N.P.R. 1997. Modelling canopy photosynthesis using parameters determined from simple non destructive measurements. *Ecological Research.* 12: 77-88.
- Arcila P.J. 1987. Métodos prácticos para medición del área foliar del cafeto. Diseño de una reglilla para medición del área foliar en el campo. *In:* Centro Nacional de Investigaciones de Café - Cenicafé. Chinchiná, Colombia. Informe anual de labores Disciplina Fisiología Vegetal. 1986 - 1987.
- Boote, K.J.; Loomis, R.S. 1991. The prediction of canopy assimilation. *In:* Boote, K Loomis, R Eds. Modeling crop photosynthesis from biochemistry to canopy. Madison, Estados Unidos: CSSA, p. 109 -140. (CSSA Special Publication N° 19).
- Buwalda, J.G.; Meekings, J.S. 1992. Parameter estimation and validation of a canopy photosynthesis model for Kiwifruit vines. *Acta Horticulturae.* 313: 29-36.
- Centro Nacional de Investigaciones de Café – Cenicafé. 1999. Anuario Meteorológico Cafetero, 1998. Chinchiná (Colombia), 515 p.
- Collatz, G.T.; Ball, T.J.; Griuret, C.; Berry, J.A. 1991. Physiological environment regulation of stomatal conductance, photosynthesis and transpiration: A model including a laminar boundary layer. *Agricultural and Forest Meteorology.* 54: 107-136.
- Gómez, L. F.; Riaño, N. 2001. Diseño, construcción y evaluación de un sistema de intercambio gaseoso para plantas completas. Cenicafé, 2001. *In Press.*
- Goudriaan, J. 1982. Crop production and plant growth in optimal conditions. Potential production processes. *In:* Penning de V. F.W.T., Laar, H.V. Eds. Simulation of plant growth and crop production. Wageningen, Nederland. Centre for agricultural publishing and documentation, p 308.

- Goudriaan, J. 1986. A simple and fast numerical method for the computation of daily totals of crop photosynthesis. *Agricultural and Forest Meteorology*. 38: 249-254.
- Keulen, H. VAN.; Penning de V., F.W.T.; Drees, E.M. 1982. A summary model for crop growth. *In*: Penning de V., F.W.T., Laar, H.V. Eds. *Simulation of plant growth and crop production*. Wageningen, Nederland. Centre for agricultural publishing and documentation, p 87.
- Lakso, A.N. 1992. The simplified dry matter production model for apple: Estimation of canopy photosynthesis in discontinuous canopies. *Acta Horticulturae*. 313:45-52.
- Larcher, W. 1977. *Ecofisiología Vegetal*. (Lalucat, J. Trad.). Barcelona, España: Ediciones Omega, S.A. p. 23-152.
- Long, S.P.; Hallgren, J.E. 1987. Measurement of CO₂ assimilation by plants in the field and the laboratory. *In*: Coombs, J.; Hall, D.O.; Long, S.P.; Scurlock, J.M.O. Eds. *Techniques in Bioproductivity and Photosynthesis*. 2nd edition. Pergamon Press. p. 62-94.
- López, J.C.; Riaño, N.; López, Y. 1999. Comportamiento fotosintético diario de la hoja del cafeto *Coffea arabica* L. cv. Colombia. Chinchiná (Colombia): Cenicafé. 12 p.
- Nutman, F.J. 1937. Bearing of recent physiological research on the shade problem of arabica coffee cultivation. *East African Agricultural and Forestry Journal*. 2: 366-370.
- Phene, C.J.; Baker, D.N.; Lambert, J.E.; Parsons, J.E.; Mckinion, J.M. 1978. SPAR. A Soil - Plant - Atmosphere Research System. *Transactions of the ASAE*. 21: 924-930.
- Quiroga, F.; Orozco, L.; Arcila, J.; Riaño, N.; Jaramillo, A.; Montoya, E. 1999. Simulación matemática de la producción potencial del cultivo del café. *In*: Jornada Nacional en Biomatemática, 2. Armenia (Colombia), Mayo 3-15.
- Reynolds, J. F.; Chen, J.L; Harley, P.C.; Hilbert, D.W.; Dougherty, R.L.; Tenhunen, J.D. 1992. Modeling the effects of elevated CO₂ on plants: Extrapolating leaf response to a canopy. *Agricultural and Forest Meteorology*. 61: 69-94.
- Reifnyder, W.E.; Questa, N.M. 1994. The free-air carbon dioxide enrichment (FACE) cotton project: A new field approach to assess the biological consequences of global change. *Agricultural and Forest Meteorology*. 70: 1-34.
- Riaño, N. 1991. Productividad del cafeto. Variabilidad genotípica de la actividad fotosintética. *In*: Centro Nacional de Investigaciones de Café – Cenicafé. Chinchiná (Colombia). Informe anual de labores Disciplina Fisiología Vegetal. 1990-1991. p. 55-58.
- Riaño, N.; Arcila, J.; Jaramillo, A.; Chaves, B. 2000. Acumulación de materia seca y extracción de nutrimentos por *Coffea arabica* L. cv. Colombia en tres localidades de la zona cafetera colombiana. *In*: Simposio de los suelos de la zona cafetera colombiana – hacia el siglo XXI. (Julio 24-28, Chinchiná, Colombia). Memorias del Simposio.
- Ritchie, J.T. 1995. Agricultural systems applications through an international consortium ICASA. *Agricultural Systems*. 49: 329-335.
- Spitters, C.J.T. 1986. Separating the diffuse and direct component of global radiation and its implications for modeling canopy photosynthesis. Part II: Calculation of canopy photosynthesis. *Agricultural and Forest Meteorology*. 38: 231-242.
- Wit, C.T. de. 1965. *Photosynthesis of leaf canopies*. Wageningen, Nederland. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. 57 p.
- Wit, C.T. de. 1978. *Simulation of assimilation, respiration and transpiration of crops*. Wageningen, Nederland. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. 141 p.

Valoración Económica de la Fijación de Carbono en Plantaciones Tropicales de *Pinus patula*

Víctor Hugo Gutiérrez Vélez y Gabriel Jaime Lopera Arango

Universidad Nacional de Colombia

e - mail: gajalopera@mixmail.com

victorhugo@colforest.com.co; victorex12@hotmail.com

Resumen

Dentro de los instrumentos de flexibilidad contemplados en el Protocolo de Kyoto, los *mecanismos de desarrollo limpio* permiten, a aquellos países con compromisos de reducción de emisiones, invertir en proyectos de reducción en países en desarrollo. Las plantaciones forestales, por su capacidad de fijar C, representan una interesante alternativa para desarrollar proyectos de este estilo, sin embargo, una de las incertidumbres frente a este tipo de proyectos, son los precios para un posible mercado de fijación de C. En este trabajo se aplica un método de valoración que no depende de supuestos en los precios internacionales de fijación de C.

Se simularon 35 estrategias de manejo en plantaciones de *Pinus patula*, las cuales se evaluaron de acuerdo al *valor presente neto* de la actividad maderera (VPN) y al *descuento del flujo de C* (VPN_C), el primero calculado con la fórmula de Faustmann para ciclos sucesivos y el segundo a partir de la fijación neta de C, como la diferencia entre el C fijado y emitido cada año, ambas descontadas para tasas reales de descuento (TRD) del 2, 4, 6, 8 y 12%. Para obtener el *costo de oportunidad*, se graficó la *frontera de posibilidades* conectando los puntos extremos de la nube de datos entre VPN_C y VPN. El *costo de oportunidad*, se calculó como la disminución en VPN dividida por el incremento en VPN_C .

Las estrategias correspondientes a la línea base (escenario sin proyecto donde se maximiza VPN), para todas las TRD tuvieron en común una entresaca del 60% del área basal a los 12 años (exceptuando una del 30% para TRD del 2%), con un turno a los 18 años; la que maximizó el VPN_C , fue sin entresaca con turno a los 30 años. Los precios de la tonelada de C fijada variaron entre 4,6 - 50,4 US\$, dependiendo de la TRD y de la cantidad de C adicionado al obtenido en el negocio tradicional de la madera.

Palabras clave: fijación de carbono, cambio climático, *Pinus patula*, valoración económica, valor presente neto, VPN, VPN_C , plantaciones tropicales, Protocolo de Kyoto.

Introducción

En 1997 fue elaborado el Protocolo de Kyoto (PK) en el que la mayoría de países industrializados y algunos de Europa central se comprometieron a reducir sus emisiones de los principales gases de efecto invernadero (GEI), en un 5% con respecto a las emisiones de 1990, para el primer periodo de cumplimiento entre el 2008 - 2012. El PK establece diferentes instrumentos de flexibilidad; uno de ellos, los *mecanismos de desarrollo limpio* (MDL), permite a aquellos países la inversión en proyectos de reducción de GEI en países en desarrollo, (sin compromisos de reducción de emisiones), promoviendo además en éstos un desarrollo sostenible.

Las plantaciones forestales, por su capacidad de fijar de C en los tejidos vegetales y otros componentes como el suelo, se convierten en una interesante alternativa para desarrollar proyectos de reforestación bajo la forma de los MDL.

Una de las mayores incertidumbres frente a este tipo de proyectos forestales es la valoración de este beneficio ambiental, pues hasta el momento no existe un mercado consolidado que determine los precios de la fijación de C, ni unas reglas claras frente a los métodos y formas de valorar este beneficio ambiental de los bosques. Debido a lo anterior, en este trabajo se aplica un método de valoración basado en el costo de

oportunidad de las plantaciones estudiadas, el cual no depende de supuestos en los precios internacionales de fijación de C.

Metodología

Diseño de estudio

El muestreo se realizó en el departamento de Antioquia (Colombia); se establecieron 44 parcelas de 250 m² en plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años para el sitio promedio (21 m/20 años). En cada una de ellas se midió el diámetro normal (*dn* a 1,3 m del suelo) a todos los árboles, se calculó el área basal por hectárea (*G*) y a partir de ésta, el diámetro del árbol de *G* promedia (*dq*). En cada parcela se apeó un árbol con *dn* aproximadamente igual al *dq* y que presentó características morfológicas representativas del lugar. La biomasa seca y el C, en cada parcela, fueron cuantificados así: en los árboles de la especie plantada se evaluó cada componente del árbol apeado (madera, corteza, ramas, acículas y conos), las raíces fueron calculadas a partir de reportes de literatura (Flint & Richards, 1994); para cosechar la *hojarasca fina* (*HF*) se establecieron tres (3) subparcelas, empleando cuadrantes de 50 x 50 cm (Delaney *et al.*, 1997); para cuantificar la *necromasa o madera muerta* (*MM*) se midió el *dn* a los árboles muertos en pie y se pesaron los detritos de madera del piso del bosque en toda el área de la parcela; además, se midieron aquellos individuos de otras especies diferentes de *Pp* con *dn* ³ 2,5 cm, en un área de 100 m² y para el muestreo de *suelos* se hicieron tres calicatas de 50 cm de profundidad, colectándose muestras entre 0-25 cm y 25-50 cm, tanto para hacer análisis de C como para determinar la densidad aparente.

Simulación de diferentes estrategias de manejo

Con el objetivo de analizar el impacto de diferentes estrategias de manejo sobre la producción de madera y el flujo de C en plantaciones de *Pinus patula*, se simularon 35 estrategias de manejo diferentes, distribuidas de la siguiente forma: 7 escenarios sin entresaca para diferentes turnos y 28 con entresaca, combinando tres variables de decisión (edad e intensidad de entresaca y edad del turno). Cada simulación suministró datos del C fijado, extraído (tanto en la entresaca como en el turno) y remanente (en el caso de la entresaca) por hectárea para todos los componentes del árbol y del bosque, así como C para tres categorías de uso final (pulpa, estación y aserrío).

Para realizar las diferentes simulaciones, se emplearon las ecuaciones de número de árboles por hectárea, área basal, rendimiento corriente y futuro en C para diferentes componentes del árbol (madera, corteza, ramas, acículas, conos y raíces) y del bosque (madera muerta, hojarasca fina y otras especies) y de volumen con y sin corteza, desarrolladas por Lopera & Gutiérrez (2000) para la especie en cuestión (ver también en estas memorias Lopera & Gutiérrez, 2001).

Criterios empleados para el análisis económico

El comportamiento de cada escenario de manejo simulado fue evaluado de acuerdo a dos criterios: retorno financiero y descuento del flujo de C.

Retorno financiero (VPN). Fue medido por medio del *valor presente neto* (VPN) de la producción de madera para un periodo de tiempo definido. Dentro de las simulaciones realizadas se presentan turnos diferentes para una misma edad e intensidad de entresaca, correspondiendo, según los postulados clásicos de la ingeniería económica, a alternativas con diferentes vidas útiles. Esto implicaría, en el caso que se empleara el VPN tradicional, la necesidad de realizar los cálculos para una frontera de tiempo u horizonte económico, equivalente al mínimo común múltiplo de todas las vidas útiles para una misma estrategia de entresaca (Tarquin & Blank, 1992; Valencia, 1988; Fabrycky & Thuesen, 1981). Para evitar estos inconvenientes, se acudió al cálculo del VPN según la fórmula de valor terminal del suelo propuesta por Faustmann (1849; citado por Clutter *et al.*, 1983 y González *et al.*, 1994) para ciclos sucesivos, calculada como:

$$VPN = \frac{\sum_0^{TF} (I_t - E_t) * (1+i)^{TF-t}}{(1+i)^{TF} - 1}$$

Donde:

I_t: ingresos por venta de madera en el año *t* (\$¹/ha).

E_t: egresos en el año *t* por establecimiento, manejo y administración (\$/ha).

TF: turno forestal.

i: tasa real de descuento (TRD).

1) La tasa de cambio utilizada fue 1 US\$ = 2250 \$ (pesos colombianos).

La estructura de costos (egresos y precios de la madera) para el cálculo del VPN fue suministrada por Industrias Forestales Doña María y Cipreses de Colombia y está basada en el paquete tecnológico para la especie que tienen establecido dichas empresas y en los precios a los cuales comercializa la madera de la especie en Colombia.

Para este trabajo, se asumió que los costos de la actividad forestal y los precios de la madera se mantienen constantes, por lo que el VPN se calculó con la tasa real de descuento (TRD), tal como lo hacen Hoen & Solberg (1994) y Boscolo *et al.* (1997); si no se hiciera de esta manera, se producirían sesgos que invalidarían las conclusiones (González *et al.*, 1994). La TRD involucra la tasa de interés efectiva y la inflación. Con el fin de determinar la sensibilidad del VPN a la tasa de interés, éste se calculó para cinco TRD diferentes: 2, 4, 6, 8 y 12%.

Descuento del flujo de C (VPN_C).

Siguiendo a Hoen & Solberg (1994), la fijación neta de C fue medida como la diferencia entre el C almacenado (fijado) y emitido año tras año por unidad de área. El flujo neto de la acumulación de C en cada año, fue entonces descontado por la TRD para obtener el valor presente neto o *descuento del flujo de C* (VPN_C), el cual fue calculado como Hoen & Solberg (1994), Boscolo *et al.* (1997) y Lopera & Gutiérrez (2001). El análisis tuvo en cuenta variaciones del C almacenado en la biomasa aérea y raíces, considerando además el C en los componentes del árbol, del bosque y en los usos finales de la madera; no se tuvo en cuenta el C del suelo, ya que éste no presentó una tendencia de incremento con respecto a la edad de la plantación (Lopera & Gutiérrez, 2000).

Para efectos de comparación con el retorno financiero (VPN), se recurrió al cálculo del VPN_C para doce (12) ciclos en el flujo de C, cada uno definido como el tiempo transcurrido desde el inicio de una rotación (año cero de una plantación) y el momento en el que se ha descompuesto el 99% del C fijado durante dicha rotación. Esto debido a que en todos los casos, el inicio de una rotación y por lo tanto de un ciclo, ocurre antes de terminado el anterior, lo que imposibilita el cálculo del VPN_C mediante el empleo de la fórmula de Faustman. Este procedimiento garantiza un flujo tan lejano al presente que el efecto de ciclos adicionales en el valor del VPN_C es prácticamente cero (Lopera & Gutiérrez, 2001).

Frontera de posibilidades y costo de oportunidad

Cada uno de los ajustes o combinación de los resultados de VPN y VPN_C para las diferentes estrategias de manejo, representa una divergencia con respecto a la *línea base* (situación sin proyecto). La línea base fue definida como la alternativa de manejo que maximiza el VPN; esto se debe a que en el momento de establecer una plantación con fines de producción de madera, se busca un manejo que reditúe las mayores ganancias, es decir, la estrategia que produzca un mayor VPN. La *adicionalidad* (C adicional al que ocurría en la situación sin proyecto) se presentaría entonces, al cambiar a una estrategia de manejo que fije más C, lo cual en muchos casos representa una disminución en los ingresos por venta de madera. En otras palabras, las ganancias (en dinero) que se dejan de percibir en el negocio tradicional (venta de madera) por un aumento en la fijación de C (en toneladas).

El *costo de oportunidad* de fijar C por medio de la actividad forestal se definió como el valor mínimo al que se podría negociar la captura de C para percibir ingresos iguales a los obtenidos por la venta de madera. Para obtener este costo, se graficó la *frontera de posibilidades* de producción entre VPN (eje de ordenadas) y VPN_C (eje de abscisas), la cual surge de la combinación de los resultados para todas las estrategias de manejo que producen el Óptimo de *Pareto*, donde una de las variables o niveles de producción (VPN o VPN_C) no puede ser aumentada sin disminuir la otra. Asumiendo que todas las posibles combinaciones de VPN_C y VPN están contenidas en un conjunto de puntos convexo, la frontera de posibilidades fue dibujada conectando los puntos extremos de la nube de datos entre VPN_C y VPN (Hoen & Solberg, 1994). De esta gráfica fue posible obtener el *costo de oportunidad*, el cual se calculó como la disminución en VPN dividida por el incremento en VPN_C : $d(VPN)/d(VPN_C)$.

Resultados

Estrategias simuladas

La edad de entresaca se definió tomando como criterio el momento en el que se alcanzan las máximas tasas de producción de madera y de fijación de C; así, se proponen tres edades de entresaca, las cuales corresponden al punto de incremento medio anual máximo en volumen sin corteza (12 años), C en el bosque total sin incluir suelos (16 años) y C en *P. patula* (19 años) (Lopera & Gutiérrez, 2000, 2001). De esta manera se

analizó el comportamiento del VPN y VPN_C cuando se hace la entresaca, beneficiando por un lado la tasa de producción de madera con fines comerciales y por el otro la tasa de fijación de C en el bosque total y en la especie. Se escogieron también dos intensidades de entresaca diferentes, una del 30% y otra del 60% del área basal, las cuales han sido comúnmente utilizadas en los bosques estudiados. Así mismo, el rango de turnos elegido corresponde al utilizado generalmente en este tipo de plantaciones en Colombia (Lopera & Gutiérrez, 2001).

Frontera de posibilidades de producción

De acuerdo con las consideraciones presentadas en la metodología, la *línea base* para cada TRD fue definida como aquella estrategia que maximiza el VPN ($VPN_{máx}$). Cada punto en las Figuras 1a. - 5a., representa la combinación entre VPN y VPN_C para cada una de las 35 estrategias de manejo simuladas. Vale la pena anotar que, aunque el cálculo del VPN y VPN_C fue hecho también para un periodo de planeación de 100 años, los resultados obtenidos fueron prácticamente iguales a los hallados para ciclos indefinidos (a excepción de una TRD del 2%), por lo cual se decidió calcular estos criterios para rotaciones perpetuas.

Los valores máximos y mínimos del VPN en los que se mueve la frontera de posibilidades, son menores al aumentar la TRD (Figuras 1a. - 5a.). Pueden incluso arrojar valores negativos en los dos últimos puntos que conforman la frontera, para una TRD del 8% (Figura 4a) y en todos los puntos con TRD del 12% (Figura 5a), indicando que para esta TRD, la actividad tradicional (con las estrategias simuladas) no sería rentable, por lo que el análisis se haría con base en la cantidad de dinero que se perdería de más por aumentar la fijación de C, en términos del VPN_C .

Costo de oportunidad de la fijación de C

A partir de la frontera de posibilidades fue graficado el costo de oportunidad (eje de las ordenadas en las Figuras 1b. - 5b.) de incrementar el almacenamiento de C, como la disminución en VPN causada por un aumento en el VPN_C . El VPN_C incrementado (VPN_{Cinc}), se definió como el aumento de VPN_C a partir de su valor correspondiente a la línea base, es decir, desde el punto donde ocurre $VPN_{máx}$. En el pie de la Tabla 1 se explican los códigos de las estrategias que componen el costo de oportunidad.

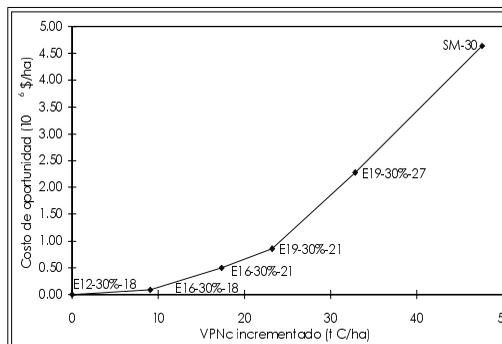
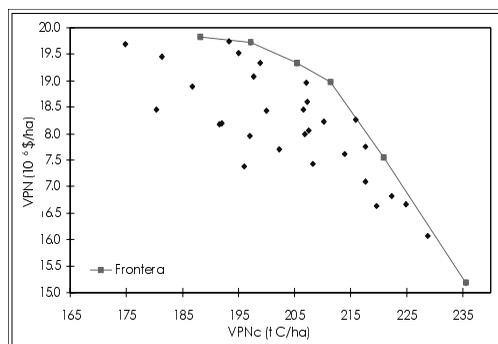


Figura 1. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 2%. b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 2%.

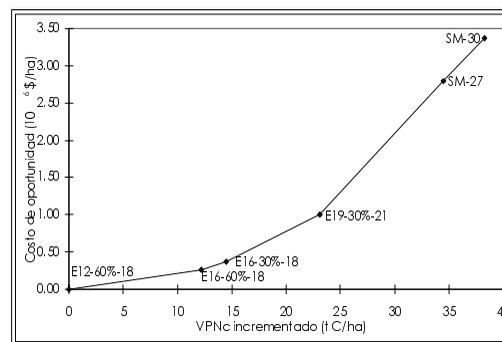
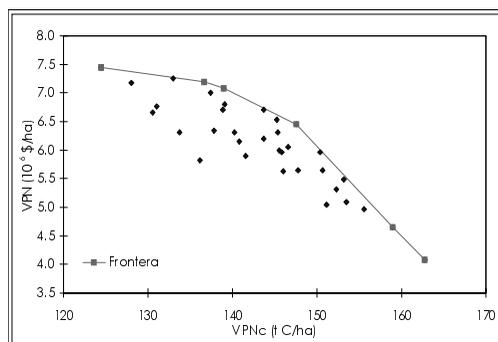


Figura 2. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 4%. b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 4%.

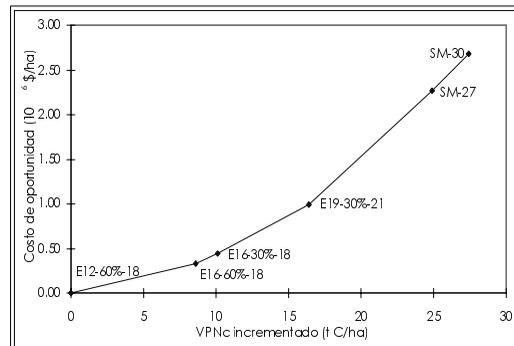
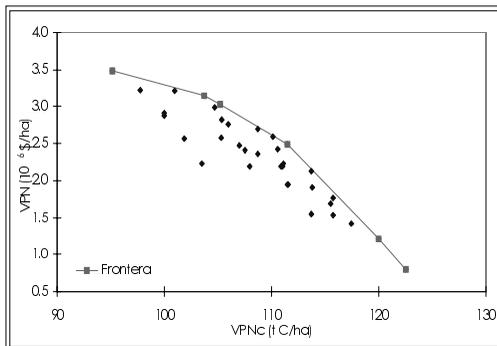


Figura 3. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 6%.
b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 6%.

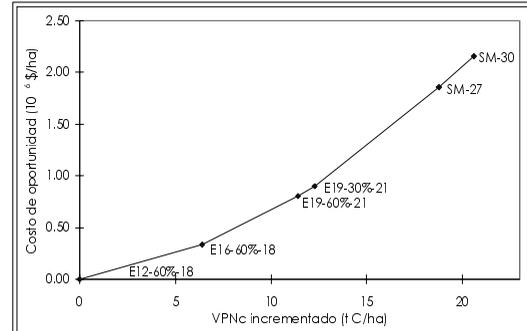
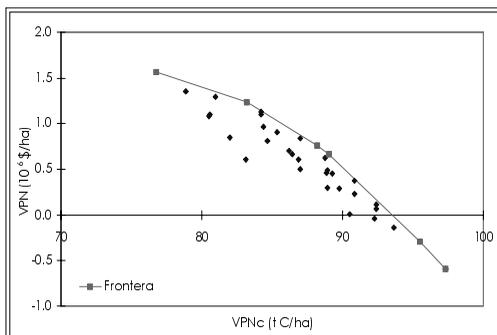


Figura 4. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 8%.
b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 8%.

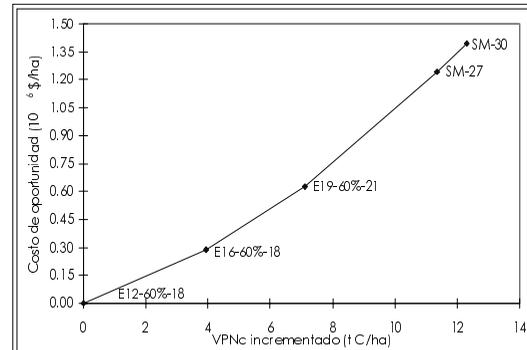
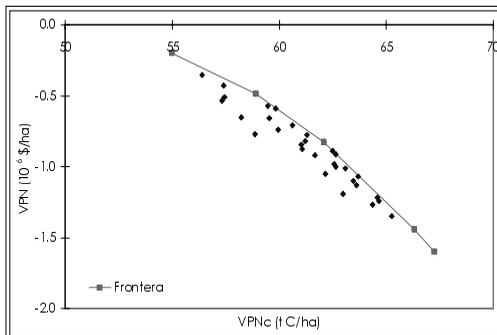


Figura 5. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 12%.
b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 12%.

Estrategias de manejo que componen la frontera de posibilidades y el costo de oportunidad

La gráfica de costo de oportunidad tiene su origen en el punto donde se maximiza el VPN ($VPN_{m\acute{a}x}$), el cual corresponde a su vez a la línea base. En este trabajo se definió el máximo potencial de incremento del VPN_C ($VPN_{Cm\acute{a}x}$) como el máximo VPN_C que se puede obtener

para cada TRD en las respectivas figuras de costo de oportunidad, correspondiente al punto más a la derecha de la gráfica.

La gráfica de costo de oportunidad se compone de una serie de puntos intermedios, los cuales corresponden a estrategias de manejo alternativas además del origen y $VPN_{Cm\acute{a}x}$, con las cuales es posible incrementar la fijación de C a niveles que no

necesariamente tengan que ser los máximos. Debido a que buena parte del análisis económico se basa en el comportamiento de estas estrategias, fue necesario codificarlas de acuerdo al tipo de manejo, la edad y nivel de entresaca y la edad del turno.

Para hacer el análisis de las tendencias encontradas en el comportamiento del VPN y VPN_C , se hacen las siguientes consideraciones, las cuales se deducen de las respectivas formulas de VPN y VPN_C :

- Debido a que en las fórmulas, el tiempo se encuentra como exponente en el denominador, los flujos de caja y C que ocurren más cerca al presente, repercuten más en el valor final de la sumatoria, tendiendo a cero los flujos que ocurren en un futuro más lejano.
- La tasa de interés, al ser parte de la base del denominador, hace más sensible el VPN a los flujos más cercanos al presente a medida que ésta aumenta. Esta es la razón por la cual fue necesario realizar el análisis contemplando diferentes TRD.

A partir de las consideraciones anteriores, se describen y analizan las siguientes tendencias observadas en el comportamiento de las estrategias que componen el costo de oportunidad, las cuales se pueden observar tanto en las Figuras 1b. - 5b. como en la Tabla 1:

- Debido a que en el VPN ocurren primero los egresos que los ingresos, este se verá *beneficiado* cuando las ganancias son más altas y ocurren más cerca del presente. Puesto que la línea base corresponde a la estrategia que maximiza el VPN, esta debe reflejar un comportamiento que beneficie la actividad tradicional maderera. Por esta razón, las estrategias que componen la línea base, excepto para una TRD del 2%, tienen en común una entresaca del 60% a los 12 años con un turno a los 18 años (E12-60%-18), la cual representa un ingreso más alto (en comparación con una entresaca del 30% en la que se extrae menos madera), en el momento más próximo al presente de las edades de entresaca consideradas, compensando así los altos gastos que ocurren en los primeros años. Para una TRD del 2% en cambio, la entresaca es del 30%, lo que denota que debido al interés más bajo, es más rentable recibir ingresos más bajos en el momento de la entresaca y dejar mayor número de individuos remanentes creciendo, para obtener mayores ingresos en el momento de la cosecha. Cabe resaltar que la edad de entresaca (12 años) en las estrategias con las que se obtienen los VPN_{max} para todas las TRD es la tenida en cuenta actualmente, por las

empresas propietarias de los bosques en los que se desarrolla la investigación, para el manejo de sus plantaciones y además, coincide con aquella donde se presenta el máximo incremento anual en volumen sin corteza.

- Contrario al VPN, en el VPN_C los ingresos (fijación de C en tejidos) ocurren primero que los egresos (emisiones debidas a la descomposición). Por ello, el VPN_C está influenciado positivamente por aquellas estrategias en las que las emisiones se realicen en menor cantidad y más lejos en el tiempo; esto puede explicar por qué las estrategias que corresponden a VPN_{Cmax} en todas las TRD, equivalen a aquellas sin entresaca a los 30 años (SM-30), siendo éste el turno más lejano del presente sin extracciones intermedias.

- Si se concibe la frontera de posibilidades, y por tanto el costo de oportunidad, como un gradiente en el que las primeras estrategias presentan un comportamiento que beneficia el VPN y a medida que se avanza en la curva tenderán a privilegiar el VPN_C , se puede explicar por qué tanto la edad e intensidad de la entresaca como la edad de cosecha, aumentan a medida que se avanza en la curva, es decir, a medida que aumenta el VPN_{Cinc} .

Precios de la fijación de C

Para cada estrategia de manejo que compone el costo de oportunidad, el *precio del carbono fijado* en \$/ha, fue hallado a partir de la división entre costo de oportunidad y VPN_{Cinc} . En la Tabla 1 se muestran las estrategias en el mismo orden que ocurren en la gráfica, relacionándolas con su respectivo costo de oportunidad, VPN_{Cinc} y precio de C fijado.

De la Tabla 1 se pueden extraer las siguientes tendencias, basadas en los valores obtenidos en la estrategia de VPN_{Cmax} (SM-30) para facilitar las comparaciones:

- El costo de oportunidad y el VPN_{Cmax} tienden a disminuir a medida que aumenta la TRD, pasando el primero de $4,64 \times 10^6$ \$/ha para una TRD del 2% hasta $1,39 \times 10^6$ \$/ha para una del 12% y el segundo de 47,51 tC/ha a 12,29 tC/ha.
- Debido a lo anterior, los precios del C fijado tienden a aumentar a medida que lo hace la TRD.

Tabla 1. Costo de oportunidad, VPN_{Cinc} , y precio del C fijado (PCF), de las diferentes estrategias que componen la curva de costo de oportunidad, para varias TRD.

TRD	Estrategia ¹	Costo de oportunidad (10 ⁶ \$/ha)	VPN_{Cinc} (tC/ha)	Precio del C fijado (PCF) ² (US\$/tC)
2%	E12-30%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-30%-18	0,09	9,02	4,6
	E16-30%-21	0,50	17,34	12,7
	E19-30%-21	0,85	23,20	16,3
	E19-30%-27	2,27	32,81	30,8
	SM-30	4,64	47,51	43,4
4%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,26	12,16	9,5
	E16-30%-18	0,37	14,49	11,3
	E19-30%-21	1,01	23,09	19,4
	SM-27	2,79	34,51	35,9
	SM-30	3,37	38,28	39,1
6%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,32	8,58	16,8
	E16-30%-18	0,44	10,09	19,6
	E19-30%-21	0,99	16,38	26,7
	SM-27	2,27	24,87	40,6
	SM-30	2,68	27,39	43,5
8%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,33	6,41	22,9
	E19-60%-21	0,81	11,41	31,4
	E19-30%-21	0,90	12,29	32,5
	SM-27	1,86	18,78	44,0
	SM-30	2,16	20,58	46,6
12%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,29	3,94	32,4
	E19-60%-21	0,63	7,11	39,1
	SM-27	1,24	11,34	48,7
	SM-30	1,39	12,29	50,4

¹ Para las simulaciones sin manejo el nombre de cada estrategia se compone de: las primeras dos letras (SM) indican sin manejo y el número después del guión la edad del turno. En el caso de entresacas, los números acompañados de la letra E indican la edad de la entresaca, seguida del porcentaje de área basal extraído y de la edad del turno.

² Precios en dólares calculados con la tasa de cambio proyectada para diciembre del 2000 equivalente a 2250 \$/US\$. Fuente: revista Dinero (2000).

Discusión

Evaluación de los precios de la fijación de C

Uno de los principales problemas para valorar la fijación de C es la falta de un mercado establecido; esto

hace que en la actualidad exista gran variación en los estimativos del precio según el método de cuantificación (impuestos, costos del daño y del control de emisiones, estimaciones basadas en el potencial del comercio de C, etc.) y la naturaleza de los proyectos (conservación de

reservas, proyectos agroforestales, manejo de bosques, establecimiento de plantaciones, etc.). Es tal la variación de precios, que, por ejemplo para Estados Unidos el costo de almacenamiento de C es estimado en 5 US\$/t C por Winjum *et al.* (1993, citados por Ramírez *et al.*, 1997) mientras que Lewis *et al.* (1995) lo calculan en 364 US\$/t C. Esto hace que las comparaciones sean difíciles pues al parecer, la factibilidad de la realización de este tipo de proyectos, así como el precio al que se podría negociar, dependen de múltiples factores tales como la oferta y la demanda de fijación de C, los costos de transacción, la naturaleza del proyecto, la adicionalidad, entre otros.

A diferencia de los análisis hechos por programas sofisticados de valoración, en los cuales se requieren impuestos al C entre 100 - 300 US\$/t C para lograr las reducciones del Protocolo de Kyoto, los expertos financieros argumentan que el comercio de emisiones de C puede lograr los mismos resultados con promedios de 20 US\$/t C (Richards & Stokes, 1995).

Experiencias en décadas pasadas a través de programas internacionales de implementación conjunta, han mostrado que los países tropicales en desarrollo ofrecen algunas de las oportunidades de más bajo costo para compensar C, debido a los bajos costos de la tierra y mano de obra, a pesar de los altos costos de transacción y los riesgos, en relación con los países desarrollados (Totten, 1999). Los proyectos para compensar C en países tropicales ofrecen algunos de los más bajos costos de oportunidad; análisis económicos, así como resultados empíricos de los proyectos existentes indican que el rango de costos varía de < 1 US\$/t C para prevenir la deforestación a menos de 5 US\$/t C para el establecimiento de plantaciones en áreas degradadas (Brown, 1997 y Totten, 1999).

A pesar de todas estas variaciones, se hacen algunas consideraciones generales con valores reportados en diversos estudios (Tabla 2):

- Dado los altos impuestos gravados a las emisiones de CO₂ en países desarrollados (16 - 172 US\$/t C) resulta atractiva la inversión en proyectos de plantaciones forestales, pues según los reportes de otros estudios y los resultados de éste, la fijación de C tendría un menor precio.

- Los proyectos agroforestales y de conservación presentan un bajo valor de fijación (0,25 - 3,7 US\$/t C) el cual es estimado al dividir el costo o la inversión total del proyecto por el número de toneladas de C mitigadas, que a su vez son calculadas no solo como la cantidad de C que fijan los bosques, sino como las que se dejan de

emitir al conservar los bosques y prevenir su degradación antrópica, al cambiar a tecnologías de aprovechamiento y transformación más eficientes, al hacer educación para la conservación, entre otras. De esta forma, este tipo de proyectos, que en la mayoría de los casos son financiados bajo los mecanismos de desarrollo limpio o la implementación conjunta, buscan muchos otros fines a parte de la fijación de C, y son subsidiados en diferente medida por las partes involucradas. Es así como, muchos de ellos se establecen en reservas o parques naturales de un determinado gobierno, con una infraestructura ya establecida y con políticas bien estructuradas de uso del suelo, por lo que los costos no involucran la adquisición de tierras, ni costos de establecimiento y manejo de la masa arbórea.

- Los costos obtenidos en esta investigación, los cuales dependen de la TRD y del número de toneladas de C fijadas en cada una de ellas (Tabla 1) se encuentran dentro del rango de precios de almacenamiento de C en plantaciones de varias partes del mundo.

- En el caso de Costa Rica, también se encuentra gran variación en los precios a los cuales se ha negociado, que van desde 10 hasta 58,6 US\$/t C (Ramírez *et al.*, 1997); esto puede reafirmar el hecho de que dadas las condiciones actuales del comercio de C, es complicado predecir precios y definir las estrategias más viables para una eventual negociación.

Costos de reducción de las actividades implementadas conjuntamente (AIJ)

El programa de AIJ fue establecido en 1995 con el propósito de estimular el conocimiento sobre la protección contra el cambio climático y de incrementar la transferencia de tecnología de países desarrollados a aquellos en desarrollo, recolectando experiencia sobre las oportunidades y obstáculos para la implementación conjunta de políticas y medidas para evitar el cambio climático. Las AIJ se constituyen en las primeras estrategias reales de negociación, las cuales pueden debelar tendencias en el comportamiento de cada una de las actividades así como en la distribución de los proyectos.

En total se han desarrollado 143 proyectos dentro de los siete tipos de actividad que contempla el programa. Después de la captura de gases fugitivos (Cap. gas. fugit.), las actividades de *uso de la tierra, cambio en el uso de la tierra y silvicultura* (UTCUTS), dentro de las que

Tabla 2. Valores del precio de fijación de C para diferentes regiones del mundo y tipos de proyectos.

País o región	Valor (US\$/t C)	Observaciones	Fuente
GENERALES			
No especificado	36,7- 102,5	Costo de daño de liberación CO ₂	Carranza <i>et al.</i> (1996) ¹ , Fankhauser (1995) ¹
Dinamarca, Finlandia, Países Bajos, Noruega, Suecia, Italia	16 - 172	Impuestos al C	Muller (1996) ² , Totten (1999)
Países industrializados.	10- 20	Costos de control de emisiones en países industrializados	Ramírez <i>et al.</i> (1997)
Mercado EEUU	30 - 40	Estimaciones basadas en el potencial del comercio de C	World Bank (1999) ³
Mercados japoneses y europeos	70 - 80	Estimaciones basadas en el potencial del comercio de C	World Bank (1999) ³
En general	17- 20	Estimaciones basadas en el potencial del comercio de C	Manne & Richels (1994) ³
CONSERVACIÓN			
Paraguay	0,25	Compensación de 14,5 x 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 3,8 * 10 ⁶ , en 60000 ha a 35 años.	Moura-Costa & Stuart (1998)
Costa Rica: reserva de protección Braulio Carrillo	1,64	Secuestro de 7,6 x 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 12,5 * 10 ⁶ en 290000 ha	Totten (1999)
Belice: área de conservación Río Bravo	2,3 - 3,0	Mitigación y secuestro de 1,6 - 2,4 * 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 5,7 * 10 ⁶	Totten (1999), TNC ⁴ (1999a)
Bolivia: reserva natural Noel Kempff	0,63	Mitigación y secuestro de 15 * 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 9,5 * 10 ⁶	Totten (1999), TNC (1999b)
AGROFORESTALES			
Brasil: estado de Matto Grosso	1,3	Plantación de 10 * 10 ⁶ de árboles en 12000 ha con una inversión de US\$ 10,8 * 10 ⁶	Peugeot (s.f)
Rusia	3,7	Reducción de la erosión del suelo e incremento del C en la agricultura marginal	Totten (1999) Totten (1999)
México	10	Fijación de C, a través de programas agroforestales	

Tabla 2. (Continuación).

País o región	Valor (US\$/t C)	Observaciones	Fuente
ALMACENAMIENTO EN PLANTACIONES Y BOSQUES MANEJADOS			
Argentina	31		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Australia	5		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Brasil	10		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Canadá	11		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
México	4		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
EEUU	5		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Trópico	5		Cline (1992) ¹
Zona templadas y países desarrollados	20		Cline (1992) ¹
EEUU	364	Costo de almacenamiento a escala regional por medio del costo neto total anual	Lewis <i>et al.</i> (1995)
Malasia	7,6	Aumento del C fijado en bosques de naturales por utilizar métodos de cosecha de impacto reducido	Moura-Costa & Stuart (1998)
Noruega	79	Bosques boreales. VPNC02 TRD 2 y 3%	Hoen & Solberg (1994)
Malasia	3,3	Bosques tropicales de tierras bajas VPNC02 TRD 6% aumentando diámetro de corta	Boscolo <i>et al.</i> (1997)
Malasia	5	Bosques tropicales de tierras bajas VPNC02 TRD 6% Costo de impacto de aprovechamiento reducido	Boscolo <i>et al.</i> (1997)
CASOS Y NEGOCIADOS			
Costa Rica	36,6 - 58,6	Negociado en implementación conjunta (IC)	Ramírez <i>et al.</i> (1997)
Costa Rica	10	Venta de bonos a Noruega	Ramírez <i>et al.</i> (1997), Castro (1996) ²
Costa Rica	20	Venta de bonos a USA	Ramírez <i>et al.</i> (1997)

¹ Citados por Ramírez *et al.* (1997); ² Citados por Boscolo *et al.* (1997); ³ Citado por Totten (1999), ⁴ The Nature Conservancy (1999).

estarían incluidos los proyectos forestales, presentan los costos de reducción promedio más bajos (Figura 6). El precio mínimo obtenido por este estudio se encuentra considerablemente por debajo del promedio reportado para las UTCUTS; a su vez, el precio máximo¹ está por debajo de otras actividades tales como el uso de energías renovables (Renov.) y la sustitución de combustibles fósiles (Sust. Comb.), mostrando esto lo atractivo de la inversión en este tipo de proyectos (Figura 6).

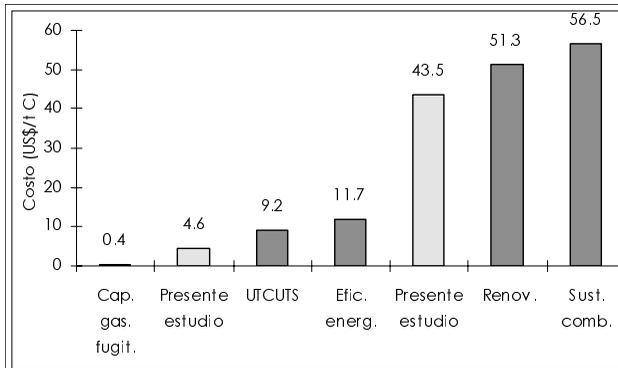


Figura 6 Costo de reducción promedio por tipo de actividad (Modificado de Schwarze, 2000).

Conclusiones

El método de valoración presenta la ventaja de no depender de un supuesto en los precios internacionales de la fijación de C, los cuales generan aun gran incertidumbre, pues el mercado no se ha consolidado; su desventaja radica en la alta sensibilidad de los precios a las tasas de interés (TRD). Por ello se analizaron las tendencias para varias TRD, dando elementos para evaluar las posibilidades de realizar este tipo de negociaciones.

Los precios de la tonelada de C fijada quedan supeditados a los siguientes factores:

- La TRD interna, la cual refleja en gran medida la situación económica del país. Sí ésta es más alta, por ejemplo del 12%, los costos de este servicio se incrementan pudiendo hacer menos atractiva la inversión
- Las condiciones del mercado tanto de la madera como de la fijación de C, pues si se establecen precios por debajo de los obtenidos para determinadas

² Para las comparaciones se excluyeron aquellos precios correspondientes a estrategias con VPN negativos en la frontera de posibilidades (dos últimas estrategias en TRD del 8% y todas para TRD del 12%), pues para estos casos, ninguna actividad sería factible debido a que arrojaría pérdidas.

condiciones económicas o TRD, sería más atractivo continuar con la actividad tradicional de producción de madera.

- Las nuevas decisiones que se tomen acerca del papel de los bosques en la mitigación del calentamiento global.

Las actividades UTCUTS implementadas conjuntamente, muestran las ventajas comparativas de los proyectos forestales frente a otros tipos de proyectos, en cuanto a la eficiencia en la reducción de GEI y en cuanto a los costos de reducción, que en el presente estudio mostraron ser medianamente competitivos con los proyectos UTCUTS implementados conjuntamente y altamente competitivos con otros tipos de proyectos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Cipreses de Colombia, Industrias Forestales Doña María, Empresas Públicas de Medellín y Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por financiar y apoyar en todo momento esta investigación. Así mismo, a los profesores Alvaro Lema, Huberto González, Sergio Orrego, Ignacio del Valle, por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Bibliografía

- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. & PANAYOTOU, T. 1997. Simulating options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics*. Cambridge University Press. 22-29 pp.
- BROWN, S. 1997. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. Ankara, Turquía: Congreso Forestal Mundial. 107-121 pp.
- CLUTTER, J.; FORSTON, J.; PENAAR, L.; BRISTER, G. & BAILEY, R. 1983. Timber management: a quantitative approach. New York: John Wiley & Sons. 333 p.
- DELANEY, M., BROWN, S.; LUGO, E.; TORRES-LEZAMA, A. & BELLO-QUINTERO, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13: 697-708.
- DINERO. 2000. Indicadores. (111): 108-110.
- FABRYCKY, W.J. & THUESEN, G.T. 1981. Decisiones económicas: análisis y proyectos. Colombia: Prentice Hall. 429 p.

- FLINT, E.P. & RICHARDS, J.F. 1994. Trends in carbon content of vegetation in south and southeast Asia associated with changes in land use. Cap. 6: 201-299 pp. En: DALE, V.H. (Ed.). Effects of land-use changes on atmospheric concentrations. South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer - Verlag.
- GONZÁLEZ, H.; PIEDRAHITA, E. & VÉLEZ, N. 1994. Fundamentos técnicos y financieros para el manejo de plantaciones forestales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 224 p.
- HOEN, H. & SOLBERG, B. 1994. Potencial and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40(3): 429-451.
- LEWIS, D.; TURNER, D. & WINJUM, J. 1995. An inventory-based procedure to estimate economic costs of forest management on a regional scale to conserve and sequester atmospheric carbon. *Ecological Economics* 16: 35-49.
- LOPERA, G.J. & GUTIÉRREZ, V.H. 2001. Flujo de carbono y respuesta a diferentes estrategias de manejo en plantaciones tropicales de *Pinus patula*. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile. 18-20 de octubre de 2001.
- LOPERA, G.J. & GUTIERREZ, V.H. 2000. Viabilidad técnica y económica de la utilización de plantaciones de *Pinus patula* como sumideros de CO₂. Tesis de grado ingeniería forestal, Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 184 p (www.colforest.com.co/co2).
- MOURA-COSTA, P. & STUART, M. 1998. Forestry - based greenhouse gas mitigation: a short story of market evolution. *Commonwealth Forestry Review* 77(3): 191-202.
- PEUGEOT. Sin fecha. www.psa-peugeot-citroen.com/presse/en_98010.html.
- RAMÍREZ, Ó.; GÓMEZ, M. & SHULTZ, S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from the ecological economics perspective. Beijer Research Seminar. Costa Rica. 28 p.
- RICHARDS, K.R. & STOKES, C. 1995. National, regional and global carbon sequestration cost studies: a review and critique. USA: Pacific Northwest Laboratories.
- SCHWARZE, R. 2000. Activities implemented jointly: another look at the facts. *Ecological Economics* 32: 255-267.
- TARQUIN, A.J. & BLANK, L.T. 1992. Ingeniería económica. México: Mcgraw Hill. 558 p.
- THE NATURE CONSERVANCY (TNC). 1999a. El secuestro de carbono en los bosques de Belice. www.tnc.org.
- THE NATURE CONSERVANCY (TNC). 1999b. Noel Kempff proyecto de acción climática. www.tnc.org.
- TOTTEN, M. 1999. Getting it right: Emerging markets for storing carbon in forests. Washington: Forest trends, World resources institute. 45 p.
- VALENCIA, E. 1988. Decisiones económicas en la ingeniería: Ingeniería económica. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 474 p.

Metodología para la Cuantificación de Existencias y Flujo de Carbono en Plantaciones Forestales

Víctor Hugo Gutiérrez Vélez y Gabriel Jaime Lopera Arango

Universidad Nacional de Colombia

e-mail: gajalopera@mixmail.com

victorhugo@colforest.com.co; victorex12@hotmail.com

Resumen

Para realizar proyectos forestales de captura de CO₂, es necesario desarrollar metodologías que permitan, por una parte, medir y cuantificar de manera confiable y a bajo costo, el C almacenado en dichas coberturas, y por la otra, predecir el comportamiento del C en cualquier momento durante el crecimiento de la plantación.

En esta investigación se establecieron 44 parcelas en plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años para el sitio promedio. En cada una se apeó un árbol con *dn* aproximadamente igual al *dq* y morfológicamente representativo del lugar. En todas las parcelas se evaluó el C en: componentes de los árboles de la especie plantada (madera, corteza, ramas, acículas y conos), las raíces fueron calculadas de otros estudios, hojarasca fina, necromasa, otras especies diferentes de *P. patula* creciendo dentro de la plantación y suelos. El C total de *P. patula* en plantaciones sin entresaca fluctuó entre 48,6 y 287,1 t C/ha y en aquellas con entresaca entre 76,3 y 223,3 t C/ha. El C en la madera representó el 56,3% y 54,2% del total en plantaciones sin y con entresaca respectivamente. El C promedio en el suelo hasta 50 cm fue de 213,18 t C/ha, con un 65,4% localizado en los primeros 25 cm. El C total en la plantación (CT) incluyendo todos los componentes y los suelos, osciló entre 234,4 y 543,6 t C/ha para rodales sin entresaca y entre 196,9 y 483,6 t C/ha para los manejados, con un 58,9% y 53,4%, respectivamente, representado en los suelos. El C en *P. patula* fue el segundo componente con mayor porcentaje del CT, con un 34,5% para plantaciones sin entresaca y 39,53% con entresaca. Los resultados obtenidos concuerdan con la mayoría de estudios revisados, validando así la metodología empleada.

Palabras clave: fijación de carbono, cambio climático, *Pinus patula*, biomasa, hojarasca fina, necromasa, plantaciones tropicales, Protocolo de Kyoto.

Introducción

Actualmente existe gran preocupación en el ámbito mundial por el aumento acelerado de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, considerados los causantes del cambio climático. El GEI con mayor efecto proporcional en el calentamiento global es el dióxido de carbono (CO₂); responsable de más de la mitad de este fenómeno.

En torno a este problema, se ha generado en la última década una interesante corriente en términos de coordinación de acciones internacionales para mitigar el calentamiento global y así evitar las graves consecuencias que esto traería para la vida en la tierra. Uno de los mayores avances lo constituye el Protocolo de Kyoto (PK), en el que la mayoría de países industrializados se

comprometen a reducir, cuantificadamente, sus emisiones de GEI. El PK permite además a estos países, emplear diferentes instrumentos de flexibilidad para cumplir sus compromisos. Entre ellos se encuentran los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL), los cuales brindan la posibilidad de invertir en proyectos de reducción de GEI en países en desarrollo (sin compromisos de reducción), promoviendo además en éstos un desarrollo sostenible.

Entre los diferentes tipos de proyectos de reducción de CO₂, las plantaciones forestales constituyen una interesante alternativa, ya que pueden absorber grandes cantidades de este GEI desde la atmósfera, almacenando el C en los tejidos vegetales y en el suelo. Para realizar este tipo de proyectos, es necesario desarrollar metodologías que permitan, por una

parte, medir y cuantificar de manera confiable y a bajo costo, el C almacenado en dichas coberturas, y por la otra, predecir el comportamiento del C en cualquier momento durante el crecimiento de la plantación. A continuación se presenta una metodología desarrollada para estos propósitos, la cual integra y adecúa diferentes propuestas elaboradas en otros estudios, tanto en bosques naturales como plantados.

Metodología

Sitio de estudio

El estudio se realizó en los municipios de La Estrella, Heliconia y Medellín (departamento de Antioquia, Colombia), ubicados a 6° N de latitud, 75° de longitud y a una altura entre 1900 y 2300 msnm. La región se encuentra sobre la cordillera Central colombiana, con un relieve que varía de escarpado a muy escarpado y pendientes superiores al 45%. Los promedios de temperatura anual máxima y mínima son de 19 y 17 °C respectivamente, y la precipitación alcanza los 2000 mm/año. Las zonas de vida predominantes, según el sistema de clasificación de Holdridge (1978), son bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB). Los suelos de la zona son desarrollados a partir de rocas metamórficas, con depósitos de cenizas volcánicas en las partes altas de las vertientes y en áreas de menor pendiente (Cano, 1996; Galvis & Posada, 1996; Acevedo & Posada, 1994).

Tamaño de la muestra

Se establecieron 41 parcelas en plantaciones de *Pinus patula*, seleccionadas de tal manera que cubrieran un amplio rango de edades (6,47 - 29,61 años) y clases diamétricas, las cuales se distribuyeron en rodales no entresacados y con distintas intensidades de entresaca para el sitio promedio ($S = 21 \pm 2$ m/20 años ~ altura de los árboles dominantes a los 20 años). Además, se establecieron 3 parcelas en plantaciones de 0,42 años, con el objetivo de medir el C en los suelos y establecer posibles variaciones de este parámetro con la edad.

Establecimiento de parcelas y selección de los árboles a apear

Para evitar los problemas provenientes de parcelas no ubicadas al azar, dentro de cada clase de edad se sortearon distintos puntos en el rodal, corroborando siempre, por medio de ecuaciones de índice de sitio, en función de la altura de los árboles dominantes, que correspondieran al sitio promedio. En cada lugar se estableció una parcela circular semipermanente de 250

m² en la que se midió, con cinta métrica (precisión 1 mm), el diámetro normal (dn a 1,3 m del suelo) a todos los individuos. Con esta información se calculó el área basal por hectárea (G) y a partir de ésta, el diámetro del árbol de área basal promedia (dq). El árbol seleccionado para el apeo fue aquel con un dn aproximadamente igual al dq y que presentó características morfológicas (altura, ramificación, forma de copa) representativas de los árboles de la parcela.

Componentes muestreados del árbol

Una vez apeado el árbol, se separaron y pesaron en campo (con báscula de precisión 0,1 kg) los diferentes *componentes del árbol*: fuste, ramas principales y terminales, acículas y conos. Posteriormente, se midió la altura del fuste (H) y el diámetro con corteza en cada décimo de su altura. El fuste fue aserrado en diez trozas de igual longitud. Luego de pesar las trozas, a cada una se le cortó un disco (con espesor aproximado de 4 cm) en su extremo inferior, para la determinación del peso seco de la madera y la corteza. Para obtener el peso seco de los otros componentes se recolectaron muestras de aproximadamente 1 kg de cada uno de ellos y se empacaron en bolsas de plástico debidamente rotuladas, para ser secadas en laboratorio.

En este estudio no se hicieron mediciones en campo de la biomasa de raíces, la cual fue calculada como un 19% con respecto a la biomasa total (aérea más raíces), según reportes para plantaciones de *Pinus patula* en el sur y sudeste asiático (Flint & Richards, 1994).

Componentes muestreados del bosque

Los datos de inventarios forestales han sido frecuentemente utilizados en la estimación de la biomasa aérea de árboles vivos incluyendo hojas, ramas, flores / frutos, corteza y tronco (Brown *et al.*, 1989; Brown & Lugo, 1992). Sin embargo, muy pocos inventarios forestales (en bosque natural o plantación) en los trópicos incluyen datos de la estimación directa de la materia orgánica de otros *componentes del bosque* (Delaney *et al.*, 1997) como hojarasca fina, necromasa o madera muerta y suelos.

Para el pesaje en campo se utilizó una báscula con precisión de 0,1 kg. Además, a cada uno de estos componentes se le colectaron muestras de aproximadamente 1 kg para la determinación del peso seco tal como se hizo con los componentes del árbol.

Necromasa o madera muerta (MM). Incluyó la fracción fina ($\geq 2,5$ cm y < 10 cm de diámetro) y gruesa (≥ 10 cm de diámetro) del piso del bosque (madera caída)

y los árboles muertos en pie con $dn \geq 10$ cm. La *necromasa fina* (NF) y *gruesa* (NG), fue recolectada (y pesada) en parcelas circulares concéntricas de 100 y 250 m² respectivamente, cuyo centro fue el mismo de la parcela para la determinación del dq (Figura 1). La NG caída (≥ 10 cm de diámetro) se pesó separadamente según su grado de descomposición, clasificada en: sana, intermedia y podrida, debido esencialmente a las diferencias en el contenido de humedad (Delaney *et al.*, 1997). A los árboles muertos en pie se les midió dn y H , y su necromasa fue estimada usando la ecuación obtenida por Lopera & Gutiérrez (2000), para la determinación de la biomasa total de árboles vivos, descontando un 10% por pérdida de acículas y ramas, como lo sugieren Delaney *et al.* (1997) y Brown & Lugo (1982). La madera muerta (MM) se definió como la suma de la necromasa en el piso del bosque y la de los árboles muertos en pie.

Hojarasca fina (HF). Consistió de hojas, acículas, frutos / flores, corteza y ramitas menores de 2,5 cm de diámetro en el piso del bosque. Para su recolección y pesada en campo, se establecieron tres subparcelas en el límite de la parcela de necromasa fina, separadas por un ángulo de aproximadamente 120° con respecto al centro de ésta (Figura 1). Para tal fin, se empleó un cuadrante de 50 x 50 cm (0,25 m²), tal como el usado por Delaney *et al.* (1997). Este cuadrante fue ubicado

horizontalmente con respecto al terreno para corregir directamente el área por la pendiente.

Otras especies (OSp). Debido a que en algunos rodales se encontraron especies diferentes de *P. patula* creciendo dentro de la plantación, se decidió incluir este componente en las estimaciones de biomasa. Para tal fin, se midió dn a aquellos individuos diferentes de *P. patula* con $dn \geq 2,5$ cm, dentro de la parcela de NF, es decir, en un área de 100 m². La vegetación no leñosa y aquella con $dn < 2,5$ cm no fueron consideradas en este trabajo. La biomasa aérea de otras especies fue hallada utilizando la siguiente ecuación de árbol individual (*BOSp_i*) obtenida por Álvarez (1993), como una aproximación al carecer de otros modelos al respecto:

$$BOSp_i = -2,419 + 1,316 * \ln(dn^2)$$

Donde: *BOSp_i*: biomasa (en kg) de árbol individual de otras especies ($R^2 = 94\%$)
dn: diámetro normal en cm.

La biomasa de raíces de otras especies se calculó como una proporción del 18% de la biomasa total, obtenida a partir de datos hallados por Delaney *et al.* (1997) en Venezuela, en la misma zona de vida en la que se realizó este estudio (bh-M).

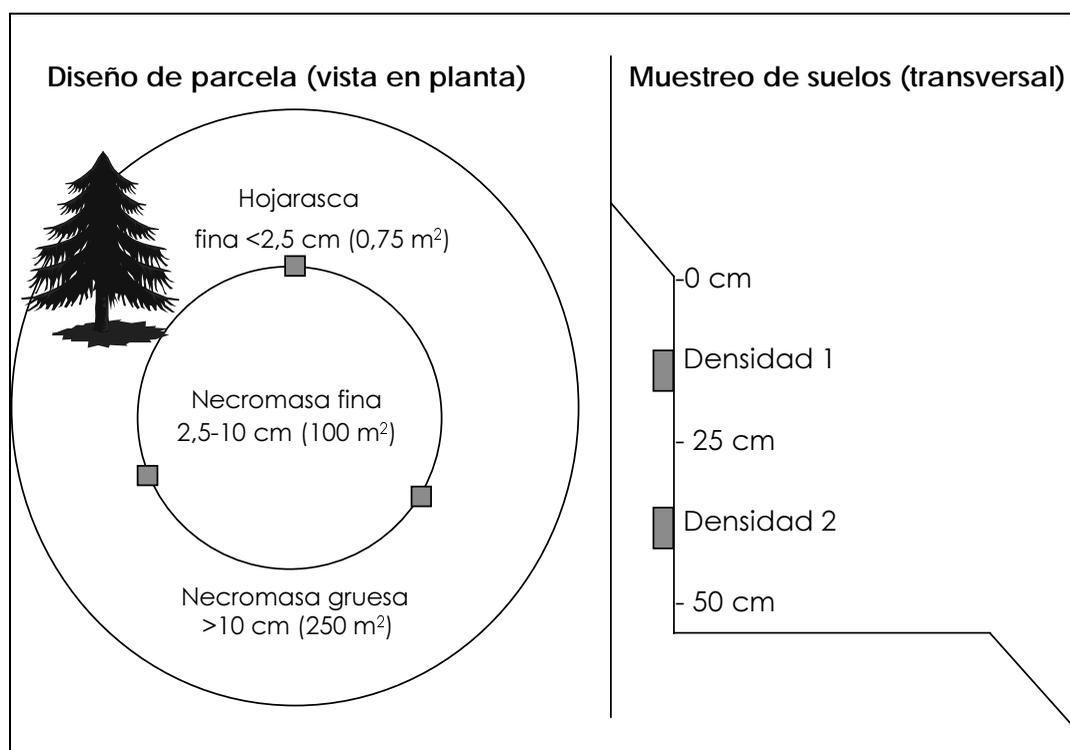


Figura 1. Diseño del muestreo.

Muestreo del C en el suelo. Se utilizó la metodología propuesta por Delaney *et al.* (1997), introduciendo una variación, pues ellos proponen la excavación de una calicata de 1 m x 1 m x 1 m, mientras que en esta investigación se penetró hasta una profundidad de 50 cm o hasta la roca madre cuando estuvo por encima de esta profundidad. En los tres sitios de cada parcela en los que se realizó el muestreo de HF, se hicieron tres hoyos, en los que se colectaron muestras de suelo para el análisis de C a dos profundidades: 0 a 25 cm y 25 a 50 cm. A su vez, en el punto medio de cada profundidad, es decir, a los 12,5 cm y 37,5 cm, se tomó una muestra de suelo (con un cilindro de 6 cm de diámetro) para determinación de la densidad aparente (d_a) (Figura 1). Al final, se obtuvieron (en cada parcela) dos muestras para análisis de C en el suelo resultantes de la homogeneización de las obtenidas en cada profundidad y seis (tres para cada profundidad) para determinación de d_a . El C total del suelo (CST en tC/ha) hasta una profundidad de 50 cm, fue calculado como (Bashkin & Binkley, 1998):

$$CTS = (CC_1 * d_{a1} * VCS_1) + (CC_2 * d_{a2} * VCS_2)$$

Donde:

CC: contenido de C (hallado directamente en laboratorio) expresado como una proporción del peso seco.

VCS: volumen de la capa de suelo en m³/ha (0,25 m * 10000 m²/ha = 2500 m³/ha)

1, 2: profundidad 1 (0 - 25 cm) y profundidad 2 (25 - 50 cm)

d_a : densidad aparente: relación entre peso seco al horno / volumen del cilindro

Trabajo de laboratorio

Simultáneamente con el trabajo de campo, se secaron en laboratorio, a temperatura de 103 ± 2 °C hasta obtener peso constante, cada una de las muestras obtenidas en campo. El peso verde y seco de las submuestras fue obtenido con báscula de precisión 0,01 g. Para la determinación del diámetro sin corteza, a cada rodaja colectada, se le midió el espesor de corteza en cuatro puntos y se tomaron muestras de corteza lignificada (CL) y corteza no lignificada (CNL) para la obtención del peso seco.

Para realizar el análisis de contenido de C (CC) de suelos y de cada uno de los componentes (proporción de C en la materia orgánica seca), se tamizaron en malla de 2 mm las muestras de suelo y de 0,5 mm los tejidos vegetales, luego se pulverizaron y homogeneizaron submuestras de cada uno de los componentes. El CC se determinó directamente (análisis de C elemental) por combustión en seco en un analizador CHN (LECO Corporation, St. Joseph, Michigan, USA). Todos los datos de biomasa y necromasa seca por hectárea, se convirtieron a C multiplicando por el CC de cada componente.

Resultados

Contenido de carbono (CC)

El CC promedio de los diferentes componentes del árbol y del bosque fue 51,22% (la desviación estándar fue tan solo 1,97), variando entre 49,01 - 56,61% para corteza no lignificada y lignificada, respectivamente. En la necromasa se evidenció una leve tendencia al decrecimiento del CC a medida que el grado de descomposición fue mayor (Tabla 1).

C en los componentes del árbol

En plantaciones sin entresaca, el C total de *P. patula* incluyendo raíces, fluctuó entre 48,6 (a los 6,5 años) y 287,1 t C/ha (a los 29,6 años), mientras que en aquellas entresacadas el rango osciló entre 76,3 (a los 14,3 años) y 223,3 t C/ha (a los 19,8 años). La madera fue el componente del árbol con mayor porcentaje de C del total, con un 56,32% y 54,20 en plantaciones sin y con entresaca respectivamente. El porcentaje de C de ramas y conos se vio incrementado por la entresaca, al pasar en el primer caso de 16,47% en plantaciones sin entresaca a 19,17% en aquellas entresacadas y en el segundo de 0,43% a 1,35%. La variación en el porcentaje de C en las raíces (18,6 - 18,7%) en relación con el asumido para la biomasa (19%), se debe al CC diferencial de cada componente (Figura 2).

C en los componentes del bosque

C en el suelo. El espesor promedio del horizonte A en las plantaciones muestreadas, fue de 24 cm. El C promedio total del suelo hasta una profundidad de 50 cm, fue de 213,18 t C/ha. En todas las parcelas el C en el suelo decreció con la profundidad, con un 65,38% localizado en los primeros 25 cm (Tabla 2).

1) Debido a que el C en los suelos decrece con la profundidad (Delaney *et al.*, 1997) y está concentrado en gran medida en el horizonte A, se hicieron algunas mediciones en campo, en las que se estableció que el espesor promedio de dicho horizonte en la zona era de 20-30 cm, por lo cual se decidió trabajar solo hasta una profundidad de 50 cm.

Tabla 1. Contenido de C de los componentes analizados como un porcentaje del peso seco.

Componente	Número de muestras analizadas	Contenido de C (%)
Componentes del árbol		
Madera (<i>Md</i>)	41	51,20
Corteza lignificada (<i>CrL</i>)	1	56,61
Corteza no lignificada (<i>CrNL</i>)	1	49,01
Ramas principales (<i>Rp</i>)	1	50,67
Ramas terminales (<i>Rt</i>)	1	51,10
Acículas (<i>A</i>)	1	51,01
Conos (<i>Cn</i>)	1	51,90
Promedio (desviación estándar)		51,64 (2,36)
Componentes del bosque		
Hojarasca fina (<i>HF</i>)	1	50,25
Necromasa fina (<i>NF</i>)	1	51,62
Necromasa gruesa intermedia (<i>NGI</i>)	1	50,24
Necromasa gruesa podrida (<i>NGP</i>)	1	49,78
Promedio (desviación estándar)		50,47 (0,80)
Promedio total de tejidos vegetales		
		51,22 (1,97)
Suelos		
C 0 - 25 cm	43	10,01
C 25 - 50 cm	43	5,32

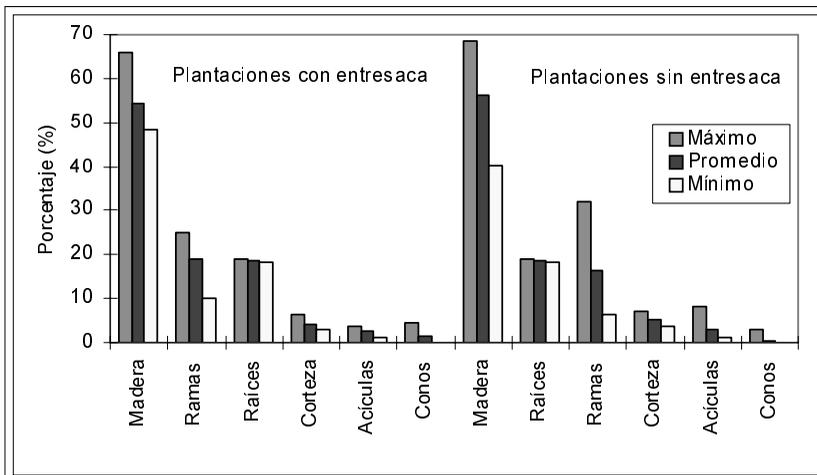


Figura 2. Porcentaje de C de cada componente del árbol con respecto al total (aérea más subterránea) en plantaciones con y sin entresaca.

Tabla 2. C en el suelo

Descripción	Promedio	Rango		Desviación estándar
		Máximo	Mínimo	
Horizonte A (cm)	24,1	38,5	1,0	7,50
C en 0 - 25 cm (t C/ha)	139,54	208,18	60,95	39,47
C en 25 - 50 cm (t C/ha)	73,64	150,13	32,85	23,44
CST (t C/ha)	213,18	320,23	93,80	57,92
%C profundidad 0 - 25 cm	65,38	75,10	46,85	5,36
%C profundidad 25 - 50 cm	34,62	53,15	24,90	5,36

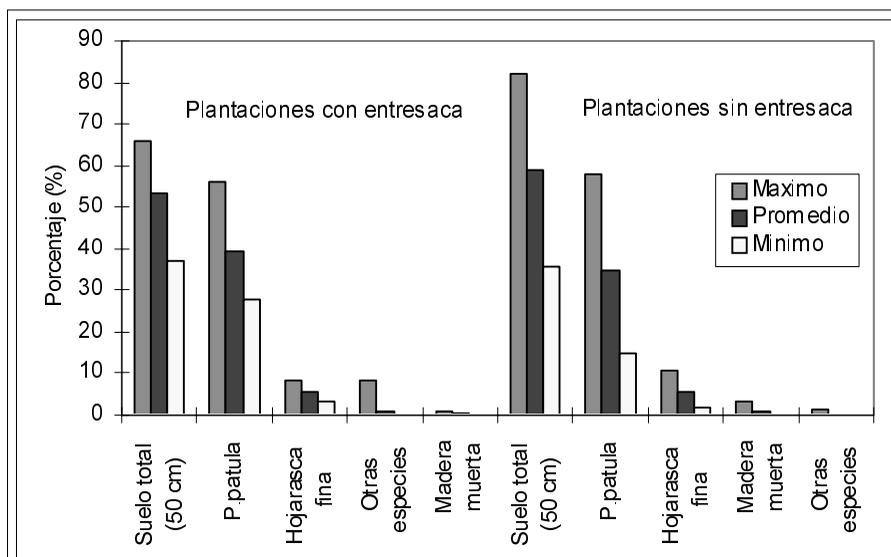


Figura 3. Porcentaje de C de los componentes del bosque con respecto al total (incluyendo suelos) en plantaciones con y sin entresaca.

C total y su distribución entre componentes del bosque. El C total en la plantación, incluyendo todos los componentes del bosque y los suelos, osciló entre 234,4 - 543,6 t C/ha para rodales no entresacados y entre 196,9 - 483,6 t C/ha para aquellos con entresaca. Más de la mitad del C total está almacenado en los suelos, con un 58,86 y 53,45% en promedio para plantaciones sin y con entresaca respectivamente. Sin embargo, estos porcentajes de C en el suelo con respecto al total, variaron considerablemente (35,69 - 82,12% sin entresaca y 37,02 - 66,02% con entresaca) de acuerdo con la edad de plantación (Figura 3), siendo superior al promedio en aquellas edades tempranas, donde la biomasa de los componentes del bosque, a pesar de que está fijando C, posee bajas cantidades de C almacenado.

El C almacenado en *P. patula*, incluyendo C en la biomasa aérea y raíces, fue el segundo componente con mayor porcentaje de C con respecto al total, con valores para plantaciones sin entresaca de 34,58% y con entresaca de 39,53% (Figura 3).

El porcentaje promedio de los otros componentes de la plantación (hojarasca fina, madera muerta y otras especies) fue inferior al 8% del total. En la hojarasca fina, el porcentaje promedio de C fue prácticamente igual en plantaciones entresacadas (5,73%) y no entresacadas (5,62%); sin embargo, al observar los rangos (Figura 3), en éste último escenario se obtuvo valores hasta de 10,48%, debido a la presencia de una mayor cantidad de árboles aportando acículas. Situación diferente ocurre con el porcentaje promedio de C de la madera muerta, el cual disminuye de 0,84% a 0,29% al hacer el manejo, a causa de la reducción de la mortalidad natural de árboles y ramas por disminución de la competencia.

El porcentaje de C en otras especies (*COSP*) aumenta 10 veces, al pasar de 0,1% para rodales no manejados a 1,0% para rodales manejados; aunque es un porcentaje muy bajo, vale la pena notar que para este último caso el rango oscila entre 0 - 8,45%, lo que puede indicar que de acuerdo con la intensidad de la entresaca se tendrán cantidades diferenciales de *COSP*, relacionados con la entrada de luz a la plantación (Fig 3).

Discusión

Contenido de carbono (CC)

El CC promedio de la biomasa de la madera obtenido en este estudio (51,20%) se encuentra en el punto medio del rango reportado por Barres (1993, citado por Ramírez *et al.*, 1997) para la madera de coníferas arbóreas (50 - 53%). Este valor, al igual que el promedio hallado para todos los componentes analizados (51,22%), está un poco por encima del usado ampliamente (50%) en este tipo de estudios para transformar la biomasa seca a C (Brown *et al.*, 1986; Goudriaan, 1992; Schroeder *et al.*, 1993; Hoen & Solberg, 1994; Boscolo *et al.*, 1997; Delaney *et al.*, 1997; Ramírez *et al.*, 1997; Ortiz, 1997). Esta poca diferencia, aunada a los altos costos de este tipo de análisis, ratifica la posibilidad de usar un porcentaje del 50% para otros estudios, asegurándose un grado de precisión aceptable.

C en los componentes del bosque

C en el suelo. Mientras la distribución vertical del C en el suelo obtenida, concuerda con los resultados de otros estudios, las cantidades, cuyo rango se encuentra

entre 93,8 - 320,2 t C/ha con un promedio de 213,2 t C/ha, difieren de la mayoría de reportes para **suelos tropicales**. Raich (1983) reporta 93,3 t C/ha, hasta una profundidad de 50 cm en un bosque premontano maduro en Costa Rica, mientras en bosques secundarios el valor fue de 86 t C/ha. En bosques de la amazonía brasileña que fueron talados para establecer potreros, Neill *et al.* (1997) hallaron hasta 30 cm entre 27,4 - 62,0 t C/ha. Para bosques húmedos tropicales en general, Batjes & Sombroek (1997) a partir del sistema de zonas de vida de Holdridge (1978) estiman 105 t C/ha hasta 1 m. Schlesinger (1977, citado por Golley, 1983) encontró en los suelos tropicales entre 37 - 205 t C/ha hasta 1 m (Figura 4).

De esta forma, el rango en el que varió el C en el suelo en este estudio fue más amplio y el promedio mayor, en comparación con todos estos resultados y con los hallados por Delaney *et al.* (1997) en **bosques naturales** para la misma zona de vida (bh-MB) en Venezuela. Dichos autores encontraron cantidades entre 186 - 319 t C/ha con un promedio de 253 t C/ha hasta 1 m de profundidad, con un 68,5% en los primeros 50 cm, es decir 127,4 - 218,5 t C/ha (173,3 t C/ha en promedio). Estas diferencias pueden estar influenciadas por el poco número de muestras y sitios analizadas (6) por ellos en comparación con los de este estudio (43) y por el tipo de cobertura que crece sobre los suelos estudiados (Figura 4).

Estas mayores cantidades de C en el suelo (hasta una profundidad de 50 cm) encontradas en el presente

estudio, justifican un mayor porcentaje promedio de este componente (58,86 y 53,45% para plantaciones sin y con entresaca respectivamente) con respecto al C total, en comparación con otros estudios en el trópico, especialmente con el reportado para bh-MB, en el cual el C en el suelo representó el 42% del C total (Delaney *et al.*, 1997) y con el estimado a partir del estudio de Schroeder & Winjum (1995) para los bosques de la amazonía brasileña, en los cuales los suelos poseen entre el 43 - 50% del C total.

C almacenado en la biomasa del árbol. Las cantidades de C en *P. patula*, para un sitio promedio (22,6 m/20 años, latitud de 4° 44' S), calculadas del estudio de Lundgren (1978)¹ en Tanzania: 153,1, 273,9 y 399,4 t C/ha para edades de 10, 20 y 30 años, son mayores a las encontradas en este trabajo 123,9, 225,8 y 287,1 t C/ha para las mismas edades, en plantaciones sin entresaca. Estas diferencias pueden deberse a que, dicho autor muestreó los árboles codominantes, con lo que pudo haber sobrestimado la biomasa y en consecuencia el C, pues tal como lo afirman Brown & Lugo (1992) y Delaney *et al.* (1997), la presencia de árboles con grandes diámetros puede tener una gran influencia sobre la biomasa aérea.

Contrariamente a las plantaciones de Tanzania, las de la India (Bhartari, 1986) poseen menores cantidades de C en *P. patula*, con 16,3 y 60,6 t C/ha, para 10 y 14 años

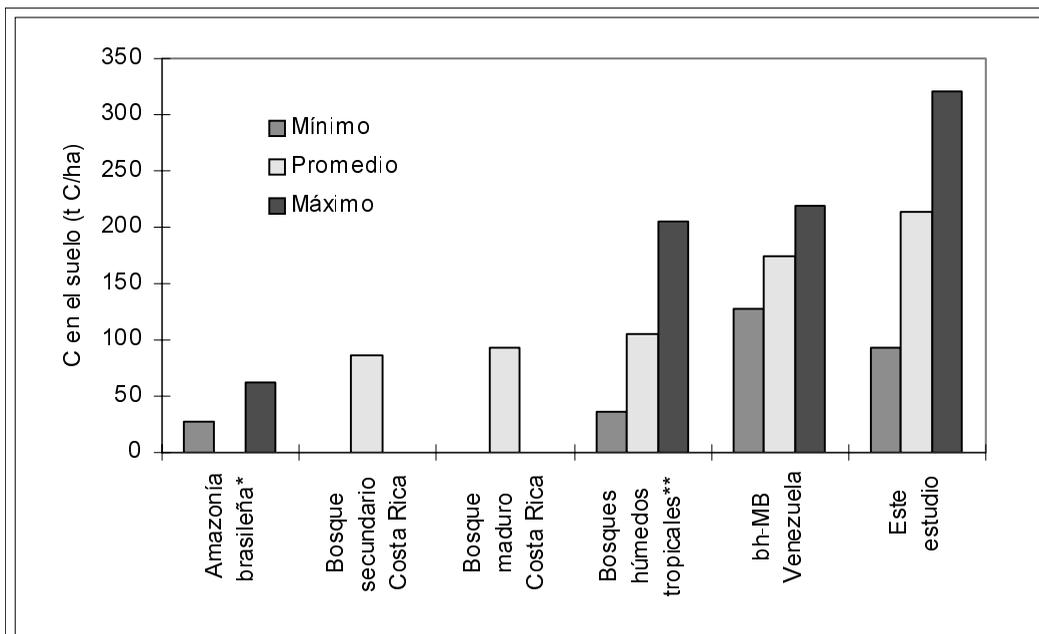


Figura 4. C en el suelo en diferentes estudios en los trópicos hasta 50 cm de profundidad (* hasta 30 cm y ** hasta 1 m de profundidad).

respectivamente, que las encontradas en la presente investigación, 124,9 y 137,1 t C/ha para las mismas edades. Aunque en dicho estudio no se reporta el índice de sitio en el que se trabajó, es probable que tales diferencias sean atribuibles a las menores tasas de crecimiento en regiones subtropicales.

Por otra parte, las cantidades de C en la biomasa aérea obtenidas en esta investigación (39,4 - 232,6 t C/ha) se encuentran dentro del rango de estudios de biomasa recopilado por Brown & Lugo (1982) para **bosques tropicales** (20 - 269 tC/ha), el cual recoge una gran variedad de trabajos tanto en bosques primarios y secundarios como en plantaciones.

El porcentaje promedio de C en la biomasa total *P. patula* con respecto al C total, 34,58 y 39,53% para plantaciones sin y con entresaca, resultó inferior al reportado para bh-MB en Venezuela, donde el C de la biomasa aérea más raíces, equivale en promedio al 47% del C total (Delaney *et al.*, 1997). Igualmente sucede con los datos encontrados por Schroeder & Winjum (1995) para bosques amazónicos, en los que el C almacenado en la biomasa (aérea y subterránea) representa entre el 43 - 50% del C total del bosque. Estas diferencias son atribuibles a la mayor cantidad de C encontrado en este estudio en los suelos.

C de otros componentes. De los datos encontrados por Lundgren (1978) para biomasa de hojarasca fina, fue posible calcular las cantidades de C en este componente en **plantaciones** de *P. patula*, los cuales variaron entre 2,2 y 22,7² t C/ha con edades de 5 y 25 años respectivamente; estos valores resultan inferiores a los aquí encontrados, 7,5 - 55,6 t C/ha para 7,5 y 29,6 años (Figura 5).

Los **bosques naturales** tropicales poseen cantidades de C en la hojarasca fina considerablemente menores que las plantaciones de coníferas (Figura 5), con valores que oscilan entre 2,6 - 3,8 t C/ha (Brown & Lugo, 1982) y 2,4 - 5,2 t C/ha (Delaney *et al.*, 1997), 18,5 tC/ha en bosques maduros y 0,7 en secundarios de Costa Rica (Raich, 1983). Estas diferencias están asociadas con tiempos de descomposición mayores de la hojarasca fina en plantaciones que en bosques naturales. Al respecto y partiendo de los datos de Lundgren (1978), se encontró que la tasa de descomposición (*k*) de la

hojarasca fina en *P. patula* es 0,40 con lo que se obtiene una edad de 11 años para descomponer el 99% (T_D) de la materia orgánica, mientras que para bosques tropicales los valores de *k* pueden ser mayores de 1 (Anderson & Swift, 1983) lo que implica tiempos de descomposición hasta de menos de 1 año. Aunque Landsberg & Gower (1997), citan valores de *k* que van desde 0,16 hasta 4,16 para estos bosques, UNESCO (1980) sostiene que estos tiempos varían entre 2,5 - 19 meses para la hojarasca en bosques tropicales y del Valle (2000) encontró en bosques pantanosos del Pacífico colombiano un T_D de 1,2 años.

Estas mayores cantidades de C en la hojarasca fina y menores tasas de descomposición en las plantaciones de este estudio, conducen a que el porcentaje de este componente con respecto al C total se triplique (5,62 y 5,73% para rodales sin y con entresaca) en comparación con el obtenido por Delaney *et al.* (1997) en bosques naturales, el cual oscila entre 0,5 - 1,7%. Un estimativo global hecho por Schroeder & Winjum (1995) a partir de varios estudios, sugiere que el C en este componente (incluyendo detritos de madera) en los bosques naturales de la amazonía brasileña, representa entre el 5 - 6% del C total, valor que resulta prácticamente igual al aquí hallado.

No se encontraron estudios en los que se reporte la biomasa o el C de otras especies creciendo dentro de plantaciones de *P. patula*, ni del C en la madera muerta tanto en pie como en el piso de la plantación. Sin embargo, el rango del porcentaje de C de este componente con respecto al total en plantaciones sin entresaca (0 - 3,15%) se traslapa con el reportado por Delaney *et al.* (1997) para el mismo componente (2,2 - 7,8% del CT) para bosques naturales en bh-MB. De igual forma, cuando los datos de C en la madera muerta son expresados en cantidad (< 1 - 11,5 t C/ha) se da un traslape con algunos rangos reportados por varios autores en bosques naturales tropicales (Figura 6), entre los que se tienen: 10,3 - 38,3 t C/ha en bh-MB (Delaney *et al.*, 1997), < 1 - 26,5 t C/ha en el Alto Río Negro entre Colombia y Venezuela (Saldarriaga, 1985) y 3,8 - 6,0 t C/ha en bosque húmedo montano achaparrado de Jamaica (Tanner, 1980). A pesar de que el C en la madera muerta en plantaciones de *P. patula* se encuentra cubierto por estos rangos, puede considerarse que es bajo, más aun en las plantaciones entresacadas, en las cuales el rango oscila entre 0,1 - 3,3t

² Los cálculos fueron hechos multiplicando la biomasa reportada por el autor por una proporción de 0,5120 correspondiente al CC de la madera hallado en el presente trabajo.

³ Se multiplicó la biomasa de hojarasca fina encontrada por el autor por 0,5025 correspondiente al CC de dicho componente hallado en este estudio.

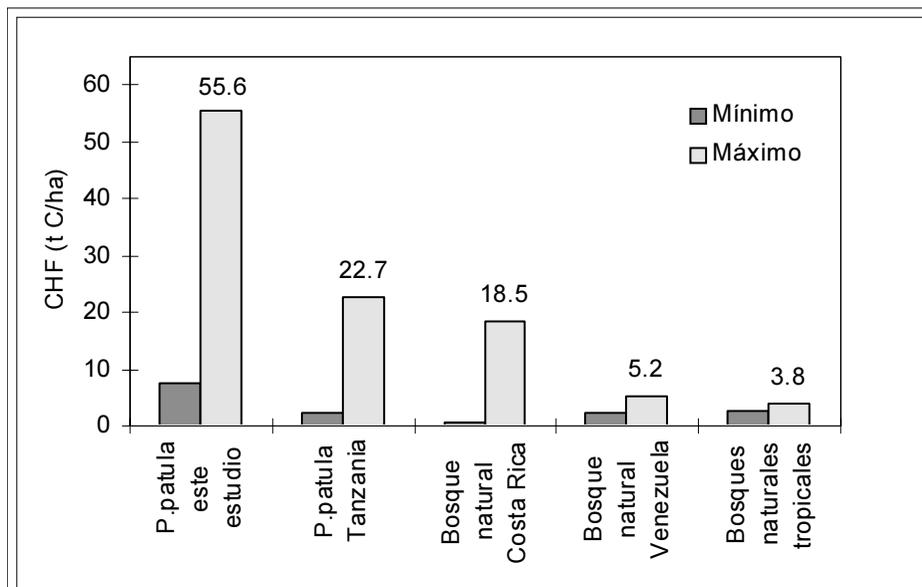


Figura 5. C en la hojarasca fina (CHF) para varios estudios.

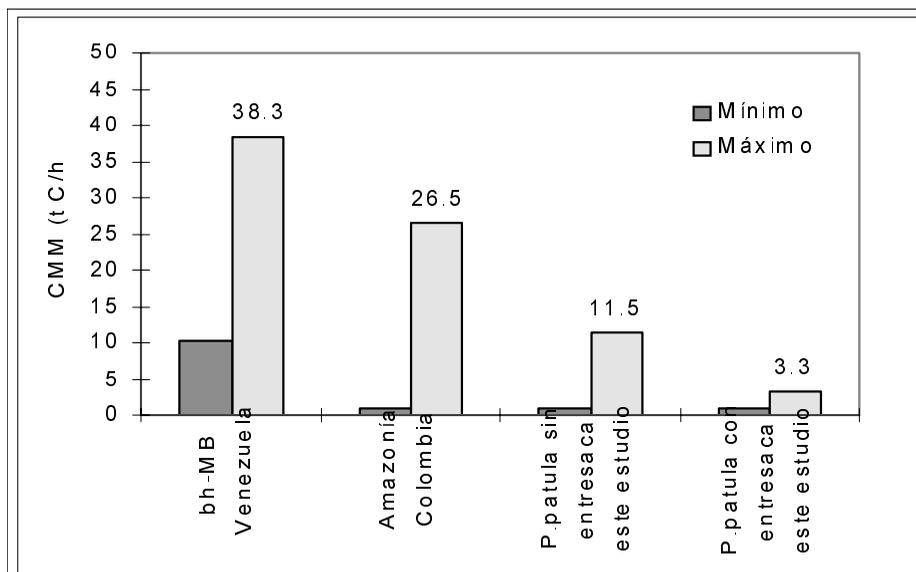


Figura 6. C en la madera muerta (CMM) en varios estudios.

C/ha; lo anterior indica que en estas plantaciones el manejo, desde el punto de vista de este componente, beneficia positivamente el flujo del C, pues se tienen menores emisiones por descomposición, de las que suceden en bosques naturales.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en biomasa y C, concuerdan con la mayoría de estudios revisados,

validando así, la metodología empleada para la obtención de la información en campo, pues logra estimar de manera confiable, a un bajo costo y con un alto nivel de detalle, la distribución del C en diferentes componentes del árbol y del bosque.

Estas características hacen de la metodología una interesante alternativa para cuantificar las existencias de C en plantaciones forestales, aplicable a investigaciones de esta naturaleza en el trópico, siendo además susceptible de ser empleada en bosques naturales.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Cipreses de Colombia, Industrias Forestales Doña María, Empresas Públicas de Medellín y Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por financiar y apoyar en todo momento esta investigación. Así mismo, a los profesores Alvaro Lema, Huberto González, Sergio Orrego, Ignacio del Valle, por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Bibliografía

- ACEVEDO, E.M. & POSADA, G.J. 1994. Las quemas como método de preparación de sitio en plantaciones forestales y algunos efectos en el suelo. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Tesis de grado. 96 p.
- ALVAREZ, E. 1993. Composición florística, diversidad, estructura y biomasa de un bosque inundable de la Amazonía colombiana. Universidad de Antioquia. Tesis Magíster en Biología. 143 p.
- ANDERSON, J. & SWIFT, M. 1983. Decomposition in tropical forests. En: SUTTON, S.; WHITMORE, T. & CHADWICK, A. Tropical rain forest: ecology and management. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 287-309 pp.
- BASHKIN, M.A. & BINKLEY, D. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79(3): 828-833.
- BATJES, N.H. & SOMBROEK, W.G. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soil. *Global Change Biology* 3: 161-173.
- BHARTARI, S.K. 1986. Biological Productivity and Nutrient Cycling in *Pinus patula* plantations of Darjeeling Hills. *The Indian Forester* 112: 187-201.
- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. & PANAYOTOU, T. 1997. Simulating options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics*. Cambridge University Press. 22-29 pp.
- BROWN, S. & LUGO, A. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forest and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161-187.
- BROWN, S.; LUGO, A. & CHAPMAN, J. 1986. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forestry Research* 16: 390-394.
- BROWN, S. & LUGO, A. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forest of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17: 8-18
- BROWN, S.; GILLESPIE, A. & LUGO, A. 1989. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35: 881-902.
- CANO, M.N. 1996. Variación de la longitud de las fibras del *Pinus patula* según edad, sitio y manejo. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Tesis de grado. 78 p.
- DELANEY, M., BROWN, S.; LUGO, E.; TORRES-LEZAMA, A. & BELLO-QUINTERO, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13: 697-708.
- del VALLE, J. 2000. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. 19 p (en preparación).
- FLINT, E.P. & RICHARDS, J.F. 1994. Trends in carbon content of vegetation in south and southeast Asia associated with changes in land use. Cap. 6: 201-299 pp. En: DALE, V.H. (Ed.). Effects of land-use changes on atmospheric concentrations. South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer - Verlag.
- GALVIS, C.M. & POSADA, H.D. 1996. Estudio preliminar de la producción de sedimentos bajo diferentes coberturas vegetales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Tesis de grado. 77 p.
- GOLLEY, F. 1983. Decomposition. En: Tropical rain forest ecosystems: structure and functions. Ecosystems of the world 14^a. New York: Elsevier. 117-136 pp.
- GOUDRIAAN, J. 1992. ¿Adónde va el gas carbónico? El papel de la vegetación. *Mundo Científico* 126(12): 687-692.
- HOLDRIDGE, L. 1978. Ecología basada en zonas de vida. San José: IICA..
- HOEN, H. & SOLBERG, B. 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40(3): 429-451.
- LANDSBERG, J. & GOWER, S. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. San Diego: Academic Press. 356 p.
- LOPERA, G. J. & GUTIERREZ, V. H. 2000. Viabilidad técnica y económica de la utilización de plantaciones de *Pinus patula* como sumideros de CO₂. Tesis de grado ingeniería forestal, Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 184 p (www.colforest.com.co/co2).

- LUNDGREN, B. 1979. Soil Conditions and Nutrient Cycling under Natural and Plantation Forest in Tanzania Highlands. Swedish: University of Agricultural Sciences. Department of Forest Soil. 429 p.
- NEILL, C.; MELILLO, J.; STEUDLER, P.; CERRI, C.; de MORAES, J.; PICCOLO, M. & BRITO, M. 1997. Soil Carbon and Nitrogen Stocks Following Forest Clearing for Pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* 7(4): 1216-1225.
- ORTIZ, R. 1997. Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation initiatives to reduce atmospheric CO₂. Draft paper presented for inclusion in the Beijer Seminar in Punta Leona. Costa Rica. 19 p.
- RAICH, J. 1983. Effects of Forest Conversion on the Carbon Budget of a Tropical Soil. *Biotropica* 15(3): 177-184.
- RAMÍREZ, O.; GÓMEZ, M. & SHULTZ, S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from the ecological economics perspective. Beijer Research Seminar. Costa Rica. 28 p.
- SALDARRIAGA, J.G 1985. Forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. Tesis (Ph.D.). University of Tennessee. Knoxville. 153 p.
- SCHROEDER, P.E.; DIXON, R.K. & WINJUM, J.K. 1993. Ordenación forestal y agrosilvicultura para reducir el dióxido de carbono atmosférico. *Unasylva* 173 (44): 52-60.
- SCHROEDER, P.E. & WINJUM, J.K. 1995. Assessing Brazil's carbon budget: I Biotic Carbon Pools. *Forest ecology and management* 75: 77-86.
- TANNER, E. 1980. Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forest of Jamaica. *Journal of Ecology* 68: 573-588.
- UNESCO. 1980. Ecosistemas de los bosques tropicales. Investigaciones sobre los recursos naturales. XIV. UNESCO/CIFCA. Madrid. 771 p.

Estimación del Contenido de Carbono de los Bosques

Bertram Husch

INFORA, Chile

Introducción

Como resultado de la creciente preocupación sobre el medio ambiente y el calentamiento global, la importancia de los bosques como sumideros de carbono ha ganado mucha prominencia. Esto significa que la mensura forestal debe desarrollar metodologías para la estimación del contenido de carbono de los bosques. Además de la estimación tradicional de madera utilizable en los troncos de los árboles en pie, ahora debemos considerar los árboles completos, vivos y muertos; raíces, tocones, fustes (incluyendo la corteza), ramas y follaje.

Por añadidura, debemos estimar la biomasa en la otra vegetación del bosque: musgos, líquenes, helechos, plantas herbáceas, arbustos, y regeneración de los árboles. A esta cantidad debemos agregar la biomasa de detritus, hojarasca y raíces muertas en el suelo. En resumen, la estimación de la biomasa y contenido de carbono en un ecosistema forestal requiere las siguientes mediciones:

- Un inventario de los árboles en pie. Si existen regresiones de biomasa para el árbol entero (o sus componentes) se pueden estimar pesos directamente de las mediciones de dap y altura de los árboles en las parcelas. De no ser así, sería necesario convertir volúmenes cúbicos a peso, utilizando los resultados de inventarios convencionales y, además, hacer ajustes para incluir la biomasa en tocones, ramas, corteza y follaje.
- Un inventario de la otra vegetación
- Una estimación de la biomasa muerta (necromasa)
- Estimaciones de la biomasa en raíces y en el suelo.

Las técnicas para la estimación de la biomasa de los árboles en pie y otra vegetación no presentan grandes dificultades. Aunque la estimación de necromasa requiere métodos nuevos, tampoco es muy difícil. Lo más complicado es la estimación de la biomasa de raíces y el carbono en el suelo. La inclusión de estos componentes es importante ya que más que una mitad del carbono asimilado en la vegetación de un bosque eventualmente entra en el suelo por medio de la incorporación y pudrición de las hojas caídas, detritus leñoso sobre el suelo y raíces muertas. Varios estudios han indicado que los suelos generalmente contienen más que una mitad del carbono en un ecosistema forestal. Se

puede medir la biomasa en el suelo por medio de muestras tubulares de suelo, calicatas o por excavación y lavado de las raíces. En todo caso, una estimación de la cantidad de carbono en un bosque requiere que inicialmente se estime el peso seco de la biomasa. Después, se estima la cantidad de carbono en este total. Se pueden llevar a cabo estudios específicos para determinar los porcentajes de carbono en los diferentes componentes de la biomasa. En la ausencia de estudios específicos, y basado en previas investigaciones, generalmente se estima que el contenido de carbono varía alrededor de 50 por ciento del peso seco de la biomasa.

La biomasa de los árboles

El uso de peso para expresar la cantidad de productos forestales y, ahora, la necesidad de medir la biomasa de rodales, ha impulsado el desarrollo de métodos para estimar el peso de los árboles en pie. Se puede realizar la estimación de peso directamente si existen funciones previamente desarrolladas. Si no existen se puede convertir estimaciones de volúmenes a peso.

Para preparar funciones de peso se utilizan los mismos modelos usados para la construcción de tablas de volumen tales como:

$$\hat{Y}_{wood} = b_0 + b_1 D^2 H$$

$$\hat{Y}_{bark} = b_0 + b_1 D^2$$

$$\hat{Y}_{crown} = b_0 + b_1 \frac{(D^2 H)(LCL)}{1000} + b_2 H$$

Se ha determinado que la mejor función para la biomasa total de un árbol es

$$\hat{Y}_{total} = b_0 + b_1 D^2 H$$

Donde

\hat{Y}_i = peso de componente, Kg

D = dap, cm

H = altura total, m

LCL = largo de la copa viva, m

Un ejemplo es la función desarrollada por Husch (1962) para *Pinus strobus* en el noreste de los EE.UU.

$$W = 11.13 + 0.0479D^2H$$

Donde

W = Peso seco en libras del tronco utilizable, desde el tocón hasta un diámetro superior de 3 pulgadas

H = Altura total en pies

D = dap, pulgadas

Para obtener los datos básicos se elige una muestra de árboles que cubra el rango de dap y altura. Se tumban los árboles y se los trozan en secciones. Después de registrar el dap, altura, largos y diámetros de secciones éstas se pesan. Se cortan discos de muestras de cada sección para la determinación de su humedad y las proporciones de madera y corteza. De estas mediciones se determinan los pesos verdes y secos de la madera y corteza de las secciones y de los árboles enteros. Utilizando estos datos se lleva a cabo un análisis de regresión. La función resultante permite la estimación del peso de un árbol en pie de su dap y altura.

La biomasa de otra vegetación

El método más común para estimar la biomasa de otra vegetación es utilizar pequeñas parcelas de superficies entre 1 m² cuadrado para vegetación menor y parcelas de 4 x 4 metros para arbustos y pequeños árboles. Para la vegetación pequeña y arbustos se pueden cortar y pesar los individuos. En el caso de árboles pequeños es más práctico determinar su volumen y después convertirlo a peso.

La biomasa de detritus y hojarasca

El detritus leñoso generalmente se divide en porciones gruesas y finas. La porción gruesa consiste de partes de troncos muertos en pie, tocones, trozos y pilas de pedazos de corteza y madera en el suelo. Las cantidades pueden ser determinadas de parcelas de superficies fijas (p.e. desde 0.05 hasta 0.20 ha.). En este caso, se determina el volumen de pedazos grandes del detritus para su posterior conversión a peso. Se pesa el detritus fino directamente en el campo.

Además de parcelas fijas, se han utilizado otros métodos para la estimación de la biomasa de detritus grueso. Un método es el muestreo por líneas (line intersect sampling). En este método se establecen líneas de un largo dado en la zona de interés. Se adelanta en la línea registrando el diámetro y largo de cada pedazo de

detritus que corta la línea (se puede medir diámetros en el centro o ambos largos de los pedazos.). De estas mediciones se puede calcular el volumen de cada pedazo y, posteriormente, sumarlos para estimar el volumen para la zona entera.

Otro método para estimar la cantidad del detritus grueso emplea una versión de muestreo con probabilidad proporcional a tamaño (conocido como PPS, Bitterlich, o muestreo por puntos). En este método se utiliza un instrumento que establece un ángulo para decidir si un pedazo de detritus está “dentro” o “fuera”. El ángulo del instrumento determina el factor que multiplicado por el número de pedazos contados como “dentro” indica el volumen por unidad de superficie (p.e. por hectárea)

Estimación de carbono basado en inventario forestal convencional

Con frecuencia es necesario usar los resultados de un inventario forestal tradicional para contribuir a una estimación de la cantidad de carbono en un bosque. Obviamente, la información de un inventario que tiene el propósito de estimar cantidad de madera, es insuficiente para hacer una estimación de la cantidad total de carbono en un ecosistema forestal. Inventarios de este tipo normalmente expresan el volumen en los troncos principales con valor comercial, ignorando el volumen en los otros componentes de los árboles y otras fuentes de carbono en el ecosistema. En consecuencia, es preciso ajustar la información de un inventario tradicional para incluir la biomasa y carbono de estos componentes. Desde luego, sería posible hacer estudios especiales para estimar directamente estas cantidades. Ya que estudios de este tipo son muy caros generalmente se hacen aproximaciones utilizando factores de expansión.

Para convertir los volúmenes de un inventario en estimaciones de cantidades de carbono se puede utilizar el siguiente procedimiento:

- Convertir volúmenes verdes de un inventario a la biomasa en peso seco
- Estimar el peso de carbono en la biomasa
- Estimar la biomasa y cantidad de carbono por hectárea y la superficie total
- Usar un factor de expansión par incluir otros componentes.

Conversión de volúmenes verdes a peso seco

Para convertir volúmenes verdes de un inventario a biomasa en peso seco se utiliza el siguiente procedimiento:

Cuadro 1 : Densidad Especifica por Tres Especies Según % de Humedad
kg/metro cúbico

Especie	Humedad, %						
	120	100	80	60	40	20	12
1	1307	1185	1069	950	832	693	665
2	1052	956	860	765	669	568	535
3	1054	958	862	766	671	575	536

Cuadro 2. Los Pesos de Carbono por Metro Cúbico Según Tres Niveles de Contenido Carbono por Tres Especies

Especie	Peso seco Tons./m ³	Porcentaje de carbono		
		50	52	55
		Tons. de carbono por m ³		
1	.594	.297	.309	.327
2	.478	.239	.249	.263
3	.479	.240	.249	.264

Obtener la densidad específica en kg/m³ a distintas niveles de humedad por las especies de interés.

El Cuadro 1 muestra un ejemplo por 3 especies. Se pueden obtener los pesos secos en kg/m³ de la expresión

Peso seco (ton./m³) = peso verde(100)/100 + %humedad

Utilizando esta expresión, los pesos secos a 0% humedad en tons/m³ son

Especies	Tons/m ³
1	.594
2	.478
3	.479

Puede ser conveniente usar un promedio de peso ponderado por los volúmenes de las especies que se encuentran en el bosque.

Estimación del Peso de Carbono en la Biomasa

Se estima el peso de carbono multiplicando el peso de la biomasa por un factor que varía entre 0.45 y 0.55. La cifra indica la proporción de carbono en la material vegetativa. En la ausencia de información específica, generalmente se usa un valor de .50. Otra vez, si

información por especie es disponible, se puede calcular un promedio ponderado.

El Cuadro 2 muestra los pesos de carbono por metro cúbico según tres niveles de contenido de carbono por las tres especies.

Estimación de la Biomasa y Cantidad de Carbono por Hectárea y la Superficie Total.

Ahora se puede calcular los pesos secos por metro cúbico de madera y carbono según diferentes volúmenes por hectárea. El Cuadro 3 es un ejemplo de estos valores según distintos volúmenes por hectárea.

Se puede utilizar este procedimiento para convertir los volúmenes por hectárea y total de inventarios forestales a peso seco de madera y peso de carbono.

Uso de Factor de Expansión

Para incluir el peso de los otros componentes de la biomasa (ramas, follaje, raíces, otra vegetación y detritus sobre el suelo) en las estimaciones, generalmente se multiplican los pesos convertidos de un inventario por un factor de expansión. Desde luego, sería posible llevar a cabo estudios para determinar directamente estas cantidades. En el interés de reducir costos y tiempo, y

Cuadro 3. Los Pesos Secos por Metro Cúbico de Madera y Carbono Según Diferentes Volúmenes por Hectárea

Volumen por ha. m ³	Equivalencia en Tons.de Madera Seca por ha.Según Tons. por m ³ de:			Contenido de Carbono en Tons/ha Suponiendo 50% de carbono de Madera Seca. A tons/m ³ de:		
	.450	.500	.550	.450	.500	.550
100	45.0	50.0	55.0	22.5	25.0	27.5
150	67.5	75.0	82.5	33.7	37.5	41.2
200	90.0	100.0	110.0	45.0	50.0	55.0
250	112.5	125.0	137.5	56.3	62.5	68.8
300	135.0	150.0	165.0	67.5	75.0	82.5

Cuadro 4. Estimación del Contenido de Carbono por Hectárea con un Factor de Expansión de 1,9

Volumen por ha. m ³	Contenido de Carbono en Tons/ha Suponiendo 50% de Carbono de Madera Seca. A tons/m ³ de:		
	.450	.500	.550
100	42.7	47.5	52.3
150	64.3	71.3	78.3
200	85.5	95.0	104.5
250	107.0	118.7	130.7
300	128.3	142.5	156.7

hacer aproximaciones aceptables, normalmente se aplican factores de expansión desarrollados en otros estudios. Estos estudios han preparado relaciones alométricas indicando que los factores de expansión varían de 1,3 hasta 2,5 dependiendo de las especies, la edad del bosque, el dap promedio del rodal, y la cantidad de la necromasa. Como un ejemplo, el Cuadro 4 muestra el contenido de carbono por hectárea empleando un factor de expansión de 1,9.

Referencias

Aarcos, A., E. Alvarado, and D.V. Sandberg. 1996. Volume estimation of large woody debris with a stereoscopic vision technique. 13th Fire and Forest Meteorology Conference. Lorne, Australia.

Brown, J.K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. Gen. Tec. Rep INT-16. September. Intermtn. For.and Range Exp. Sta. Ogden, Utah

Brown. S. 1999. Guidelines for inventorying and monitoring carbon offsets in forest-based projects.

Winrock International, Arlington, Virginia.

Cairns, M.A., S.Brown, E.H.Helmer, and G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11

Clark, A.1979. Suggested procedures for measuring tree biomass and reporting tree prediction equations. In Workshop Proceedings: Forest Resource Inventories.Pp.615-628. Colorado State University, Fort Collins, Colorado. July 23-26, 1979.

Cody, J.B. 1976. Merchantable weight tables for New York State red pine plantations. College of Environ. Sci.and Forestry, Syracuse, New York. Applied For. Res. Inst. Note 23.

FIA. 2001. Phase 3 Field Guide-Down Woody Debris and Fuels. Forest Inventory and Analysis. USDA, Forest Service. Washington, D.C.

Gove, J.H., M.J. Ducey, G. Ståhl, and A. Ringvall. 2001. A new way to assess downed coarse woody debris. *Jour. Forestry* 99(4):4-11. April.

Harmon, M.E. 2001. Carbon sequestration in forests. *Jour. Forestry* 99(4):24-29. April.

Harmon, M.E., and Jay Sexton. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosys-

- tems. US LTER Publication No. 20. US LTER Network Office. Univ. of Washington. Seattle, Washington.
- Hitchcock, H.C., and J.P. McDonnell. 1979. Biomass measurement: a synthesis of the literature. In Workshop Proceedings: Forest Resource Inventories. Pp 544-595. Colorado State University, Fort Collins, Colorado. July 23-26, 1979.
- Husch, B. 1962. Tree weight relationships for white pine in southeastern New Hampshire. Univ. New Hampshire Agric. Exp. Sta. Tech. Bull. no. 106
- Johnsen, K.H., D. Wear, R. Oren, R.O. Teskey, F. Sanchez, R. Will, J. Butnor, D. Markewitz, D. Richter, T. Rials, H.L. Allen, J. Seiler, D. Ellsworth, C. Maier, G. Katul, and P.M. Dougherty 2001. Carbon sequestration and southern pine forests. *Jour. Forestry* 99(4):14-20.
- MacDicken, K. G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agro forestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development. Arlington, Virginia.
- O'Brien, R., and D.D. Van Hooser. 1983. Understory vegetation inventory: an efficient procedure. USDA Forest Service. Intermt. For. and Range Exp. Sts. Res. Paper INT-323.
- Parresol, B.R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Sci.* 45(4):573-594
- Post, W.M., R.C. Izaurralde, L.K. Mann, and N. Bliss. 1999. Monitoring and verification of soil organic Carbon sequestration. In: Symposium: Carbon sequestration in soils science, monitoring and beyond December 3-5. St. Michaels, Maryland.
- Schreuder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43(3):424-434. August.
- Schroeder, J.G., M.A. Taras, and A. Clark. 1975. Stem and primary products weights for longleaf pine sawtimber trees. U.S.F.S. For. Exp. Sta. Res. Pap. SE-139
- Southern Forest Experiment Station. 1959. Techniques and methods of measuring under story vegetation Proceeding Symposium, Tifton, Georgia. October 1958.
- Veiga, R.A.A., M.A.M. Brasil, and C.M. Carvalho. 2000. Aboveground biomass equations for 7-year-old *Acacia mangium* Willd in Botucatu, Brasil. In: Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. Proceedings of IUFRO Conference, Boise, Idaho, Aug. 16-20, 1998. USDA Forest Service North Central Res. Sta. GTR NC-212. St. Paul, Minn.
- Wharton, E. H., and D. M. Griffith. 1998. Estimating total forest biomass in Maine, 1995. USDA Forest Service. Northeast. For. Res. Sta. Resource Bull NE-142

Medición de Tendencias en el Tiempo del Almacenamiento de Carbono en el Suelo

Robert Jandl

*Centro de Investigación Forestal
Seckendorff-Gudent Weg 8, A—1131 Viena, Austria
E – mail: Robert.Jandl@fbva.bmlf.gv.at*

Resumen

El secuestro de carbono en ecosistemas forestales se lleva a cabo a través de su almacenamiento en la biomasa y en los suelos. La forestación de praderas y el cambio del uso de la tierra que propendan a establecer nuevos bosques son las medidas más efectivas, sin embargo el área disponible para esto puede ser una limitante. El secuestro de carbono en la biomasa de árboles es un proceso bien conocido, involucra grandes cantidades de carbono y los métodos para su medición funcionan con gran exactitud. No obstante, el empleo de la forestación como sumidero es sólo una solución temporal. Una forma de ampliación de este efecto corresponde a la optimización del manejo de los bosques para maximizar el contenido de carbono, sea en la madera o bien en los suelos. En este compartimento, la materia orgánica está ligada en enlaces de diversa estabilidad y la fracción más estable permanece en el suelo durante miles de años. Pero los procesos del ciclo geoquímico de carbono se entienden sólo en ciertos fragmentos. En esta discusión, existen opiniones controvertidas acerca del papel del suelo. El efecto fertilizante de CO₂ parece insignificante en comparación con las cantidades del C emitido mediante combustión. Además, la variabilidad del almacenamiento del carbono es grande, debido a diferencias locales en la densidad del suelo, y su contenido de rocas. Para medir el cambio del almacenamiento de carbono en los suelos, se requiere un gran número de parcelas de ensayo, y en algunos casos no es detectable a través de los métodos de investigación de suelos y análisis con estadística clásica. Las opciones son optar por largos tiempos de espera para considerar un efecto detectable, o bien usar métodos de análisis químico de alto costo, que utilizan el ¹⁴C residual de las pruebas de bombas atómicas.

Palabras clave: carbono, suelo forestal, secuestro, estadística, ¹⁴C

Introducción

Existe un consenso mundial acerca de que las tasas actuales de uso de combustibles fósiles llevaría hacia consecuencias inaceptables para el ser humano. Las emisiones de CO₂ reflejan más o menos el bienestar de sociedades y el desarrollo va acompañado con un aumento de la tasa de combustión. Las medidas técnicas para reducir las emisiones son costosas y por eso se prefiere el potencial de la biosfera para esta función. Entre los ecosistemas del mundo, los bosques son los mayores sumideros de carbono (tabla 1).

El manejo de la tierra ofrece varias posibilidades de influir en el secuestro del carbono: (i) aumentar el área de bosques, (ii) aumentar la densidad del carbono por medio de la densidad de los bosques y o de la selección de especies eficientes, (iii) aumentar la permanencia del carbono, sea por medio de la prolongación del tiempo de

la rotación, o bien por medio del secuestro de carbono en los suelos. En regiones desarrolladas la opción (i) es limitada. Hay sitios donde la producción agraria genera ganancias marginales. La forestación puede implicar conflictos con la ordenación del territorio. A escala mundial, el aumento del área forestada es la excepción y las áreas deforestadas son mayores. La opción (ii) apunta a la sustitución de especies existentes, que frecuentemente son los árboles más productivos, con árboles de madera más densa. Esta opción se efectúa en regiones donde el manejo ya es sostenible, pero donde se persigue objetivos diferentes de maximizar la producción. La opción (iii) es contraria a consideraciones económicas, porque la tasa de la producción de los árboles disminuye en bosques de edad avanzada. De esta manera el alargamiento del tiempo de rotación, exclusivamente es un servicio ambiental del sector forestal, que podría ser compensada por la sociedad.

Tabla 1. Sumideros y flujos de carbono, según Dixon *et al.* (1994); Schimel (1995), Smith *et al.*, 2000.

Sumideros	Pg C		Flujos	Pg C / año
Atmósfera	750		combustión mundial	5-6
Vegetación	610		combustión Europa	1.2
		89,4%		
		5,9%		
		1,6%	cambio del uso de la tierra	1-2
		0,8%	fijación de las plantas	51-52
		0,8%	respiración de las plantas	50
		1,5%	respiración de los suelos	?
Suelos	1580		fijación de los suelos	?
		50%		
		50%		

Carbono en los suelos forestales

La materia orgánica de los suelos forestales consiste de varios almacenamientos de largas tasas de renovaciones, y se puede necesitar décadas o siglos hasta la respiración del carbono viejo (Scholes, 1999). Debido a que el suelo es un gran sumidero que se ha ajustado lentamente, el efecto del secuestro de carbono puede ser grande. El carbono de mayor interés es el C estabilizado, de una edad de hasta miles de años. El C en enlaces débiles, presente en la hojarasca o en el follaje, es respirado dentro de tres, ocho, y tres años en bosques boreales, templados y tropicales, respectivamente (Trumbore, 2000).

La formación de complejos estables entre carbono y la materia inorgánica depende del contenido de arcilla y los tipos de arcilla en el suelo. En capas arenosas, al igual que en capas con arcilla caolinítica faltan sitios de absorción y es imposible la estabilización del carbono. Además, el efecto fertilizante no depende solamente de la oferta de CO₂ en el aire, el concepto de los factores limitantes requiere también suficientes cantidades de agua y otros nutrientes. Frecuentemente, el nutriente limitado es el nitrógeno. Según consideraciones teóricas y respaldado por resultados de un experimento FACE, es un hecho que el aumento de la productividad de los bosques va a cambiar el ciclo biogeoquímico del nitrógeno también, y el déficit de nitrógeno va a limitar el secuestro de carbono (Schimel, 1998, Oren *et al.*, 2001).

Medidas para fijar C en los suelos

La acumulación de C en ecosistemas en recuperación

El cultivo de suelos disminuye el contenido de carbono, producto de bajos aportes de materia orgánica

ante ausencia de hojarasca y altas temperaturas de la superficie del suelo. Esta pérdida figura en la tabla 1 como 'cambio del uso de la tierra'. La restauración de bosques secundarios en América del Norte y Europa acumula carbono en la biomasa nueva, a una tasa de 0.5 Pg C / año (Houghton *et al.*, 1999). En el Calhoun Forest, Carolina del Norte, el aumento de C de 40 años se incrementa a 165 Mg/ha. El 65% de éste se acumuló en la biomasa, y el 35% en la hojarasca, las raíces y el suelo. Pero dentro de 40 años, solamente el 4% del carbono se fijó en las capas minerales del suelo, donde el carbono es estabilizado mediante enlaces estables. El 96% del carbono permaneció en la hojarasca y por eso, en un compartimento volátil (Richter & Markewitz, 2001).

Tabla 2: Diferencia entre varios usos de la tierra, con respecto al sumidero de carbono en el suelo a una profundidad de 50 cm – ejemplo para regiones templadas (Austria).

uso de la tierra	sumidero de Carbono [kg m ⁻²]
bosques	12,1
hojarasca	1,5
suelo mineral	10,6
campos	7,1
praderas	8,7
prados extensivos	12
barbechos alpinos	9
jardines/otros	8
suelos sellados	0

La tabla 2 enseña que los suelos forestales son los mayores sumideros de carbono. La conversión del uso de la tierra se efectúa entre campos a bosques, como efecto de procesos de migración de la población rural a las ciudades. El aumento del área boscosa es cerca de 7.600 ha cada año en Austria, pero por otra parte, unas 3.500 ha de los suelos de uso agrícola se urbanizan, disminuyendo así el efecto de la forestación (Köchl, 2001). Actualmente, los bosques de Austria contienen 320 ± 42 millones toneladas de carbono, y los suelos forestales entre 463 ± 185 . El secuestro de carbono durante el período 1960-1990 fue de 2500 t C cada año (Weiss *et al.*, 2000).

La recuperación de ecosistemas degradados

En Europa Central se efectúa otro tipo de recuperación. En el pasado, fue habitual la extracción de biomasa, contribuyendo a un desequilibrio. De esta manera, se exportó de los sitios grandes cantidades de carbono y nutrientes, luego hubo cambios en el manejo de los bosques, que llevaron a la discontinuación del rastrillo de la hojarasca y con eso a la acumulación de carbono. El aumento de carbono corresponde a un 5% entre 1960 y 1990. El efecto contrario resulta de lentas tasas de actividad de los microbios en suelos degradados. En estos ecosistemas, se acumuló hojarasca en el pasado que hoy es mineralizado debido a la creciente fertilidad de los suelos. Todavía falta un concepto que considere ambos procesos y ofrezca una explicación consistente (Berg, 2000).

Un ejemplo es el experimento Dobrowa en Austria, que se muestra en la tabla 3 (según Jandl *et al.*, 2002). Diferentes tratamientos llevan a la reducción de la masa de carbono en el suelo. La pérdida es parcialmente compensada por la producción de la biomasa y se desconoce su comportamiento a largo plazo.

Secuestro en bosques manejados de manera sostenible

Los bosques en Europa Central son manejados de manera sostenible desde muchas generaciones. No obstante, han secuestrado carbono en décadas pasadas. El proceso más importante es la forestación de praderas y tierras agrarias marginales, que integra el 90% del secuestro. El 10% restante es acumulado en los suelos y refleja la mayor productividad de los bosques, son resultado del aumento de las raíces y del follaje que se pierde cada año y la extracción de biomasa aumentada durante las cosechas. A primera vista, el 10% del secuestro en el suelo parece de menor importancia, sin embargo, hay que tomar en consideración que el aumento de la biomasa en el vuelo, solamente se efectúa durante un período corto. A largo plazo, la producción está en equilibrio con la respiración y el balance final es cero. Dentro de los siguientes 50 años va a estabilizarse (Cramer *et al.*, 2001, Körner, 2000).

El potencial de diferentes tipos de bosque

En Europa Central, existen grandes esfuerzos de sustituir bosques secundarios de picea (*Picea abies*), con árboles caducifolios como la haya (*Fagus sylvatica*). El incentivo mayor es que la picea es vulnerable a daños por causa de tormentas y cada decenio extensas áreas de bosques de coníferas son derribadas. En este sentido, los árboles caducifolios son más estables. Como efecto secundario, los árboles caducifolios tienen una madera más densa (430 kg m^{-3} en picea, y 680 en haya) y por eso almacenan más carbono. Sin embargo, la tasa de crecimiento es más lenta. El crecimiento menor se compensa con la producción de biomasa total. Como efecto complementario, existe una mayor seguridad, por la mayor permanencia del sumidero de carbono (Schulze *et al.*, 2000).

Tabla 3: Sumideros de carbono en la biomasa del vuelo y en el suelo en el sitio experimental Dobrowa.

Carbono [g m^{-2}]		control	abono mineral	fijación de N	combinación
vuelo	acículas	391,3	1100,0	830,1	874,3
	madera	1760,9	4949,8	3735,3	3934,1
hojarasca		5572,0	2040,0	2300,0	3600,0
suelo mineral	0-5 cm	2020,0	1720,0	1960,0	2020,0
	5-10cm	1150,0	1109,0	1230,0	1320,0
	10-20cm	1361,0	1311,0	1010,0	1590,0
Suelo total		10103,0	6180,0	6500,0	8530,0
Total		12255,2	12229,8	11065,4	13338,4
		100 %	99,8 %	90,3 %	108,8%

Nivel 1 / Nivel 2 en Europa

La pregunta es si existen medidas para capturar grandes cantidades de carbono en los suelos y si hay métodos para demostrar la efectividad de este secuestro de carbono. Su comprobación depende del registro exacto de un gran número de datos químicos, y en este sentido, Europa es afortunada de contar con ellos. Como consecuencia del deterioro de los bosques ('Waldsterben'), se estableció desde hace 10 años una 'Red de Monitoreo del Estado de los Bosques'. La distancia entre las parcelas individuales de muestreo es de alrededor de 16 km, y pese a que mantener esta red de parcelas es costoso, actualmente es una prioridad de la Unión Europea. Aún existe la duda de si este sistema de observación de bosques permitirá constatar cambios en el almacenamiento de carbono con exactitud. Sin embargo, es improbable que a futuro se cuente con otra red de mayor densidad.

El programa 'Monitoreo del efecto de la contaminación del aire a bosques' en una iniciativa internacional con la dirección de la UN/ECE (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests; <http://www.icp-forests.org>). Todos los métodos aplicados han sido armonizados entre los 38 países participantes. Se inició en 1985 según el creciente interés del público acerca de los efectos adversos de las emisiones industriales. Existen dos niveles de la intensidad del monitoreo. El Nivel I incluye el monitoreo del estado de la defoliación de los bosques, en una red transnacional de parcelas ubicadas cada 16 km, aunque muchos países poseen redes de densidad mayor. Entre los años 1992 y 1996 también se investigó la química de los suelos y el contenido de nutrientes en las hojas/acículas. En los sitios únicos, solamente se colectó un conjunto de pruebas de capas geométricas fijas (hojarasca, 0-10, 10-cm, 10-20, 20-30, 30-50 cm) para el análisis químico. Las pruebas corresponden a mezclas de 4 perfiles en cada sitio, siendo representativas a pesar que se desconocen valores de estadística local (English *et al.*, 1992). El Nivel II empezó en 1994 y considera bosques seleccionados. En algunas parcelas, las mediciones se complementan con análisis químicos del agua del suelo, del crecimiento radial y registros del clima local. El diseño para la colección de pruebas de análisis químico del suelo es más extenso. Dentro de la parcela, un rectángulo de 20 m se subdivide en tramos de 5 m, por esto, se tiene 16 pruebas para cada capa del suelo y sitio. El diseño implica que no todos los sitios son seleccionados conforme a la experiencia del investigador y la variabilidad local puede ser significativa.

Estadística

Ambos programas ponen el énfasis en la medición de los sumideros de carbono a través de inventarios. Los resultados obtenidos reflejan la necesidad de medir la concentración de carbono entre límites concretos de precisión. Usualmente se acepta una desviación de un 5%. La medición de la tendencia en el tiempo es una cosa diferente. La predicción de una tendencia puede apoyarse en (i) escenarios, o (ii) en una tendencia conocida.

La diferencia de valores medidos durante dos registros del suelo consiste en el valor verdadero y algunos errores.

$$\text{diferencia} = \text{medición}_{(\text{antes})} - \text{medición}_{(\text{después})}$$

$$\text{error total} = (\text{error del laboratorio} + \text{variabilidad espacial} + \text{variabilidad temporal} + \text{error de colección} + \text{azar})$$

Solamente la variabilidad temporal es la señal, pero los otros errores corresponden a 'ruido'. Para determinar la diferencia dentro de dos colecciones, las variabilidades a causa del laboratorio y las heterogeneidad locales pueden ser minimizado para cuantificar el efecto del tiempo.

Los suelos forestales son reconocidos por su gran *variabilidad espacial*. Una razón es la falta de homogeneización por cultivo que se efectúa en sitios de uso agrícola, siendo obvio el contraste ante una inspección ocular. Si se colectan muestras en diferentes años, el disturbio del suelo por razones naturales puede desempeñar un papel importante. Pero la mayor parte de la variabilidad resulta de las diferencias individuales de la manera de *colección de las muestras*. La manera en que cada persona interpreta los límites entre capas del suelo, puede ser un poco diferente. Pueden resultar grandes diferencias entre los datos de un mismo año, si los investigadores separan los horizontes del suelo de forma subjetiva (Federer, 1982). Las inconsistencias en cuanto al límite entre la hojarasca y el suelo mineral, pueden comprometer la comparación de los datos e inducir grandes errores en las estimaciones (Yanai *et al.*, 1999).

El término 'secuestro' de carbono trata la 'cantidad de carbono' en vez de la concentración. La cantidad resulta como una multiplicación entre la masa del suelo fina y su contenido de carbono. En cronosecuencias de muchos años la densidad del suelo puede cambiar. Es normal que la densidad del suelo en bosques maduros es más baja que en bosques jóvenes.

Un factor frecuentemente desatendido es la influencia del tamaño de la prueba individual. En pruebas grandes, la variabilidad interior es grande y se detecta una variación menor entre pruebas paralelas. La variación en distancias muy pequeñas corresponde a puro ruido en proyectos de monitoreo, por lo que se recomiendan pruebas de gran tamaño. Como recomendación general para la investigación de suelos, es adecuado emplear 16 pruebas en un círculo de 16 m de diámetro.

El *error del análisis químico* es pequeño. Muchos estudios enseñan que los resultados químicos de laboratorios certificados son estables. El problema mayor se origina en la variabilidad espacial. Se hace necesario coleccionar un suficiente número de pruebas, para minimizar la tolerancia de un error.

La mayor parte de la variabilidad es resultado de las diferencias individuales de la manera de colección de las muestras. Existen diferencias en la interpretación de los límites de los horizontes del suelo de una persona a otra, por lo que se pueden ocurrir grandes diferencias entre los datos de un mismo año.

Mientras que el coeficiente de variación de la biomasa del suelo alcanza aproximadamente un 30%, el de los suelos podría ser más de 100%. Una parte de esta variabilidad se deriva de diferencias químicas entre el suelo inmediatamente cercano a los fustes y el suelo ubicado a mayor distancia de éstos. Otra parte depende del contenido de rocas presentes en el suelo. El protocolo de la colección de las muestras del suelo tiene que considerar el conocimiento de estas fuentes de sesgos.

En muchos casos, el número de las pruebas será menor al deseado por razones estadísticas. Ante posibles compensaciones económicas producto del secuestro de carbono, se reclama que el secuestro de carbono se produce con seguridad o una probabilidad de magnitud conocida. Decisiones erradas, basadas en información inexacta o imposible de reproducir pueden resultar más costosas que el ahorro en las investigaciones. Además, pueden ser resultados válidos para justificar consecuencias económicas y políticas e igualmente el diseño del monitoreo puede ser efectivo. El costo no puede exceder al mínimo necesario para obtener la información deseada. Dado que se requiere más de dos muestras para detectar la variabilidad temporal, no se puede contar con información de la tendencia de captura de carbono, de forma inmediata.

Optimizar el programa del monitoreo

Se debe notar que los experimentos a una escala de ecosistema, tienen límites estadísticos. El secuestro

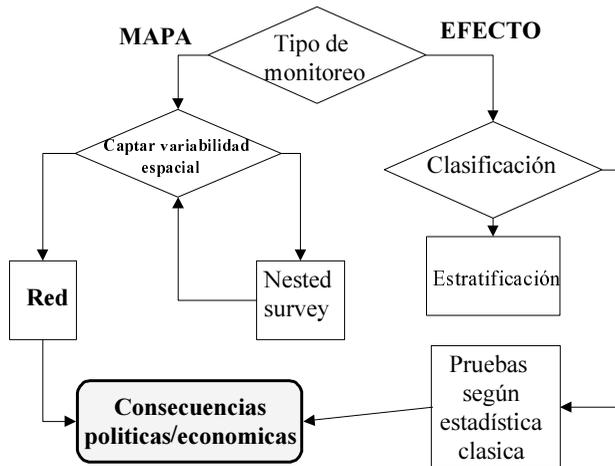
de carbono no constituye ningún experimento clásico, donde existen repeticiones, factores separados, y diferentes niveles de tratamientos. Los efectos significativos serán resultado de tratamientos fuertes y son evaluables con el análisis de varianza. El objetivo del monitoreo rara vez se cumple si existen tratamientos diferentes, y responde a un factor, el carbono del suelo, o bien si mediante cambios a nivel mundial, se estimula el secuestro (Schulze *et al.*, 1999).

La información deseada sobre el secuestro de carbono se refiere a regiones en vez de sitios individuales, por lo cual se podría explorar redes completas. La experiencia enseña que en muchos sitios no se produce ningún efecto, simplemente porque la sensibilidad de estos sitios con respecto de carbono es baja. Es posible ahorrar dinero si solamente se incluyen sitios sensibles, dado el caso que las decisiones solamente se limitan a sitios similares.

En el diseño de investigaciones se puede apuntar a informaciones sobre la parcela investigada o sobre áreas o regiones. Normalmente se establecen conclusiones para una región, a partir de los resultados de sitios únicos. La *geoestadística* es una rama de la estadística clásica que considera el supuesto de una dependencia espacial de ciertas características, como los datos químicos. En la naturaleza, este supuesto es entendible ya que parcelas cercanas son más parecidas que aquellas ubicadas a grandes distancias entre sí. El método *kriging* es una forma de interpolación que lleva a predicciones sin un sesgo agregado. El método *kriging* requiere el conocimiento del *variograma* o la función de la covarianza. El variograma se puede derivar de un 'diseño anidado' preliminar, como orientación sobre la variabilidad espacial y la siguiente exploración de una red regular, de por lo menos 150 parcelas individuales (Webster, 1985; Schulin *et al.*, 1994). Según Papritz y Webster (1995), el valor del *kriging* constituye la oportunidad de trazar una mapa sin un error sistemático. Desgraciadamente, la *geoestadística* no permite ahorrar dinero, debido a que la derivación del *variograma* requiere muchas pruebas.

La teoría de los muestreos estadísticos no considera ninguna hipótesis sobre la distribución espacial de las características de los sitios. Debido a esto, no hay supuestos sobre parcelas vecinas y la información derivada para un sitio no tiene ninguna validez para otros sitios. Si la región es bastante heterogénea, debido por ejemplo a zonas geológicas o diferentes estructuras de edad de los bosques, es posible estratificar la región y coleccionar pruebas en cada estrato. Este método no considera información alguna sobre las

características de los sitios entre las parcelas. El supuesto más común es que se aplica la interpolación lineal o la *tesselación* (cuadrante con la parcela en el centro; el límite con el cuadrante vecino en el medio de la línea).



En general, la fuerza de la estadística es baja en estudios de monitoreo, lo que implica que el poder de reconocer el efecto, si éste existe, es baja (Foster, 2001). Un ejemplo de esto es Austria, con un área boscosa de 3,9 millones ha: el secuestro de carbono entre 1960 y 1990 fue de 2,5 millones de toneladas de C cada año. Una estimación conservadora es que la parte del suelo corresponde a un 10%, i.e. 250 mil t C o 64 kg C / año / ha. En mediciones a intervalos de 10 años, se debiera descubrir diferencias de 640 kg C / ha con certeza, sin embargo la variabilidad no lo permite.

Medición directa del secuestro de carbono

Una alternativa para los programas del monitoreo, lo constituye la medición de los procesos de la formación y la descomposición de la materia orgánica por medio de la señal de ¹⁴C de pruebas de bombas atómicas. El método requiere de mucho trabajo y no es apto para llevar a cabo en muchas parcelas de una red. Descripciones de estos métodos se encuentran en Quideau *et al.* (2000) y Gaudinski *et al.* (2000).

Referencias

Berg, B, 2000: Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils, *Forest Ecology and Management* 133, 13-22.
 Cramer, W, A Bondeau, FI Woodward, IC Prentice, RA Betts, V Brovkin, PM Cox, V Fisher, JA Foley, AD Friend, C Kucharik, MR Lomas, N Ramankutty, S

Sitch, B Smith, A White, C Young-Molling, 2001: Global response of terrestrial ecosystem structure and function of CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7, 357-373.
 Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler and J. Wisniewski, 1994: Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185-190
 Englisch, M., G. Karrer und F. Mutsch, 1992: Österreichische Waldbodenzustandsinventur - Methodische Grundlagen, *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*, 168/I, 5-22
 Federer, CA, 1982: Subjectivity in the separation of organic horizons of the forest floor. *Soil Science Society America Journal*, 46, 1090-1093.
 Foster, JR, 2001: Statistical power in forest monitoring. *Forest Ecology and Management* 151, 211-222.
 Gaudinski, JB, SE Trumbore, EA Davidson and S Zheng, 2000: Soil carbon cycling in a temperate forest: radio-carbon-based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning of fluxes, *Biogeochemistry*, 51, 33-69.
 Houghton, R.A., J.L. Hackler and K.T. Lawrence, 1999: The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285, 574-577.
 Jandl, R, F Starlinger, M Englisch, E Herzberger and E Johann, 2002: Long-term effect of a forest amelioration experiment, aceptado en *Canadian Journal of Forest Research*, Vol 32, 120-128.
 Köchl, A., 2001: Bodenschutz in Österreich. *Mitteilungen der österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Heft 64, 39-51.
 Körner, C, 2000: Biosphere responses to CO₂, *Ecological Applications*, 10, 1590-1619.
 Oren, R, DS Ellsworth, KH Johnsen, N Phillips, BE Ewers, C Maier, KVR Schäfer, H McCarthy, G Hendrey, SG McNulty and GG Katul, 2001: Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere, *Nature*, 411, 469-472.
 Papritz, A and R Webster, 1995: Estimating temporal change in soil monitoring. I. Statistical theory, *European Journal of Soil Science*, 46, 1-12.
 Quideau, SA, MA Anderson, RC Graham, OA Chadwick and SE Trumbore, 2000: Soil organic matter processes: characterization by ¹³C NMR and ¹⁴C measurements, *Forest Ecology and Management*, 138, 19-27.
 Richter DD and D Markewitz, 2001: Understanding soil change - soil sustainability over millenia, centuries, and decades, Cambridge University Press.

- Schimel, DS, 1995: Terrestrial ecosystems and the carbon cycle, *Global Change Biology*, 1, 77-91.
- Schimel, D, 1998: The carbon equation, *Nature*, 393, 208-209.
- Scholes, R, 1999: Will the terrestrial carbon sink saturate soon? *IGBP Newsletter* 37, 2-3.
- Schulin, R, R Webster and R Meuli, 1994: Technical note on objectives, sampling designs, and procedures in assessing regional soil pollution and the application of geostatistical analysis in such surveys. Federal Office of Environment, Forests and Landscapes (FOEFL)25/A.
- Schulze, E-D, RJ Scholes, JR Ehleringer, LA Hunt, J Canadell, FS Chapin III, WL Steffen, 1999: The study of ecosystems in the context of global change; In Walker, B, W Steffen, J Canadell and J Ingram (eds), *The terrestrial biosphere and global change - Implications for natural and managed ecosystems*, 19-44, Cambridge University Press.
- Schulze, ED, C Wirth and M Heimann, 2000: Managing forests after Kyoto, *Science*, 289, 2058-2059.
- Smith, P, DS Powlson, JU Smith, P Falloon and K Coleman, 2000: Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture, *Global Change Biology*, 6, 525-539.
- Trumbore, S, 2000: Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon constraints on belowground C dynamics. *Ecological Applications*, 10, 399-411.
- Webster, R, 1985: Quantitative spatial analysis of soils in the field, *Advances in Soil Science*, 3, 1-70, Empresa Editorial Springer, Nueva York.
- Weiss, P., K Schieler, K Schadauer, M Englisch, 2000: Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Monographien Umweltbundesamt 16.
- Yanai, RD, T.G. Siccama, M.A. Arthur, C.A. Federer and A.J. Friedland, 1999: Accumulation and depletion of base cations in forest floors in the Northeastern United States, *Ecology*, 80, 2774-2787.

Monitoreo de Plantaciones Forestales para Fijación de Carbono en el Ecuador

Luis Fdo. Jara, Franco Gutiérrez, Aníbal Paspuel, Galo Ordóñez, Patricio Asimbaya

PROFAFOR S.A., Quito, Ecuador

Resumen

PROFAFOR S.A. (Programa Face de Forestación para el Ecuador), es una empresa privada, creada en 1993 por la fundación holandesa Face (Forests Absorbing Carbon dioxide Emission), con el propósito de apoyar el establecimiento de plantaciones forestales en el Ecuador para absorber y fijar carbono de la atmósfera y de esta manera contribuir a la descontaminación ambiental.

Paralelamente con el proceso de certificación forestal que PROFAFOR se ha empeñado obtener, para la cantidad de carbono como para el manejo adecuado de las plantaciones según principios y criterios del FSC, el programa ha diseñado e implementado un sistema de monitoreo para determinar la cantidad de carbono fijado por la plantación y por la regeneración natural existente en la misma.

La metodología para estimar el carbono de las plantaciones, consiste en el establecimiento de parcelas permanentes de 20 x 25 m en todas aquellas plantaciones mayores a 25 ha de superficie y de 4 años de edad. Se toma información general del sitio, masa arbórea de la plantación (tallo, ramas y hojas) y masa no arbórea de la plantación (arbustos, hierbas, hojarasca), mantillo y suelo. El componente subterráneo (raíces) se calcula mediante la relación biomasa aérea/biomasa subterránea según Nabuurs & Mohren (1995). El carbono total del suelo se obtiene con base en la cantidad de materia orgánica contenida en los primeros 10 cm de profundidad mediante la fórmula de Mohren y Nabuurs (1993).

Al mismo tiempo, se analiza el componente de vegetación natural dentro y en un área adyacente a la plantación donde se describe cualitativa y cuantitativamente las especies más frecuentes y abundantes (brinzal, latizal y fustal) con base en muestreos en parcelas de 500 m² divididas en subparcelas de menor a mayor tamaño respectivamente. De esta forma se puede analizar objetiva y periódicamente (años 4,5,7 y 10) la línea base del proyecto.

Para realizar esta evaluación se adquirió el equipo de alta tecnología "Field Map" diseñado y construido por IFER de la República Checa. Este aparato combina equipos de medición en campo con software especializado y permite analizar y evaluar la información en forma rápida, eficiente, económica y con alto grado de confiabilidad.

Introducción

PROFAFOR S.A. (Programa Face de Reforestación para el Ecuador) es una compañía ecuatoriana privada, sin ánimo de lucro, creada en 1993 con el apoyo financiero de la fundación holandesa Face (Forests Absorbing Carbon Dioxide Emission), con el propósito de establecer plantaciones forestales para la captación y fijación de dióxido de carbono de la atmósfera y así contribuir a la descontaminación ambiental.

En 1993, Face y el INEFAN (Instituto Nacional Ecuatoriano Forestal y de Áreas Naturales y Vida Silvestre) hoy Ministerio del Ambiente, firmaron un

Acuerdo de Entendimiento en el cual Face se comprometía a fortalecer el Plan Bosque que el INEFAN desarrollaba en la sierra ecuatoriana. Por este motivo, PROFAFOR inició sus actividades apoyando al mencionado Plan en las Provincias de Carchi, Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Chimborazo, Bolívar, Azuay, Cañar y Loja, utilizando principalmente dos especies de coníferas - *Pinus radiata* y *P. patula* – debido al escaso conocimiento que se tenía sobre otras especies, especialmente las locales. Sin embargo, a partir de 1998 se ha impulsado el uso de especies regionales de tal forma que las áreas contratadas tengan por lo menos el 30 % de su extensión con estas

especies como quishuar (*Buddleja incana*), colle (*B. coreaceae*) yagual (*Polylepis incana* y *P. reticulata*), sacha capulí (*Vallea stipularis*) y jiguerón (*Aegiphylia ferruginea*).

En 1998, el programa amplió sus actividades hacia la costa norte del país, específicamente en el área de amortiguamiento de la reserva natural de Mache Chindul, al Norte de la Provincia de Manabí y Sur de Esmeraldas. Lo anterior, obedece a que en la zona baja tropical, las especies locales han tenido un desarrollo tecnológico más avanzado y por otro lado, el crecimiento de estas especies es rápido. Algunas de las especies utilizadas son guayacán (*Tabebuia chrisanta*), amarillo (*Centrolobium platinense*), guachapelí (*Albizzia guachapele*), fernán sánchez (*Triplaris americana*), tangaré (*Carapa guianensis*), coco (*Virola dixonii*), laurel (*Cordia alliodora*) y cutanga (*Parkia multijuga*), entre las principales. Se han establecido las plantaciones mixtas, asociando hasta cinco especies, teniendo en cuenta los patrones de crecimiento de cada una de ellas. De esta forma, se pretende establecer bosques similares a los existentes anteriormente y aplicar los principios de sostenibilidad ambiental y socio-económica.

Hasta la fecha, PROFAFOR ha suscrito cerca de 170 contratos de forestación que cubren un área aproximada a las 24.500 ha tanto en la sierra (entre 2800 y 3750 msnm) como en la costa (entre 50 y 600 msnm). En general, los contratos establecen que Face mediante PROFAFOR se reserva los derechos y propiedad del carbono absorbido y fijado por las plantaciones, mientras que el beneficiario o dueño de la tierra, puede hacer uso de la madera proveniente del bosque plantado, bajo determinadas condiciones técnicas. La duración del contrato actual es de 99 años, lo que hace que efectivamente exista bosque por un largo periodo en la tierra del beneficiario y se pueda aprovechar en forma sostenible.

El uso anterior de los suelos en la sierra fueron pajonales y pastos degradados sometidos a pastoreo extensivo y quemas periódicas, mientras que en la costa se está dando mayor énfasis al uso de pastos abandonados o degradados. Una parte significativa del área plantada (8.000 ha) se ha contratado con comunidades indígenas de la sierra ecuatoriana, incorporando tierras degradadas o sin uso a la economía local. El remanente ha sido con propietarios particulares de diverso tamaño con un promedio de 100 a 120 ha por propietario particular.

Para la selección de los proyectos a financiar, se han considerado tres criterios: adicionalidad, es decir, que el proyecto de reforestación incremente

efectivamente la cantidad de carbono al ecosistema desde su inicio hasta su conclusión; sostenibilidad, mediante un adecuado manejo, el propietario pueda utilizar los productos del bosque en forma continua, asegurándole ingresos sin detrimento de los recursos y manteniendo el carbono fijado a largo plazo; costo-eficiencia, el proyecto debe ser económicamente atractivo al beneficiario y a PROFAFOR, como también, ser eficiente en cuanto a su desarrollo, crecimiento y capacidad de absorción y fijación de carbono.

A principios de 1999, Face/PROFAFOR inició el proceso de certificación forestal en dos sentidos: uno, para ser considerado como un Proyecto de Verificación y Certificación de Gases de Efecto Invernadero y obtener el certificado sobre un Programa de Unidades de Reducción de Emisiones Proyectadas de la cantidad de carbono fijado y almacenado por las plantaciones que ha apoyado y en segundo lugar, para el manejo adecuado de las plantaciones, basado en los principios y criterios de la FSC (Forest Stewardship Council). La verificadora escogida fue la SGS (Société Generale de Surveillance, Product & Process Certification), considerada como la más grande del mundo, con oficinas en más de 140 países incluyendo al Ecuador. Después de dos años y medio de negociaciones, visitas de inspección y verificación y de evaluaciones de la capacidad financiera, técnica y ambiental del programa, se obtuvo la certificación de la cantidad de carbono almacenado en las plantaciones. PROFAFOR/FACE cuenta con certificados expedidos por la SGS por el orden de 2,49 millones de toneladas de CO₂, de los cuales 1,8 millones de toneladas son libre de riesgos y el remanente bajo cierto tipos de riesgo.

Por lo anterior, fue necesario implementar un sistema de monitoreo y seguimiento a las plantaciones de PROFAFOR, con el propósito de determinar con mayor grado de seguridad y precisión la cantidad de carbono fijado por las plantaciones y además, conocer más a fondo la evolución de la vegetación natural dentro y fuera de las plantaciones como base para un adecuado manejo y para definir su participación en la contabilidad del carbón adicionado al sistema.

Este trabajo tiene como objetivo lo siguiente:

- Describir la metodología diseñada e implementada por PROFAFOR para calcular la cantidad de carbono absorbido y fijado por plantaciones establecidas entre 1994 y 1998.
- Reseñar el sistema de monitoreo de las plantaciones y de la vegetación natural existente en áreas adyacentes y dentro de las mismas.

- Presentar el equipo “Field – Map” de tecnología de punta diseñado para la medición, cuantificación y georeferenciación de los recursos forestales para propósitos de carbono.

Metodología para la estimación de carbono de plantaciones jóvenes

Dado que PROFAFOR inició actividades tan sólo en 1993, para efectos de determinar la cantidad de carbono en las plantaciones, se consideraron las de mayor edad, es decir, aquellas establecidas entre 1994 y 1995. En el Anexo I se muestra la primera página a manera de ejemplo, del listado de plantaciones existentes hasta la fecha, indicando la localización y demás información básica. Además, están señaladas aquellas de más de 4 años de edad (a 1999) y consideradas para esta parte del estudio. En el Cuadro 1 se presenta un resumen de las plantaciones de más de 4 años de edad, las cuales arroja un área total de 8.632 ha hasta 1999. La especie mayor representada es el *Pinus patula* con 59.3 % del área total seguida por el *P. radiata* con 35.0%. El remanente (5.7%) lo compone *Eucalyptus globulos*, *E. saligna* y *Cupressus macrocarpa*.

Todas las plantaciones se encuentran ubicadas sobre la sierra ecuatoriana en las provincias de Carchi, Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Chimborazo, Bolívar, Cañar, Azuay y Loja. Están localizadas entre 2.450 y 3.750 msnm, en sitios con temperaturas entre 6 y 16 °C y precipitación media anual entre 800 y 2.200 mm. En general, los suelos son profundos, bien drenados y derivados de cenizas volcánicas recientes hacia el norte y antiguas hacia el sur.

Parcelas de muestreo

Para tener una representación de sitios y edades, se procedió a realizar un muestreo de aquellas plantaciones

mayores a 25 ha. Para proceder a definir el número de parcelas por plantación, se tuvo en cuenta los siguientes rangos:

Rango de tamaño de plantación (ha)	Número de parcelas muestreo
25 – 70	1
71 – 200	2
201 – 500	3
501 – 1500	4
más de 1500	5

Se realizaron muestreos sobre un total de 52 plantaciones (22 de *P. patula*, 21 de *P. radiata*, 8 de *Eucalyptus spp.* y una de *Cupressus macrocarpa*), y se establecieron un total de 92 parcelas distribuidas así: 42 de *P. patula* (45.6%), 37 de *P. radiata* (40.2%), 12 de *Eucalyptus spp.* (13.0%) y una en *C. macrocarpa*. Para la distribución de las parcelas en el terreno, se realizó un reconocimiento previo e información de gabinete y se procuró abarcar todo el rango de variabilidad, tanto fisiográfica como en tamaño y desarrollo de la plantación. En terrenos con baja variación, las parcelas fueron ubicadas al azar. La forma y tamaño de las parcelas de muestreo fue de 20 x 25 m para un total de 500 m². Cada parcela contenía entre 50 y 60 árboles/ha.

Registro de información

La toma de información se basó en otras investigaciones realizadas por Coppus, Groenendijk & Hofstede (1997) en plantaciones de pinos, Fehse et al. (1999) para determinar biomasa y carbono de bosques naturales en la zona alta del Ecuador y Tonneijck (1998) en páramos herbáceos, todos citados por Hofstede y Aguirre 1999. Estos trabajos fueron ejecutados dentro de las actividades del Proyecto de Investigaciones en

Cuadro 1.- Superficie y especies plantadas por PROFAFOR entre 1994 y 1998

Especie	Area (ha)	(%)
<i>Pinus patula</i>	5.123	59.3
<i>Pinus radiata</i>	3.022	35.0
<i>Eucalyptus globulos</i>	357	4.2
<i>Eucalyptus saligna</i>	100	1.2
<i>Cupressus macrocarpa</i>	30	0.3
Otras	0	0
TOTAL	8.632	100.0

Páramos y Bosques Andinos (ECOPAR). Para la determinación de carbono se basó en la metodología en Nabuurs & Mohren (1995) y de Fehse et al. (1999).

La toma de las mediciones en cada parcela se dividió en los siguientes estratos y componentes:

Estrato	Tipo de estrato	Componente
1. Arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Fuste
2. Arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Copa (ramas + hojas)
3. Arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Raíces (estimado)
4. No arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Arbustos
5. No arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Hierbas (mono y dicotiledóneas)
6. No arbóreo de plantación	Abiótico (muerto)	Hojarasca y mantillo
7. No arbóreo de plantación	Abiótico (inerte)	Suelo

ápice, de la parte media y de la base del fuste, se pesaron con balanza graduada (0.1 kg) y se llevaron al laboratorio. Allí se secaron al horno a una temperatura de 104°C hasta obtener peso anhidro y deducir la relación peso seco/peso húmedo.

Las ramas, ramillas y las hojas o acículas de los árboles se tomaron como un solo componente debido a su pequeño tamaño (0.5 a 5.0 m). El componente raíces fue obtenido con base en las relaciones entre biomasa aérea y biomasa subterránea reportada por Nabuurs & Mohren 1995, que se describirá posteriormente. Los componentes 4 (arbustos), 5 (hierbas) y 6 (hojarasca y mantillo) fueron colectados y analizados conjuntamente, debido a la dificultad para separarlos, pues en la mayoría de las plantaciones el sotobosque consistía en pajonal.

Mediciones de componentes

En cada parcela de muestreo se determinó la sobrevivencia (%). A cada uno de los árboles se le midió la altura total con vara calibrada al cm y cuando su tamaño lo permitió, se midió el diámetro a la altura de pecho (DAP) con forcípula graduada a 0.1 cm. A los árboles de menos de 2 m se les midió diámetro basal (a ras del suelo) y apical. A todos los árboles se midió la proyección vertical del diámetro máximo de la copa con cinta métrica con aproximación al cm. De cada parcela se extrajo un árbol, al cual se separó el fuste o tallo de las ramas, ramillas y hojas o acículas. Para obtener una representatividad de diferentes tamaños de árboles para el cálculo de volumen, biomasa y carbono, los árboles se escogieron de diferentes tamaños partiendo de los más grandes a los más pequeños en cada plantación.

Componente fuste: de cada árbol extraído, se procedió a pesar el fuste en balanza graduada con aproximación a 0.1 kg. Se tomaron tres muestras de 15 cm de longitud del

Componente copa (ramas + hojas/acículas): de cada árbol extraído se midió la altura total y proyección de diámetro máximo de copa con vara y cinta métrica graduada (0.1 cm) respectivamente. Se pesó el total de la copa con balanza graduada (0.1 kg), procediendo a segmentar las ramas gruesas. Se tomó una muestra de ramas y de acículas de aproximadamente 1.0 kg cada una en bolsas plásticas, se pesaron con balanza graduada (0.1 kg) y se llevaron al laboratorio para determinar peso seco. Para ello se secaron al horno a 104 °C hasta obtener peso seco y determinar relación peso húmedo/peso seco.

Componente raíz: se utilizaron las relaciones entre biomasa aérea y subterránea reportadas por Nabuurs & Mohren 1995, y resumida de la siguiente manera:

Especie	Edad (años)	Relación (bs/ba)
<i>Pinus radiata</i>	5	0.16
<i>Eucalyptus spp.</i>	5	0.15
<i>Cupressus macrocarpa</i>	5	0.16

Componente arbustos + hierbas + mantillo: se delimitó una subparcela de 1.0 m² dentro de la parcela para registrar todos los individuos de herbáceas mono y dicotiledóneas, arbustos y hojarasca o mantillo. Se recolectó toda la vegetación de la subparcela (aérea y necromasa a ras del suelo) y se pesó en balanza graduada (0.1 kg). Posteriormente se tomó una muestra mezclada de los subcomponentes de aproximadamente 1.0 kg en

bolsas plásticas, se pesó en balanza graduada (0.1 kg) y se llevó al laboratorio para determinar peso seco.

Componente suelo: en cada parcela se levantó un perfil del suelo, describiendo las características físicas de cada uno de sus horizontes: profundidad, textura, color, estructura, drenaje. La profundidad del horizonte orgánico A fue estimada con base en los cambios de coloración de los suelos. La toma de las muestras fue producto de un muestreo más intenso como se indica en el Anexo 2. En total se recolectaron cinco muestras así: tres de 0 a 10 cm de profundidad, una de 10 a 25 cm y una 25 a 50 cm. Se tomaron muestras de 500 g de suelo y se llevaron al Laboratorio de Suelos del SESA. Allí se realizaron análisis químico de materia orgánica, nitrógeno, potasio, fósforo y pH, y físico de contenido de humedad y densidad.

Cálculos de volumen, biomasa y carbono

Componente fuste: se calculó el volumen de cada árbol mediante fórmulas convencionales:

$$V = 0.785 * DAP^2 * AT * FF$$

donde

- V: Volumen total de cada árbol (m³)
 DAP: Diámetro a la altura del pecho (m)
 AT: Altura total del árbol (m)
 FF: Factor forma

El factor forma se obtuvo mediante la relación obtenida entre el volumen real del árbol y el de un cilindro perfecto mediante seccionamiento del fuste. Se establecieron las relaciones de peso húmedo/peso seco para así determinar el contenido de biomasa del fuste de cada uno de los árboles mediante la utilización de regresiones simples con los siguientes resultados:

Especie	Ecuación ph/ps	r ²	Probabilidad (%)
<i>Pinus patula</i>	y=0.378 x	0.96	p > 0.05
<i>Pinus radiata</i>	y=0.363 x	0.93	p > 0.05
<i>Eucalyptus spp.</i>	y=0.593 x	0.96	p > 0.05
<i>Cupressus spp.</i>	y=0.461 x	0.97	p > 0.05

Para calcular el contenido de carbono del fuste de cada árbol, se utilizó el factor 0.5 como constante (Nabuurs & Mohren 1995).

Componente copa (ramas + hojas/acículas): utilizando los parámetros medidos y diferentes herramientas

estadísticas, se llegó a obtener un modelo que puede calcular la biomasa total de la copa en función del diámetro máximo de su copa, tomando en cuenta a la copa del árbol como un elipsoide. Como resultado de éste análisis se tuvo lo siguiente:

Especie	Relación (dc/ps)	r ²	Rango tamaño copa
<i>Pinus patula</i>	y = 0.014 ^{4.672x}	0.63	0 a 1.0 m
<i>Pinus patula</i>	y = 1.03x - 0.04	0.79	1.0 - 2.0 m
<i>Pinus radiata</i>	y = 0.042 ^{2.442x}	0.69	< 2.0 m
<i>Pinus radiata</i>	y = 7.91x - 10.55	0.89	> 2.0 m

Componente raíces: se tuvo como base las relaciones de biomasa subterránea/biomasa aérea de Nabuurs & Mohren 1995, descrita anteriormente. Para el cálculo del carbono se multiplicó la biomasa por el factor 0.5 utilizado por el mismo autor.

Componente arbustos + hierbas + mantillo: los tres subcomponentes se sumaron en un solo valor para efectos de los cálculos de biomasa. Se aplicó también el factor constante de 0.5 para el cálculo de carbono y los resultados se extrapolaron a hectárea.

Componente suelo: para determinar el contenido de carbono en el suelo, se aplicó un factor de 0.58 de la materia orgánica del suelo. Solamente se estimó el carbono para los primeros 10 cm de profundidad, pues la mayoría de las muestras fueron tomadas de este segmento y además, resulta la más relevante para evaluar la dinámica futura de la variación de carbón en las plantaciones forestales.

Metodología del monitoreo de plantaciones forestales y vegetación natural

Para los propósitos de PROFAFOR, el monitoreo es una serie de evaluaciones consecutivas y periódicas de diferentes aspectos cuantitativos y cualitativos de la vegetación natural dentro y circundante a la plantación y de la misma plantación, relacionados al manejo y cumplimiento de los objetivos de los bosques.

La meta del monitoreo es obtener información sobre el desarrollo de la vegetación natural y de las plantaciones de PROFAFOR como base para un adecuado manejo con miras a la producción de madera y de mantener un "stock" mínimo de carbono. El monitoreo no tiene como meta explícita la obtención de información sobre secuestro de carbono. Los resultados deben ser la base para las recomendaciones sobre el manejo y

cualquier otra práctica silvicultural con miras a maximizar la cantidad de biomasa pero permitiendo un aprovechamiento sostenible. En el diseño de la metodología, se empleó una técnica fácil y segura que permita obtener resultados rápidos y confiables.

En general, los objetivos del monitoreo son conocer la dinámica de la vegetación dentro y adyacente a la plantación y de la plantación misma en el tiempo y espacio, tener bases suficientes para optimizar los tratamientos silviculturales, evaluar el estado sanitario para emprender acciones de mitigación a tiempo, hacer seguimiento y ajustes al plan de manejo inicial y detectar problemas eventuales que afecten el normal desarrollo de la plantación e implementar soluciones en forma oportuna.

Evaluación de la plantación y de la vegetación natural

El tipo de muestreo que se utiliza es estratificado al azar con distribución proporcional al área. El siguiente cuadro indica el número de parcelas necesarias de acuerdo al área plantada de cada proyecto:

Área del proyecto(ha)	Número de parcelas
10 – 25	1
26 – 50	2
51 – 100	3
101 – 150	4
151 – 200	5
201 – 250	6
251 – 300	7
301 – 350	8

La parcela es de carácter permanente y de forma rectangular (10 x 50 m) para un área de muestreo de 500 m², y un total de 493 parcelas en todas las plantaciones. Sobre esta área se evalúa la vegetación natural existente (brinzal, latizal y fustal) y los árboles plantados dentro de la parcela. El eje longitudinal de la parcela se localiza en sentido Norte-Sur o Este-Oeste de acuerdo a la orientación y longitud de la pendiente. Una parcela similar se localiza en un área adyacente a la plantación.

Como primer paso se estratifica la plantación en forma general, de acuerdo a su topografía (plana, ondulada, quebrada, escarpada), edad y especie. En la mayoría de los casos coincide el estrato con los compartimentos establecidos en el plan de reforestación y de manejo inicial. Una vez definido el sitio, en forma aleatoria y con una distribución proporcional, se

establecen las parcelas. Se marca el árbol más cercano a cada vértice con una línea de pintura roja (esmalte anticorrosivo) a 1.3 m de altura y con tres anillos el árbol más cercano al vértice nor-este de la parcela (el anillo más bajo estará a 1.3 m), siempre que los árboles se encuentren al interior de la parcela. En el vértice Nor-Este se coloca un mojón de cemento y se levantan las coordenadas geográficas de este punto con GPS y se determina la altitud y pendiente media. En plantaciones jóvenes de menos de 1.3 m de altura se deja demarcando la parcela, con cinta fosforescente de color anaranjado en el arbusto más cercano que se encuentren dentro de la parcela, junto a cada vértice.

Evaluación componente forestal: en una hoja de campo predeterminada, se registra la información general de la parcela: número de contrato, nombre del propietario, fecha de plantación y de evaluación, número de compartimento, número de parcela, especie, pendiente, responsable y altitud media. Los registros dasométricos de cada árbol de la plantación son los siguientes para la sierra y costa ecuatoriana:

- DAP (diámetro a la altura del pecho, tomado en el fuste principal a 1.3 m)
- NF (número de fustes que superan el 1.3 m de altura)
- DC (diámetro de la proyección de la copa realizando dos mediciones en forma de cruz: la primera medición tomando el diámetro mayor y la segunda perpendicular a la primera)
- AT (altura total del árbol)
- Supervivencia: árboles vivos en relación con la densidad inicial
- Estado sanitario

Evaluación componente vegetación natural (sierra):

- Descripción cualitativa: esta evaluación se realiza por apreciación visual sobre el área de ocupación del tipo de vegetación al interior de la parcela de 500 m² y dada en porcentaje sobre el total. Se han preestablecido ocho tipos de vegetación típica de la zona alta del Ecuador que se describen a continuación:
- Arbustivo alto: vegetación leñosa de más de 1.3 m de altura promedio y que cubre más del 50 % del área.
- Arbustivo bajo: vegetación leñosa de menos de 1.3 m de altura promedio y que cubre más del 50 % del área.
- Pajonal alto con arbustos: vegetación herbácea (paja) con altura promedio de más de 1.3 m, que cubre más del 50 % del área y los arbustos ocupan hasta el 50 % del área.

- Pajonal bajo con arbustos: vegetación herbácea (paja) con altura promedio menor de 1.3 m, que cubre más del 50 % del área y los arbustos ocupan hasta el 50 % del área.
 - Pajonal alto: solo vegetación herbácea (paja) con altura mayor a 1.3 m de altura.
 - Pajonal bajo: solo vegetación herbácea (paja) con altura menor a 1.3 m de altura.
 - Pasto: vegetación herbácea introducida y cultivada por el hombre
 - Suelo desnudo: suelo sin cobertura vegetal.
- La descripción cualitativa de la muestra debe sumar 100 % para los diferentes tipos de vegetación. Se obtiene un promedio de las parcelas para cada compartimento y se extrapolan estos resultados para obtener una apreciación sobre los diferentes tipos de cobertura bajo las plantaciones.
- Descripción cuantitativa: la descripción de la vegetación arbórea (brinzal, latizal y fustal) se determina en parcelas de diferente tamaño, de acuerdo a su altura y dominancia como se muestra en el siguiente cuadro. La parcela de 500 m² se divide en 5 subparcelas de 100 m² y la cuantificación de brinzales y latizales se realiza en la subparcela 3 de 25 y 100 m² respectivamente 1).
- En cada subparcela y para cada uno de los árboles, se toma la información dasométrica mencionada anteriormente incluyendo el nombre vulgar y científico de las especies identificadas.

Evaluación componente vegetación natural (costa):

- Descripción cualitativa: de igual forma que en la sierra se realiza mediante apreciación visual sobre la

- parcela de los 500 m², teniendo en cuenta los siguientes tipos de vegetación:
- Arbustivo bajo: vegetación leñosa inferior a 1.3 m de altura.
 - Arbustivo alto: vegetación leñosa entre 1.3 m y 5 m de altura total.
 - Bosque secundario joven: sucesión de vegetación leñosa donde predominan las especies heliófitas efímeras (*Cecropia sp*, *Heliocarpus sp*, *Ochroma sp*, *Trema sp* y *Trichospermum sp*).
 - Bosque secundario intermedio: sucesión de vegetación leñosa donde predominan las especies heliófitas tardías (*Cespedecia sp*, *Bixa sp*, *Cedrela sp*, *Chimarrhis sp*, *Calycophyllum sp*, *Cordia sp*, *Vochysia sp*, *Freziera sp*, *Guazuma sp*, *Hyeronima sp*, *Miconia sp*) y las especies heliófitas efímeras han desaparecido.
 - Bosque secundario maduro: sucesión de vegetación leñosa donde predominan las especies esciófitas parciales (*Virola sp*, *Otoba sp*, *Ostheophloeum*, *Carapa sp*, *Talauma sp*, *Dacryodes sp*, *Huberodendron sp*, *Guarea sp*, *Brosimum sp*, *Pseudolmedia sp*, *Clarisia sp*, *Tabebuia sp*).
 - Pasto bajo: vegetación herbácea cuyo follaje es menor a 1.0 m de altura promedio.
 - Pasto alto: vegetación herbácea cuyo follaje es mayor a 1.0 m de altura promedio.

Se analiza de igual forma que en la sierra.

- Descripción cuantitativa: ésta descripción de vegetación (brinzal, latizal y fustal) se determina en parcelas de diferente tamaño, de acuerdo al cuadro adjunto. La parcela de 500 m² se divide en 5 subparcelas de 100 m² y la determinación de brinzales y latizales se realizará en la subparcela 3 (central) 2).

1)

Tipo vegetación natural	Descripción	Subparcela de muestreo	Área (m ²)
Brinzal	Vegetación arbórea superior a 0.3 m e inferior a 1.3 m de altura total	5 x 5 m	25
Latizal	Vegetación arbórea superior a 1.3 m de altura total e inferior a 10 cm de DAP	10 x 10 m	100
Fustal	Vegetación arbórea superior a 10 cm de DAP	10 x 50 m	500

2)

Tipo de Vegetación natural	Descripción	Subparcela de muestreo	Área (m ²)
Brinzal	Vegetación arbórea superior a 0.3 m, e inferior a 1.3 m de altura total	5 x 5 m	25
Latizal	Vegetación arbórea superior a 1.3 m de altura total e inferior a 10 cm de DAP	10 x 10 m	100
Fustal	Vegetación arbórea superior a 10 cm de DAP	8 x 62.5 m ² 5 x 100 m ²	500 500

En cada subparcela y para cada uno de los árboles, se toma la información dasométrica mencionada anteriormente incluyendo el nombre vulgar y científico de las especies identificadas.

Análisis de la información

La información recolectada del componente plantaciones forestales en la sierra y en la costa, se procesa mediante métodos estadísticos normales y se obtiene los siguientes resultados de la evaluación cuantitativa: sobrevivencia (%), distancia media entre árboles (m), número de árboles vivos por hectárea densidad (actual), altura total promedio (m), diámetro medio a 1.3 m (cm), diámetro medio de copa (m), área basal (m²/ha), volumen total con corteza (m³/ha) e IMA (m³/ha/a)

En relación con la información del componente vegetación natural, la evaluación cuantitativa arroja para cada uno de los compartimentos los siguientes resultados e indicadores para cada uno de los tipos de vegetación:

Indicadores	Tipo de vegetación		
	Fustal	Latizal	Brinzal
Especies dominantes	x	x	x
No. especies/parcela	x	x	x
No. individuos/ha	x	x	x
Altura total promedio (m)	x	-	-
Diámetro medio a 1.3 m	x	-	-
Diámetro medio copa (m)	x	-	-
Area basal (m ² /ha)	x	-	-
Volumen total (m ³ /ha)	x	-	-
Indice de biodiversidad (Simpson)	x	x	x
Indice de valor de importancia (IVI)	x	x	x

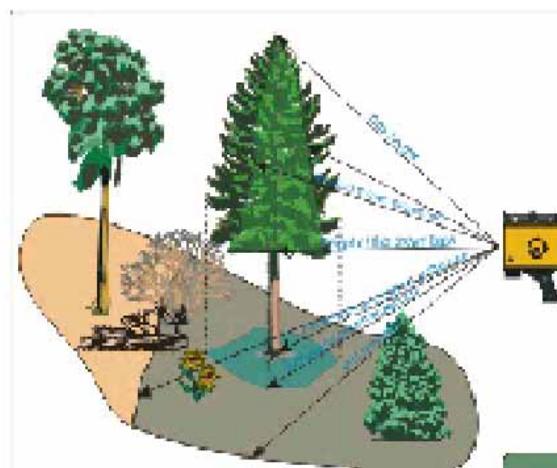
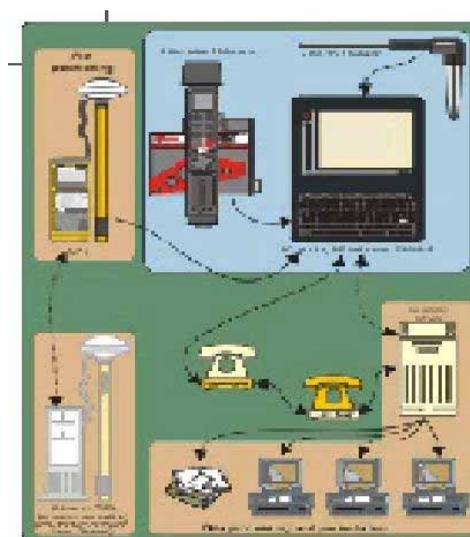
El Índice de Valor de Importancia se calcula con base en la dominancia relativa (basada en los diámetros de cada especie), frecuencia relativa (unidades de muestreo con presencia de especies) y la densidad relativa (número de individuos de las especies) (Cerón 1994). El Índice de Biodiversidad de Simpson (Cerón 1994) se utiliza para aquellos casos en donde la dominancia relativa de pocas especies en la comunidad constituye el interés primario, como es el caso de los páramos ecuatorianos. Entre más cercano sea el valor del índice al número de especies, más diverso es la comunidad.

La evaluación cualitativa presenta como resultado la proporción del área cubierta bajo los diferentes tipos de vegetación descrita anteriormente y relacionada con el total del área plantada.

Field – Map

Este equipo es una herramienta diseñada para la toma de datos de campo en forma sistematizada. Combina equipos de medición con software específicamente elaborado para permitir el tratamiento de cualquier colección de datos de campo y su respectivo análisis espacial. Se constituye en una herramienta eficiente y precisa en la elaboración de trabajo de medición, cuantificación y georeferenciación de recursos naturales. Por lo anterior, PROFAFOR-Face han decidido adquirir este sofisticado equipo para el monitoreo de las plantaciones y de la vegetación bajo éstas y en áreas adyacentes.

Los equipos con que cuenta el Field – Map son:



- Un equipo de rayos laser combinado con un clinómetro electrónico y brújula utilizados para medir distancias y ángulos verticales y horizontales (expresados en azimuts). Estos tres aparatos permiten una descripción tridimensional de cualquier objeto en el campo.
- Una forcípula electrónica para medir diámetros de árboles.
- Un sistema de posicionamiento global (GPS) para georeferenciar las mediciones.
- Un computador portátil con pantalla para lápiz con sistema MS Windows 95/98.

Entre las principales funciones se destaca:

- Desarrollo de bases de datos: mediante el Administrador de Proyectos de Field-Map (Programme Manager) se puede diseñar medidas de campo y estructuras de bases de datos correlacionadas. Contiene las siguientes opciones:
 - capas múltiples (puntos, líneas, polígonos)
 - estructura de base de datos a diferentes niveles, donde la parcela como capa identificadora es usada como raíz de la base de datos, a la cual se le superponen o conectan capas adicionales para el respectivo análisis espacial.
 - Atributos: las entidades que forman la capa tienen muchos atributos que pueden ser números, variables, valores alfanuméricos, datos o categoría de datos seleccionados de listas definidas por el usuario.
 - Desarrollo rápido de la aplicación: la estructura de la base de datos se construye utilizando herramientas visuales; mientras los atributos, incluyendo las listas, pueden ser fácilmente definidas.
 - Exportación de datos de Field-Map para posterior procesamiento: la estructura interna de la base de datos se fundamenta en tablas Paradox para el almacenamiento de atributos y en ArcView para almacenamiento de archivos geográficos.
- Recolección de datos de campo: de acuerdo con las necesidades del usuario, se puede coleccionar datos de campo con las siguientes facilidades:

- Creación automática de Field-Map application: con base en las instrucciones del Programme Manager, el Field-Map genera automáticamente un campo con un arreglo en forma de notebook. El uso de ésta interface sobre un campo del computador hace que la recolección de datos sea fácil y transparente.
- Georeferenciación flexible en el campo: un sistema de punto de referencia temporal establecidos en la parcela de campo, permite al usuario moverse libremente dentro del área de estudio sin perder la georeferencia del punto inicial de referencia.
- Mapeo: entidades geográficas individuales con capas múltiples pueden ser creadas, visualizadas y editadas. Los puntos y líneas pueden ser creados sobre la base de coordenadas que se obtienen de los equipos externos. La herramienta Poly-Shape elabora polígonos con toda la topología de líneas provenientes de las capas simples o múltiples y centroides con atributos anexos. Las áreas y perímetros son calculados automáticamente.
- Árboles: están localizados como puntos y pueden complementarse con datos de DAP obtenidos directamente de una forcípula electrónica y pueden ser visualizados como polígonos de áreas basales de los mismos. Igualmente se puede medir la sobreposición de las proyecciones horizontales de las copas de los árboles con herramientas especiales. Con la ayuda del rayo laser se puede medir la altura total y de la copa, como también permite medir el perfil vertical de las copas.
- Conversión a coordenadas geográficas: el sistema de coordenadas Norte-Sur basado sobre un origen local establecido, cerca o dentro del área de medición, puede ser convertido a una proyección de un mapa seleccionado en cualquier momento de ejecución del proyecto. Con esta proyección se

- puede usar cualquier capa elaborada como fondo del mapa.
- Mediciones periódicas: los valores de las mediciones anteriores pueden ser transferidos a campos de atributos seleccionados.
- Navegación en el campo: el equipo le provee con una herramienta de búsqueda de puntos con coordenadas conocidas.
- Malla de puntos: para un muestro con puntos, el equipo genera una malla regular de puntos que es predefinida por el usuario dentro del área de la parcela. Se puede crear círculos concéntricos que pueden ser utilizados para elaboración de mapas y mediciones.

El Field-Map presenta una serie de ventajas comparativas con relación a métodos tradicionales, como son:

- Opciones para la elaboración de diseños de medición (según objetivos específicos) con base en los cuales la estructura de base de datos para aplicación en campo es generada automáticamente.
- No admite el acceso de información redundante; es decir que cada valor de atributo por objeto es aceptado sólo una vez.
- El receptor de GPS incorporado permite encontrar puntos con coordenadas previamente conocidas, empleando azimut, distancia y dirección (navegación "clockwise").
- El grado de error es mínimo debido a la optimización en la transferencia de información desde el equipo externo de medición a la base de datos. Además, puede revisarse la validez y consistencia de las mediciones directamente en el campo.
- Se pueden desarrollar y adicionar módulos para aplicaciones más avanzadas; por ejemplo tablas de volúmenes, ecuaciones de biomasa, modelos de crecimiento y rendimiento, etc.
- Es compatible con programas para procesamiento y análisis estadístico como Paradox, MS Access y dBase; así mismo, es posible la visualización y análisis espacial en diversos software para SIG como Arcview, SPANS, Mapinfo, etc., sin ningún tipo de conversión.
- El ambiente de trabajo MS Windows es de fácil uso, por lo que no se requiere de programadores especializados para las aplicaciones del Field-Map.

Los módulos de Field-Map son parte de dos ejecutables: Field-Map y Field-Map Programme Manager. Los módulos proveen funcionalidad mediante menús adicionales y botones de pantalla. Los principales son: básico, líneas y transectos, polígonos, capas de datos & módulos externos, árboles y madera muerta, coordenadas geográficas, mediciones periódicas y navegación en campo & utilidades de mallas.

Este equipo ha sido probado en proyectos de Face en la República Checa, Uganda y Ecuador, y actualmente está siendo sometido a ajustes para los propósitos de monitoreo de las plantaciones. Se tiene previsto que el equipo será una herramienta que disminuirá los costos del monitoreo y los errores en la toma y procesamiento de los datos, mejorará la precisión de la información y podrá conectarse al sistema MONIS que es la base de datos que elaboró Face para el monitoreo financiero, técnico y administrativo de cada uno de los proyectos.

Conclusiones Generales

La metodología para la estimación de carbono en las plantaciones jóvenes de *Pinus spp.* en la sierra alta del Ecuador, arrojó la información básica necesaria para iniciar el proceso de certificación forestal. Algunas cifras relevantes son: cantidad de carbono en biomasa aérea de *P. patula* de 3 a 4 años (0.6 - 0.8 t/ha); para *P. radiata* con edades de 4 a 5 años (2.0 y 2.2 t/ha); y para *E. globulos* con edades de 5 a 6 años (2.0 a 4.0 t/ha). Para el sotobosque (arbustos, hierbas y mantillo) el contenido de carbono fue de 8 a 12 t/ha, 7 a 10 t/ha y 2 a 4 t/ha respectivamente para cada una de las especies. El contenido de carbón mineral de los suelos para los primeros 10 cm, varió entre 15 y 20 t/ha, 6 y 10 t/ha y 1,5 y 2,5 t/ha bajo plantaciones de las especies respectivamente.

Con relación a la metodología de monitoreo de las plantaciones y vegetación, ha sido operativa y funcional y se está analizando la información y diseñando una base de datos para obtener resultados sobre la evolución del sotobosque bajo las plantaciones comparado con áreas adyacentes sin bosque. El Field-map será de gran ayuda para este proceso para lo cual se utilizará a partir del final del presente año.

Reconocimientos y Agradecimientos

En la elaboración de la metodología descrita para el cálculo del carbono, participaron las siguientes perso-

nas: Dr. Iginio Emmer e Ing. Onno Heerma van Voss de Face, Holanda; Dr. Jan Sevink de la Universidad de Amsterdam, Holanda; Dr. Robert Hofstede e Ing. Nicolay Aguirre del Proyecto ECOPAR, Ecuador; Ing. Aníbal Paspuel y M.Sc. Luis F. Jara de PROFAFOR, Ecuador. La metodología del monitoreo de vegetación y plantaciones fue elaborada por personal de PROFAFOR con la asesoría del Dr. Iginio Emmer.

Se agradece la colaboración en la recolección de información y registro de campo a los Ings. Nicolay Aguirre, Onno Heerma van Voss, Aníbal Paspuel y Galo Ordóñez. En la ordenación de la información, análisis y elaboración del reporte interno a los Biólogos Patricio Yañez y Pool Segarra. También especial reconocimiento a los propietarios de las plantaciones donde se establecieron las parcelas y demás personal administrativo y operario que contribuyó para que la metodología fuera validada y aplicada.

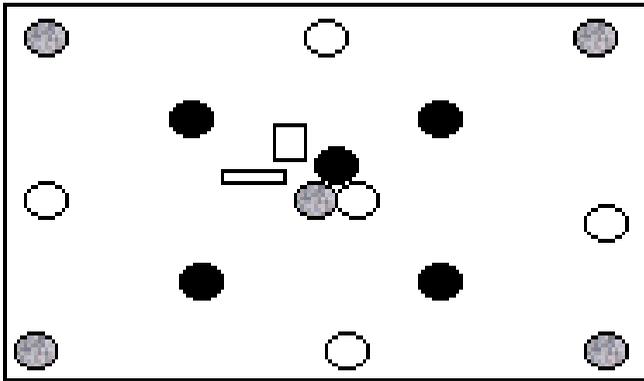
Bibliografía Consultada

- Cerón, C.E., 1994. Métodos para el análisis de la vegetación. En: Memorias del curso taller: Evaluación de impactos ambientales de caminos en áreas protegidas. BID-MOP-INEFAN. Cuenca, 21-29 Noviembre de 1994. p:71-108.
- Coppus, R., Groenendijk, J., Hofstede, R. 1997. Impacto de plantaciones de *Pinus* sobre el suelo y la vegetación en los andes del Ecuador. Presentación y ordenación de datos básicos. Proyecto ECOPAR. Amsterdam, Netherlands. (Informe interno).
- Fehse, J., Aguirre, N., Paladines, C., Hofstede, R., Sevink, J. 1999. La productividad de cuatro bosques secundarios en la sierra del Ecuador. ECOPAR, Quito, Ecuador. 41 p.
- Fehse, J., Aguirre, N., Paladines, C., de Nie, D., Hofstede, R., Sevink, J. 1998. Caracterización de los bosques naturales de la Sierra del Ecuador con los mapas de los bosques andinos. Proyecto ECOPAR, Quito, Ecuador. 43 p + mapas.
- Hofstede, R. 1997. El impacto ambiental de plantaciones de *Pinus* en la sierra del Ecuador. Resultados de una investigación comparativa. Proyecto ECOPAR. Quito, Ecuador. 54 p.
- Hofstede, R. y Aguirre, N., 1999. Biomasa y dinámica de carbono en relación con las actividades forestales en la sierra del Ecuador. *En*: Medina, G., y Mena, P., (Eds.). 1999. El Páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala. Quito, Ecuador. p: 29-52.
- IFER, 2001. Field-map, version 3.0. Institute of Forest Ecosystem Research, Ltd., Jilove u Prahy, Czech Republic.
- Medina, G., y Mena, P., (Eds.). 1999. El Páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala. Quito, Ecuador. 62 p.
- Nabuurs, G.J. y Mohren, G.M. 1993. Carbon fixation through forestation activities. Wageningen: Institute for Forestry and Natural Research; IBN Research Report: 93,4.
- Nabuurs, G.J. y Mohren, G.M. 1995. Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types. Canadian Journal of Forest Research 25: p:1157-1172.
- PROFAFOR (Programa Face de Forestación del Ecuador S.A.). 1999. Informe anual de actividades. PROFAFOR S.A.. Quito, Ecuador. 15 p.

Anexo 1: Lista de Contratos de PROFAFOR S.A. (06/01) (Nota: forma adaptada por el editor)

No. FOR	Beneficiario	Provincia	Cantón	Parroquia	Coordenadas	Altitud (ms nm)	Especies	Area contratada	No. parcelas	
									C	Monitoreo
001LT	Julio César Ron	Azuay	Cuenca	Baños	Lat 2°59'29"S Long: 79°12'42"W	3750	<i>Pinus patula</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Cupressus macrocarpa</i>	2500	4	8
003LT	Hugo Pichucho	Cotopaxi	Lata-cunga	Mulaló	Lat:0°47'30"S Long: 78°26'54"W	3.600	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i> <i>Buddleja incana</i>	1500	0	8
002	Comuna Lumbisí	Pichincha	Quito	Cumbayá	Lat:0°13'33"S Long: 78°28'5"W	2760	<i>Eucalyptus globulus</i>	80	2	3
008	Patricio Aguilar	Cotopaxi	Lata-cunga	Alaquez	Lat 0°50'4.3"S Long: 73°30'22.8"W	3400	<i>Pinus radiata</i>	300	3	7
009	Guillermo Tobar	Cotopaxi	Lata-cunga	Mulaló	Lat0°46'53.4"S Long: 78°31'27.4"W	3300	<i>Pinus patula</i> <i>Pinus radiata</i>	188	0	5
011	Marco Romero	Pichincha	Cayambe	Ascázubi	Lat:0°4'35.1"S Long: 78°15'36.1"W	3050	<i>Pinus patula</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Cupressus macrocarpa</i>	20	2	1
012	Victor Jimenez	Pichincha	Cayambe	Otón	Lat:0°1'42.5"S Long: 78°14'49.7"W	2980	<i>Eucalyptus globulus</i>	42	2	2
013	Hernán Herrera	Cotopaxi	Lata-cunga	Alaquez	Lat:0°48'00"S Long: 79°27'30"W	3400	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i>	133	3	4
018	Ricardo Izurieta	Cotopaxi	Pujilí	Matriz	Lat 1°2'30"S Long: 78°44'38.3"W	3500	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i>	140	2	4
025	Asociación Toscones	Azuay	Oña	Oña	Lat3°26'20.1"S Long: 79°3'32.9"W	3040	<i>Pinus patula</i>	300	0	7
031	Asoc. Totoracocha	Azuay	Cuenca	Tarqui	Lat:3°00'35"S Long: 79°7'49.8"W	3240	<i>Pinus patula</i>	300	2	7
032	Comuna Guambusari	Loja	Saraguro	Manú	Lat: 3°36'2"S Long: 79°27'1.6"W	3350	<i>Pinus patula</i>	300	3	7
033	Jorge Guillén	Azuay	Nabón	Cochapata	Lat3°26'20.1"S Long: 79°3'31"W	3040	<i>Pinus patula</i>	300	3	7
034	Germán Torres	Cañar	Azogues	Guapán	Lat:2°40'3.8"S Long: 78°55'40.1"W	3500	<i>Pinus patula</i>	150	2	4
035	Comuna 5 de Abril	Pichincha	Quito	Pintag	Lat:0°26'13.4"S Long 78°22'24.4"W	3200	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i> <i>Eucal. globulus</i>	300	0	7
041	Alfredo Jarrín Acosta	Pichincha	Cayambe	Ayora	Lat:0°7'33.5"N Long 78°10'23.1"W	3300	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i> <i>Eucal. globulus</i>	100	2	3

Anexo 2: Recolección de muestras de suelo

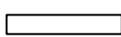


Puntos de Muestreo superficial (0-10 cm profundidad).

 Puntos de Muestreo superficial (0-10 cm profundidad).

 Puntos de Muestreo superficial (0-10 cm profundidad).

 Punto de Muestreo intermedio (10-25 cm profundidad).

 Punto de Muestreo profundo (25-50 cm profundidad).

Ecuaciones de Biomasa Aérea, Factores de Expansión de de Reducción de la Lengua *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser, en el SO del Chubut, Argentina

Gabriel A. Loguercio & Guillermo Defossé

Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino-Patagónico

Ruta 259. Km 4. Esquel. Chubut, Argentina

Tel/fax: 0054-2945-453948

e-mail: gloguer@ciefap.cyt.edu.ar

Resumen

La lengua es la especie forestal más importante de los bosques nativos andino-patagónicos argentinos. A fin de poder estimar carbono en árboles de lengua en pie se elaboraron funciones de biomasa aérea en base a un muestreo destructivo de 59 árboles en dos estructuras típicas del bosque de lengua virgen (regular e irregular) en las cercanías del Lago La Plata en la Prov. del Chubut. Se ajustaron funciones de biomasa neta, que es la real, y de biomasa bruta, que es la teórica que tendría el fuste si las pudriciones (que comúnmente afectan a la lengua) tuvieran la densidad de la madera sana. Para la base de datos del ajuste se utilizaron el 80 % de los árboles, mientras que el 20 % restante se utilizó para su validación. Se probaron 10 funciones de las más citadas en la literatura para la estimación de biomasa, realizando el análisis estadístico mediante el índice de Furnival, el r^2 , la distribución de residuos, análisis del error y sesgo. Las formas de las funciones seleccionadas fueron $Biomasa = b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2$ y $Biomasa = b_0 + b_1 * DAP^2 H$. Por otro lado, a fin de poder estimar la biomasa aérea de rodales en base a información de inventarios forestales preexistentes, se elaboraron coeficientes técnicos de expansión, que relacionan el volumen del fuste con la biomasa aérea, y coeficientes de reducción, que descuentan la pérdida de biomasa por efecto de las pudriciones. El factor de expansión tiende a disminuir con el aumento del DAP. Agrupados en clases diamétricas los factores de expansión aérea van de 2,173 para DAP entre 11-20 cm a 1,139 para DAP > 51 cm. Con las ecuaciones de biomasa y los coeficientes técnicos obtenidos en el presente estudio, se está en condiciones de estimar el carbono almacenado en bosques de lengua del SO de la provincia del Chubut en base a la información provista por inventarios forestales.

Introducción

Existe abundante experiencia en el campo forestal, sobre las técnicas para estimar el volumen (total y comercial) y los crecimientos que experimenta un bosque a lo largo del tiempo. A partir de ellas se ha generado mucha información que constituye una base muy útil a la hora de realizar estimaciones de la capacidad de fijación de carbono en un bosque. Para la transformación de ese volumen de fustes estimado mediante inventarios forestales, en valores de biomasa total son necesarios coeficientes técnicos, que representan la relación porcentual entre ambas medidas. Son los denominados Factores de expansión.

Por otro lado, si se quiere estimar el carbono existente en base a un nuevo inventario, son útiles las funciones de biomasa. Estas son ecuaciones que permiten determinar la biomasa de cada árbol a partir de variables de fácil medición (DAP, altura, etc.) y bajo costo. Pueden tener validez local o regional, pueden estar definidas por especie o grupo de especies, por zona climática o por grandes grupos botánicos (ej. latifoliadas y coníferas) (Schroeder *et al.* 1997).

La lengua es la especie forestal nativa que ocupa más superficie de los bosques andino patagónicos. Para poder evaluar el carbono almacenado en los árboles en pie y su dinámica en los bosques de esta especie, es necesario desarrollar las herramientas antes mencionadas. En el caso de la lengua la biomasa se ve

reducida debido a la presencia de pudriciones de la madera (castaña y blanca). Para la estimación de la biomasa a partir del conocimiento del volumen es necesario entonces, además del coeficiente de expansión, elaborar Factores de reducción, que expresan tal relación.

Objetivos

Los objetivos de este trabajo fueron:

- Ajustar funciones de biomasa aérea para la estimación de carbono en árboles de lenga en pie
- Elaborar factores técnicos de expansión y reducción de biomasa para estimar carbono en bosques de lenga a partir de información de inventarios forestales

Metodología

Selección de árboles muestra

Se efectuó un muestreo destructivo en un bosque virgen de lenga de calidad de sitio media, ubicado en las cercanías del lago La Plata (Prov. del Chubut), sobre dos rodales con estructuras típicas del tipo forestal -regular e irregular (Bava 1999). Basado en una selección al azar, se apearon un total de 59 lengas de distintas posiciones sociológicas y en un amplio rango de clases diamétricas, cubriendo de 10 a 90 cm de DAP.

Determinación de biomasa del fuste y ramas principales

La biomasa del fuste y ramas principales de cada árbol se obtuvo en base a la determinación del volumen y la densidad de los diferentes componentes de la madera y su estado sanitario, como se describe en Loguercio *et al.* (2001).

Biomasa de la copa (ramas secundarias y hojas)

La biomasa de la copa de cada árbol, formada por las ramas con diámetro menor a 10 cm y las hojas, se determinó por pesadas en el campo. Para convertir los

valores a peso seco, se determinó el contenido de humedad en alícuotas secadas en estufa a 105 °C hasta peso constante.

Análisis de regresión

Se realizaron análisis de regresión entre la biomasa aérea (fuste+copa) como variable dependiente y el DAP y la altura como variables independientes. La base de árboles muestra utilizados para el ajuste lo constituyó el 80 % de los individuos apeados. Estos fueron seleccionados al azar, pero con la restricción que todas las clases diamétricas (de 10 cm) deberían estar representadas en la muestra. El 20 % de los árboles restantes se utilizaron para la validación de las funciones. La tabla 1 muestra la lista de los modelos probados.

El análisis de regresión se realizó en base al r^2 , la significancia de los coeficientes y la distribución de residuos, mientras que la selección de los modelos se hizo en base al índice de Furnival. Debido a que la relación de las variables independientes utilizadas presenta heterocedasticidad con las variables dependientes (sobre todo respecto al DAP), las funciones fueron ponderadas mediante $1/DAP$, $1/DAP^2$, $1/DAP^3$, $1/DAP^4$, $1/DAP^5$, y las que utilizaban variables combinadas, además, con $1/DAP^2H$; $1/DAP^4H^2$. La validación de las funciones se realizó mediante medidas de error y sesgo. El primero se midió por la raíz del error cuadrático medio (REMC) y el segundo mediante la diferencia agregada (DIFA). Ambos fueron además expresados en forma relativa respecto a la media de los valores observados.

Coefficientes de reducción y expansión de biomasa

En los bosques naturales, es normal que parte de los tejidos de los árboles vivos estén afectados por hongos degradadores de la madera que ocasionan pudriciones del tipo castaña y blanca, como en el caso de la lenga. A fin de considerar su incidencia sobre la

Tabla 1: Modelos de biomasa utilizados para el análisis de regresión

Función	Fuente bibliográfica
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2$	Teller (1998)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP + \beta_2 * DAP^2$	Brown (1997)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2 * H$	Clutter (1992)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP + \beta_2 * H$	Elliot y Clinton (1993)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2 + \beta_2 * H$	Elliot y Clinton (1993)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2 + \beta_2 * H + \beta_3 * DAP^2 * H$	Clutter <i>et al.</i> (1992)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^{\beta_2} * H^{\beta_3}$	Clutter <i>et al.</i> (1992)
$Biomasa = \beta_0 * DAP^{\beta_1} * H^{\beta_2}$	Clutter <i>et al.</i> (1992)
$Biomasa = \beta_0 * DAP^{\beta}$	Wang <i>et al.</i> (2000)

biomasa es necesario presentar algunas definiciones particulares desarrolladas para el presente estudio.

La biomasa neta del fuste y ramas principales (B_{nfr}) se diferencia de su respectiva biomasa bruta (B_{bfr}), siendo esta última la teórica que alcanzaría el fuste (o el árbol) si el volumen de la madera no fuese afectada por pudriciones, o que estas tuviesen la misma densidad que la madera sana (Loguercio *et al.* 2001).

La determinación de la B_{bfr} a partir de datos de inventarios forestales se obtiene multiplicando el volumen estimado por la densidad media de la madera sana. Para estimar la B_{nfr} a partir de la B_{bfr} es necesario realizar una reducción por las pérdidas producidas por las pudriciones. A esta relación la denominamos Factor de reducción (F_r) y se obtiene mediante:

$$F_r = B_{nfr} / B_{bfr}$$

Por otro lado, para estimar la biomasa total del árbol (fuste+copa+raíces) a partir de datos de inventarios forestales, debe conocerse la relación entre la B_{nfr} y la suma de la biomasa de la copa (B_c) (ramas secundarias con diámetro <10 cm + hojas) más la biomasa de las raíces (B_{sub}). Esta relación se expresa mediante el Factor de expansión (F_{exp}). La fórmula es:

$$F_{exp} = (B_{nfr} + B_c + B_{sub}) / B_{nfr}$$

Debido a que en este estudio se determinó la B_{nfr} y B_c , mientras que la B_{sub} fue estimada por fórmula, se obtuvieron valores por separado de los factores de expansión aérea ($F_{exp\ aérea}$) y total ($F_{exp\ total}$). La biomasa de raíces fue estimada en base a la siguiente función:

$$\text{Ln}B_{sub} = 7,9124 - 23,3104 * \text{DAP}^{-0,5} + 13,2689 * \text{DAP}^{-1}$$

Weber (1999)

Donde $\text{Ln}B_{sub}$: logaritmo de la biomasa subterránea

Resultados

Funciones de biomasa

Las funciones de biomasa que presentaron el mejor ajuste, considerando el Índice de Furnival, fueron las siguientes (ver tabla abajo).

Los valores del Índice de Furnival, así como los de la REMC y la DIFA de las funciones que presentaron el mejor comportamiento se presentan en la tabla 2. Se observa que los ranking de los valores REMC y DIFA para cada biomasa (total aérea, bruta y neta del fuste) son diferentes entre si y respecto al del Índice de Furnival. A continuación priorizamos a la función que presentó el menor sesgo de estimaciones (siendo los valores de DIFA% bajos y similares). La función II ($y=b_0+b_1*\text{DAP}^2H$) es la mejor rankeada para la biomasa total y neta del fuste y en segundo lugar para la biomasa

Identificador	Biomasa bruta del fuste=
I	$40,490983-8,315061*\text{DAP}+0,530177*\text{DAP}^2$
II	$-13,701279+0,019683*\text{DAP}^2H$
III	$20,144103-0,024770*\text{DAP}^2-3,039345*H+0,021664*\text{DAP}^2H$
Biomasa neta del fuste=	
I	$27,845249-6,567465*\text{DAP}+0,471160**\text{DAP}^2$
I	$-11,689875+0,018413*\text{DAP}^2H$
III	$15,072990-0,036556*\text{DAP}^2-2,840236*H+0,017416*\text{DAP}^2H$
Biomasa total aérea=	
I	$32,648852 - 5,676172 * \text{DAP} + 0,510863 * \text{DAP}^2$
II	$5,025173+0,021553*\text{DAP}^2H$
III	$7,670942+0,089290*\text{DAP}^2-0,822793*H+0,017032*\text{DAP}^2H$
IV	$0,032658570 * \text{DAP}^{1,963079245} * H^{0,907562431}$

Tabla 2: Índice de Furnival, REMC y DIFA de las funciones de biomasa del fuste que presentaron los mejores ajustes

Biomasa neta del fuste	Pond.	I. Furnival	Rank.	Remc	Remc%	Rank.	DIFA	DIFA%	Rank.
I	1/D4	41,2	2	101,2	15,3	3	-23,4	-3,5	3
II	1/D4	41,5	3	33,3	5	1	9,1	1,4	1
III	1/D4	39,6	1	35,7	5,4	2	17,3	2,6	2
Biomasa bruta del fuste									
I	1/D4	39,8	1	91,6	12,7	3	-59,2	-8,2	3
II	1/D5	44,6	3	66,0	9,2	2	23,1	3,2	2
III	1/D4	40,6	2	52,8	7,3	1	19,7	2,7	1
Biomasa total aérea									
I	1/D4	48,9	4	130,9	16,7	4	-61,5	-7,8	4
II	1/D4	46,4	2	59,2	7,6	2	0,1	0,01	1
III	1/D4	46,3	1	59,9	7,6	3	-10	-1,3	3
IV	1/D4	46,7	3	48,3	6,2	1	1,3	0,2	2

bruta del fuste. Si además consideramos su simplicidad respecto a las otras que utilizan la variable combinada, concluimos que esta es la más apropiada para realizar estimaciones. Para las tres clases de biomasa la función subestima levemente, como lo expresa el DIFA% de 1,4 para la biomasa neta del fuste, 3,2 para la biomasa bruta del fuste y 0,01 para la biomasa total aérea.

La figura 1 muestra la expresión gráfica de las funciones de biomasa bruta y neta del fuste, (modelo biomasa (kg/árbol)= $b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2$). En esta figura se observa como aumenta la diferencia entre la biomasa bruta y neta en los árboles de mayor tamaño,

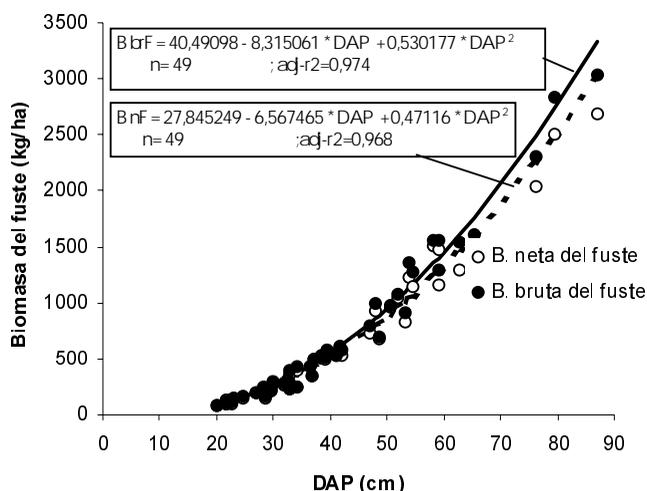


Figura 1: Funciones de biomasa bruta y neta del fuste en relación al DAP

debido al incremento de la participación de las pudriciones. Por ejemplo, para un DAP de 20 cm la biomasa neta se redujo un 1,6 % respecto a la biomasa bruta, mientras que para un DAP de 80 cm la diferencia es del 9 %.

Coefficientes de reducción y expansión

El F_r varía considerablemente de árbol a árbol, en todas las clases diamétricas. Como se observa en la figura 2, tiende a ser menor en los árboles de mayores dimensiones, sobre todo a partir de 50-60 cm, donde no supera el valor de 0,9.

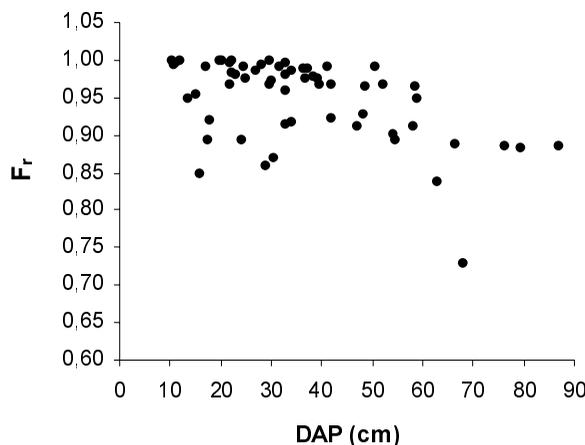


Figura 2: Factores de reducción en relación al DAP

La relación entre el Factor de expansión y el DAP es asintótica, como se ve en la figura 3. Presenta más variación para los árboles de menor DAP (< 30 cm), y tiende a la unidad en la medida que este se incrementa.

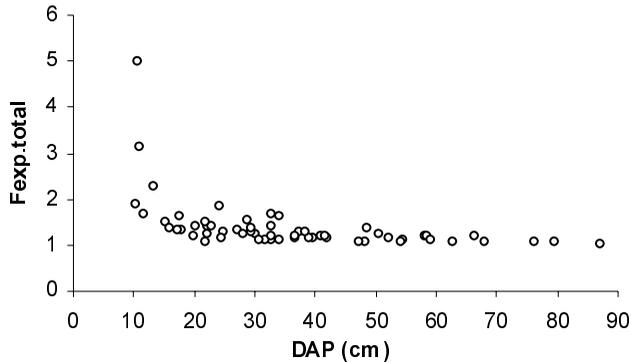


Figura 3: Factores de expansión en relación al DAP

A los fines prácticos, para ser aplicado a la transformación del volumen obtenido de inventarios a biomasa, se elaboraron los factores de expansión y reducción de biomasa por clases diamétricas. En la tabla 3 se presentan los valores promedios y el total de los Factores de expansión aérea y de los Factores de expansión total (aérea + subterránea) por clase diamétrica.

La tabla 4 muestra los valores promedios (y los coeficientes de variación) del Factor de reducción por clase diamétrica y el total.

Discusión y Conclusiones

De las funciones ajustadas para la estimación de biomasa aérea total, bruta y neta, se seleccionaron las tres (cuatro en el caso de la biomasa total aérea) que presentaron los valores más bajos del Índice de Furnival. El ranking de los valores de REMC y DIFA son variables, pero en general aceptables. Por su simplicidad se recomienda la función $\text{biomasa} = b_0 + b_1 * \text{DAP}^2 H$, que presenta un REMC% entre 5 y 9 % y un DIFA% entre 0,01 y 3,2 %. Para muestreos en los cuales solo se utilice el DAP como variable independiente se propone la función $\text{biomasa} = b_0 + b_1 * \text{DAP} + b_2 * \text{DAP}^2$, aunque el error involucrado es algo mayor. A través de estos modelos se elaboraron las funciones de biomasa bruta y neta que permiten estimar las pérdidas de carbono en bosques de lenga por efecto de las pudriciones.

Respecto a los factores técnicos de expansión, estos se reducen en la medida que aumenta el DAP. Esta observación coincide con la generalización realizada por Schroeder *et al.* (1997) para los bosques de zonas templadas. De la distribución de biomasa de un bosque de lenga virgen de Tierra del Fuego reportada por Richter y Frangi (1992), se deduce un factor de expansión total de 1,535. Este se encuentra se corresponde con los valores de las clases intermedias -entre 20 y 40 cm de DAP- en el presente estudio.

Weber estimó la biomasa del fuste en bosques de lenga de Tierra del Fuego. El asumió una distribución teórica de las pudriciones (de las que determinó la densidad en probetas) por clase diamétrica. En base a

Tabla 3: Valores discretos de los coeficientes técnicos de biomasa

DAP (cm)	n	F _{exp. aérea}		F _{exp. total}	
		\bar{x}	CV (%)	\bar{x}	CV (%)
11-20	11	2,173	50,3	2,768	51,1
21-30	15	1,376	12,8	1,662	11,1
31-40	14	1,273	13,9	1,491	14,0
41-50	6	1,187	8,2	1,360	8,2
>51	13	1,139	5,8	1,266	6,2
Total	59	1,429	41,9	1,710	47,1

Tabla 4: Valores discretos de los Factores de reducción de biomasa por clase diamétrica

DAP (cm)	F _{reducción}	CV (%)
11-30	0,963	4,9
31-50	0,964	3,1
51-70	0,904	8,5
> 71	0,885	0,2
Total	0,949	5,7

sus resultados calculamos los Factores de reducción de biomasa del fuste por clase diamétrica. Estos resultaron muy similares a los obtenidos en el presente estudio para las clases diamétrica entre 31 y 70 cm. En la clase de DAP < 30 cm y > 71 cm las diferencias fueron algo superiores. Esta observación será corroborada en un estudio que actualmente estamos realizando en la Provincia de Tierra del Fuego para la elaboración de funciones de biomasa de lenga de validez regional.

Bibliografía

- BROWN S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. FAO. Forestry Paper 134, Rome, Italy.
- CLUTTER J., J. FORSTON, L. PIENAAR, G. BRISTER, R. BAILEY, 1992. Timber Management. A quantitative approach. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida.
- ELLIOT K. J. & B. D. CLINTON, 1993. Equations for Estimating Biomass of Herbaceous and Woody Vegetation Early-Succesional Southern Appalachian Pine-Hardwood Forests. Southeastern Forest Experiment Station. Research Note SE-365. Forest Service. USA.
- LOGUERCIO G. A., A. JOVANOVSKI M., A. E. ASENJO, 2001. Pérdidas de biomasa en árboles vivos de lenga *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser por efecto de las pudriciones de la madera. Un método de cuantificación. Simposio Internacional "Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales". 18 al 20 de octubre, 2001. Valdivia, Chile.
- MACDICKEN K.G., 1997. A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects. Forest Carbon Monitoring Program. Winrock International Institute for Agricultural Development (WRI). <http://www.winrock.org/REEP/PUBSS.html>.
- RICHTER L., & FRANGI J., 1992. Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata. 68: 35-52
- SCHROEDER P., S. BROWN, J. M.O., R. BIRDSEY & C. CIESZEWSKI, 1997. Biomass Estimation for Temperate Broadleaf Forests of the United States Using Inventory Data. Forest Science, Vol 43, N° 3: 424-434.
- TELLERA A. 1988. Biomass, productivity and wood waste evaluation in a spruce (*Picea abies*) forest (Strainchamps 1983). Commonw. For. Rev. 67(2).
- WANG J. R., T. LETCHFORD, P. CORMEAU, J.P. KIMMINS. Above- and below-ground biomass and nutrient distribution of a paper birch and subalpine fir mixed-species stand in the Sub-Boreal Spruce zone of British Columbia. Forest Ecology and Management 130 (2000) 17-26.
- WEBER M., 1999. Kohlenstoffvorräte eines *Nothofagus*-Primärwaldes auf Feuerland. Forstw. Cbl. 118(1999): 156-166.

Pérdidas de Biomasa en Árboles Vivos de Lengua *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser por Efecto de las Pudriciones de la Madera. Un Método de Cuantificación.

Gabriel A. Loguercio, Alejandro Jovanovski, Matías Acetti, Emilio Asenjo

Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino-Patagónico.

Ruta 259. Km 4. Esquel. Chubut. Argentina

Fono Fax 0054-2945-453948

gloguer@ciefap.cyt.edu.ar

Resumen

Los bosques nativos de lenga están afectados por diversos hongos que producen pudriciones de la madera del tipo castaña y blanca, degradando los árboles vivos y reduciendo su biomasa. Esto afecta la capacidad de almacenamiento de carbono de los árboles en pie. En este trabajo se ajustó un procedimiento para estimar la biomasa de cada componente de la madera del fuste en muestreos destructivos en base al volumen y la densidad básica de cada componente. Estos componentes son corteza, albura sana, duramen sano, pudrición castaña y pudrición blanca. El mismo consiste en el procesamiento digital de imágenes tomadas de calcos de las caras de las trozas del fuste utilizando el software *Corel OCR-Trace 8* y *ArcView GIS V.3.0a*. El volumen de cada componente se obtuvo por la semisuma de las superficies de las caras de las trozas multiplicada por su largo. Las densidades se determinaron en base a probetas tomadas de tortas de las caras de las trozas. Para su aplicación se realizó un muestreo destructivo de 59 árboles seleccionados al azar (DAP 10-90 cm) de dos estructuras típicas del bosque de lenga virgen. Los resultados indican que la densidad de la albura sana fue 0,437 tn/m³ y del duramen sano 0,475 tn/m³. La pudrición castaña produjo una pérdida de densidad del 35 % respecto al duramen sano, mientras que en la pudrición blanca esta se redujo un 62 %. La masa de la pudrición blanca no mostró ninguna tendencia en relación al DAP, sin superar en ningún caso 60 kg/árbol, mientras que en la pudrición castaña se incrementó con el aumento del DAP, sobre todo a partir de los 40-50 cm, pudiendo llegar a superar 600 kg/árbol. Se concluye que el método es adecuado para estimar la participación de las pudriciones en la biomasa del fuste de árboles en pie, y a través de ello evaluar su incidencia sobre la capacidad de almacenamiento de carbono.

Introducción

La lenga *Nothofagus pumilio* (POEPP. ET ENDL.) KRASSER es la especie forestal nativa más importante de los bosques andino-patagónicos argentinos, por la superficie que ocupa (mayor a 2.000.000 ha) y por la calidad de su madera, que se utiliza en diversos usos y aplicaciones. Los volúmenes de madera acumulada en los bosques de lenga representan a su vez grandes cantidades de carbono almacenado, cuya distribución en los compartimientos y flujos es necesario conocer para entender el rol que los mismos pueden jugar en la mitigación del Cambio Climático.

Los bosques naturales de lenga están fuertemente afectados por pudriciones del tipo castaña y blanca. Los principales agentes de la pudrición castaña son *Postia*

pelliculosa y *Piptosporos portentosus* (Rajchenberg & Cwielong), mientras que la pudrición blanca es ocasionada principalmente por *Phellinus andinopatagonicus* (Rajchenberg 1997). Estos agentes degradadores inician un proceso de deterioro y descomposición de la madera en el árbol en pie, que luego se acelera al morir el árbol y entrar en contacto con el suelo mineral.

En el proceso de descomposición se produce una reducción de la densidad de las partes afectadas y emisión de CO₂ a la atmósfera. Por lo tanto, la biomasa de un mismo tejido varía según la reducción de su densidad debida a su grado de degradación. Por otro lado, en el proceso de lignificación durante la duraminización, por acumulación de compuestos químicos pesados, se

producen aumentos leves de la densidad, y por lo tanto de su biomasa (Alexopoulos et al. 1996).

En este contexto es oportuno poder estimar las pérdidas de carbono en árboles afectados por pudriciones. Los métodos tradicionales de determinación de biomasa mediante pesadas no permiten discriminar la participación de los diferentes componentes de la madera, no siendo posible cuantificar la biomasa de las pudriciones. En el presente estudio se ajustó un procedimiento que permite estimar la distribución de la biomasa en los diferentes componentes de la madera: corteza, albura sana, duramen sano, pudrición castaña incipiente, pudrición castaña avanzada y pudrición blanca.

Objetivos

El presente trabajo tiene por objetivos:

- Ajustar una metodología para cuantificar la biomasa de cada uno de los componentes de la madera de lenga.
- Determinar la densidad básica de cada componente y su variación.
- Estimar las pérdidas de biomasa ocasionadas por las pudriciones castaña y blanca.

Metodología

La metodología más utilizada para la estimación del carbono almacenado en los árboles en pie es el muestreo destructivo y pesadas de biomasa (Mac Dicken 1996). Por este método es posible conocer la distribución de la biomasa en los compartimentos de los árboles (raíces, fuste, ramas y hojas), pero es imposible discriminar la participación de cada uno de los componentes de la madera (albura, duramen y pudriciones, entre otros). Por ello esta metodología no es apta para estimar las pérdidas de carbono ocasionadas por agentes xilófagos. Considerando que el peso es volumen por densidad, otra forma de determinar la biomasa es por medio de la estimación del volumen de cada componente del árbol y sus respectivas densidades, siendo la biomasa total la suma de la de los componentes.

Las pudriciones reducen la biomasa de la madera provocando la pérdida de su densidad. A fin de estimar esta reducción en el fuste, discriminamos una biomasa neta (B_{nf}) y una biomasa bruta (B_{brf}). La biomasa neta es la real que posee el fuste, que se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$B_{nf} = Volc * dc + Vola * da + Volds * dds + Volpci * dpci + Volpca * dpca + Volpb * dpb$$

Donde: B_{nf} = Biomasa neta del fuste y las ramas principales, Volc = volumen de la corteza, dc = densidad de la corteza, Vola = volumen de albura sana, d_s = densidad de albura sana, Volds = volumen de duramen sano, dds = densidad de duramen sano, Volpci = volumen de madera con pudrición castaña incipiente, dpci = densidad de madera con pudrición castaña incipiente, Volpca = volumen de madera con pudrición castaña avanzada, dpca = densidad de madera con pudrición castaña avanzada, Volpb = volumen de madera con pudrición blanca, dpb = densidad de madera con pudrición blanca. La biomasa bruta es la teórica que podría alcanzar el fuste, si el volumen de las pudriciones tuviese la densidad de la madera sana. Por lo tanto una estimación de las pérdidas por pudriciones surge de la diferencia entre la biomasa bruta y neta.

En dos parcelas de 1 ha ubicadas en las costas del Lago La Plata en la provincia del Chubut, correspondientes a dos estructuras típicas del bosque de lenga virgen (regular e irregular), se seleccionaron al azar 59 árboles (30 y 29 árboles por parcela), y se aparearon, abarcando un amplio rango de DAP (10-90 cm).

Cada árbol fue trozado a 0,3 m, 1,3 m y a continuación cada 2 m, hasta un diámetro de punta fina de 10 cm, considerándose a esta porción como el fuste + ramas principales. De las caras de cada troza se cortaron tortas de 5-10 cm de espesor, para determinar en laboratorio el volumen de cada uno de los siguientes componentes de la madera:

- albura sana
- duramen sano
- pudrición castaña incipiente
- pudrición castaña avanzada
- pudrición blanca

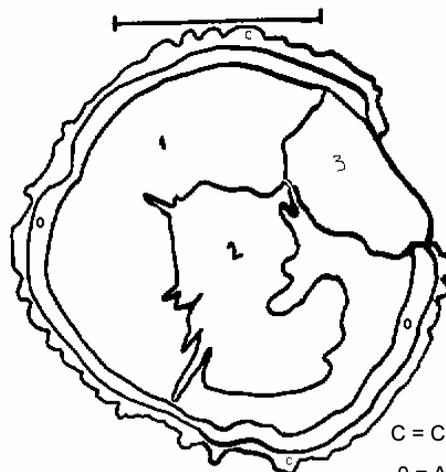
No existen mayores antecedentes que describan metodologías para la estimación del volumen de pudriciones. En base a Hiratsuka *et al.* (1995), quienes realizaron una guía de campo para clasificar y determinar la participación de pudriciones en *Populus tremuloides* y en Pinto *et al.* (1999), quienes describen un método fotográfico digital para realizar análisis fustal, se desarrolló, especialmente para este estudio, un procedimiento en base a digitalización de imágenes y tomas fotográficas para la estimación precisa de las superficies de cada componente en las trozas.

Sobre las caras de las tortas se calcaron las áreas de cada componente en polietileno transparente de 100 mm con marcador indeleble. Estos calcos fueron luego digitalizados según su tamaño: los de diámetro menor a 26 cm mediante un scanner de mesa, y los de diámetro mayor a 26 cm mediante tomas fotográficas digitales. Cuando las trozas a pie de astilla estaban tan afectadas que no era posible cortar una torta, se tomaron fotos con una cámara reflex, para luego digitalizarlas mediante el scanner de mesa y procesarlas de igual manera que las imágenes de las tortas. En total se obtuvieron y calcaron 525 tortas y 72 fotos digitales.

A cada imagen se le efectuó un pre-procesamiento de limpieza y transformación de formato raster a vectorial

mediante el software *Corel OCR-Trace 8*, para luego determinar las superficies mediante el visualizador *ArcView GIS V.3.0a*. La figura 1 muestra la imagen de una torta con pudrición castaña y blanca, su calco digitalizado y la imagen final de las que se obtuvieron las superficies de los componentes.

El volumen de los componentes de cada troza se obtuvo por la semisuma de las áreas, multiplicada por el largo de la troza. Por adición de los volúmenes de las trozas se obtuvo el volumen de cada componente en el fuste. Cuando en una sola cara de la troza aparecía pudrición y en la siguiente no, se consideró que la misma culminaba en esta última, estimando su volumen por la fórmula del cono.



- C = Corteza
- 0 = Albura
- 1 = Duramen sano
- 2 = Pudrición castaña
- 3 = Pudrición blanca

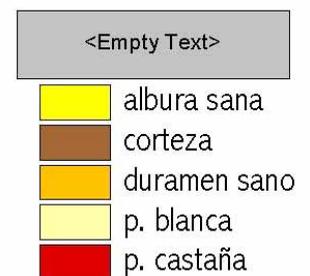
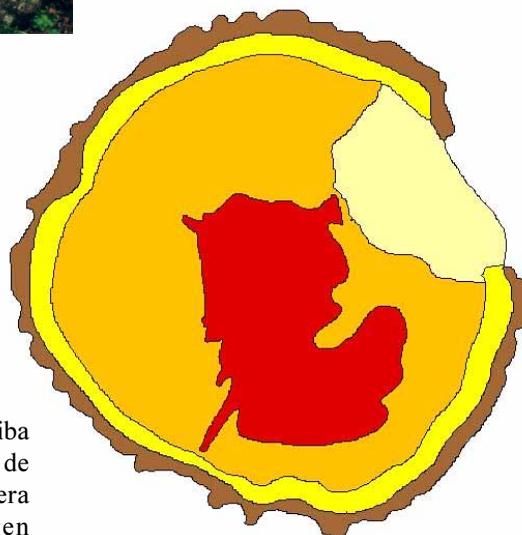


Figura 1:

Foto de cara de una torta (arriba izquierda), calco digitalizado de cada componente de la madera (arriba derecha) e imagen procesada (abajo)

Estudio de la densidad

Con el material obtenido de las tortas se determinó la **densidad básica** (masa anhidra/volumen saturado) de cada componente de la madera, incluida la corteza. Para ello se cortaron 1 ó 2 probetas (3-10 gr c/u) de cada componente tomadas sobre el diámetro mayor y menor de cada torta.

El volumen de cada probeta se obtuvo por *desplazamiento de agua*. Para la estimación de la masa, las probetas fueron secadas en estufa a una temperatura de 103 ± 2 °C, hasta peso constante. La precisión de la balanza utilizada en las mediciones fue de 0,001 gr.

Resultados

Participación de las pudriciones en el volumen del fuste

En la tabla 1 se presentan las participaciones relativas promedio (en volumen) de las pudriciones castaña y blanca en el fuste de los 59 árboles muestreados, agrupadas por clase diamétrica.

La pudrición castaña afectó más volumen que la blanca (11 %, contra 2 %). La participación de la pudrición blanca por clase diamétrica no mostró ninguna tendencia, mientras que la pudrición castaña se incrementó en las clases diamétricas superiores a partir de 20 cm de DAP. La mayor participación de la pudrición castaña en la clase 60-70 cm se debió a que un árbol de 65 cm de DAP tenía el 74 % del fuste afectado por este tipo de pudrición.

Densidad

La tabla 2 muestra los valores promedio y la variación de las densidades básicas de cada componente. La corteza fue la que presentó la mayor densidad básica. La densidad de la pudrición castaña avanzada fue, en promedio, 35 % menor que la del duramen sano, mientras que la densidad de la pudrición blanca fue 62 % menor. Se destacan los mayores valores que adopta el coeficiente de variación de las pudriciones castaña y blanca. Entre el duramen sano y la pudrición castaña incipiente no hubo diferencias apreciables de densidad.

Tabla 1: Participación relativa en volumen de las pudriciones castaña y blanca en el fuste, por clase diamétrica.

DAP (cm)	P. castaña (%)	P. blanca (%)
10-20	10,10	1,35
20-30	4,45	3,05
30-40	4,88	1,68
40-50	7,44	4,15
50-60	17,95	0,42
60-70	53,14	4,54
70-80	29,17	2,21
80-90	31,01	0,51
<i>Promedio</i>	<i>10,69</i>	<i>2,16</i>

Tabla 2: Densidad de cada componente de la madera del fuste (gr/cm³)

Tipos	N	Promedio	Desvio St.	CV (%)
Corteza	464	0,516	0,0609	11,81
Albura	510	0,437	0,0365	8,35
Duramen sano	289	0,475	0,0356	7,49
P. castaña incipiente	377	0,481	0,0370	7,69
P. castaña avanzada	337	0,307	0,0791	25,78
P. blanca	130	0,177	0,0680	38,08

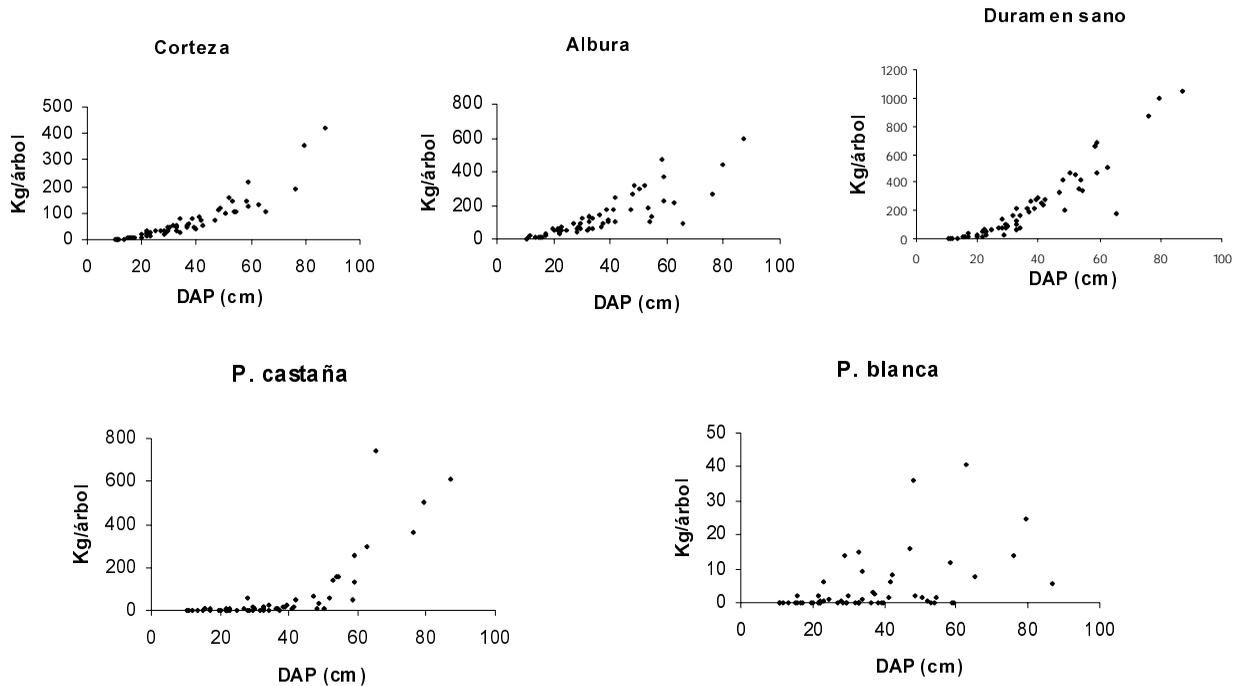


Figura 2: Relación entre la biomasa de los componentes de la madera del fuste y el DAP de los árboles muestra.

Biomasa de cada componente de la madera del fuste

En los gráficos de la figura 2 se presentan las relaciones entre la biomasa de cada componente de la madera del fuste y el DAP. Tanto la biomasa de la corteza, de la albura sana, como la del duramen sano se incrementaron con el aumento del DAP.

La pudrición blanca no mostró ninguna tendencia en relación al DAP, pudiendo afectar al fuste en diferentes proporciones, pero en ningún caso superó 40 kg por árbol (un árbol de 50 cm de DAP posee en promedio una biomasa del fuste cercana a 1000 kg). En el caso de la pudrición castaña, por el contrario, se observó una clara tendencia a incrementarse con el aumento de DAP, sobre todo a partir de 40-50 cm, pudiendo llegar a afectar a más de 600 kg por árbol.

Pérdidas de biomasa por pudriciones

La tabla 3 presenta la reducción promedio de biomasa del fuste y ramas principales por efecto de las pudriciones por clase diamétrica, valores obtenidos como diferencia entre la biomasa bruta y neta del fuste. Con el aumento del DAP la diferencia entre la biomasa bruta y neta se incrementó, pasando de 3,3 % para la clase de DAP 20-30 cm a 9,2 % para la clase de DAP 80-90 cm.

Tabla 3: Reducción de biomasa promedio por clases diamétrica

DAP (cm)	Pérdida (%)
20-30	3,34
30-40	5,89
40-50	7,18
50-60	8,00
60-70	8,49
70-80	8,99
80-90	9,23

En la tabla 4 se presenta la proporción de la madera del fuste de los 59 árboles muestra afectada por pudriciones castaña y blanca, agrupadas por clase diamétrica. La incidencia de las pudriciones en la biomasa varió entre 4 y 45 %, con un promedio general del 15 %.

Tabla 4: Proporción de la biomasa del fuste afectada por pudrición castaña y blanca

DAP (cm)	Pudrición (%)
10-20	6,93
20-30	4,32
30-40	3,75
40-50	6,27
50-60	10,72
60-70	44,93
70-80	19,67
80-90	22,88
Promedio	14,93

Discusión y Conclusiones

El método utilizado para la estimación de la participación en volumen de cada componente de la madera en el fuste resultó efectivo y pudo ser utilizado para la elaboración de funciones de biomasa bruta y neta, lo que permitió estimar las pérdidas producidas por pudriciones. Para futuros estudios de este tipo el calcado de las caras de las trozas y la elaboración de las probetas en el campos simplificaría la tarea de toma de muestras y su traslado al laboratorio.

En el caso de la lenga, las reducciones de densidad y las pérdidas de biomasa en árboles vivos se producen principalmente por los hongos de la pudrición castaña, cuya incidencia se incrementa con el DAP, sobre todo a partir de los 40-50 cm. Los mayores valores del coeficiente de variación observados en las pudriciones castaña y blanca se deben a que la descomposición es un proceso que evoluciona dentro de la porción afectada y sobre nuevos tejidos, produciendo alta dispersión en los valores de la densidad según el grado de avance de la pudrición. Weber (2000) asumió una reducción teórica de la densidad promedio de la madera con el incremento del DAP: desde 0,4597 gr/cm³ para árboles de DAP < 30 cm, a 0,3679 gr/cm³ para individuos con DAP > 80 cm. Richter & Frangi (1992) señalan que el inicio de las pudriciones de la madera de los árboles en pie contribuye a acelerar el reciclado de nutrientes, reduciendo el tiempo efectivo de la madera caída

Los resultados mostraron que entre el duramen sano y el duramen con pudrición castaña incipiente (manifiesto por el cambio de color) no se observaron diferencias de densidad considerables. Por ello, en futuros estudios ambos componentes deberían considerarse como uno.

En el proceso de descomposición los hongos de la pudrición blanca degradan la lignina, constituida por los compuestos más pesados de la madera y la celulosa, y por ello se observa una mayor reducción de la densidad.

Los hongos de la pudrición castaña degradan casi exclusivamente la celulosa, conservándose prácticamente toda la lignina (Alexopoulos et al. 1996), y por lo tanto la masa se reduce menos para un mismo volumen.

Considerando la alta longevidad de la lenga en bosques naturales y asumiendo una correlación positiva entre el DAP y la edad, el incremento de las pérdidas de biomasa en árboles de mayor tamaño podrían deberse a la mayor formación de duramen de los árboles maduros y sobremaduros, que combinado con el aumento de probabilidad de producirse heridas por caídas de ramas, roce por viento, daños mecánicos en raíces, etc., a lo largo de los años, se favorecería la entrada y propagación de los hongos degradadores de la madera. Conclusiones similares fueron presentadas por Pesutic (1978). Como consecuencia práctica, desde el punto de vista del manejo silvicultural para fines de almacenamiento de carbono, en los bosques productivos de lenga no sería recomendable conservar individuos con DAP > 50 cm.

Bibliografía

- ALEXOPOULOS C.J., MIMS C.W. & BLACKWELL M., 1996. Introductory Micology. Fourth Edition. John Wiley & Sons. USA. 569-573
- CWIELONG P.P. & RAJCHENBERG 1995. Wood-rotting fungi on *Nothofagus pumilio* in Patagonia, Argentina. Eur. J. For. Path. 25 (1995) 47-60.
- HIRATSUKA Y., STOKES T., CHAKRAVARTT P. & MORGAN D., 1995. A Field Guide to Classify and Measure Aspen decay and Stain. Special Report 4. Canadina Forest Service Northwest Region. Northern Forestry Centre. 27 pp.
- MACDICKEN K.G., 1997. A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects. Forest Carbon Monitoring Program. Winrock International Institute for Agricultural Development (WRI). <http://www.winrock.org/REEP/PUBSS.html>.
- PESUTIC V. S., 1978. Análisis de estructura-estado sanitario en un bosque de lenga. Univ. De Chile. Fac. de Cs. Agr., Vet. y For. Memoria de título Ingeniero Forestal. 68 pp.
- PINTO L., TRINCADO G. & REAL P., 1999. Evaluación de una metodología digital para su uso en análisis fustal. Actas Simposio Silvaforest. Instituto de Manejo Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia. Chile. 15 pp.
- RAJCHENBERG M. 1997. Los hongos pudridores de a lenga: identificación de cultivo. Bosques 17:87-100.
- RICHTER L., & FRANGI J., 1992. Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Revista de la Facultad de Agronomía. La Plata. Tomo 68: 35-52
- WEBER M., 1999. Kohlenstoffvorräte eines *Nothofagus*-Primärwaldes auf Feuerland. Forstw. Cbl. 118(1999): 156-166 pp.

Flujo de Carbono y Respuesta a Diferentes Estrategias de Manejo en Plantaciones Tropicales de *Pinus patula*

Gabriel Jaime Lopera Arango y Víctor Hugo Gutiérrez Vélez

Universidad Nacional de Colombia
e-mail: gajalopera@mixmail.com
victorhugo@colforest.com.co

Resumen

Para que los proyectos forestales de fijación de C sean exitosos es necesario determinar, de manera confiable, el comportamiento del C en los diferentes componentes del bosque y su dinámica a través del ciclo forestal. Así mismo, estos proyectos requieren de herramientas para la ordenación del bosque con un doble propósito: la producción de madera y la fijación de C. Para esto es necesario conocer el efecto de diferentes tipos de manejo (entresacas) en el comportamiento del C en la plantación. Para cuantificar la fijación de C del bosque se evaluaron plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años, generando ecuaciones de rendimiento corriente y futuro para C de cada componente del árbol y del bosque. Con el objetivo de analizar el impacto de diferentes tipos de entresaca sobre el flujo de C, se simularon 33 estrategias diferentes de manejo, las cuales fueron evaluadas de acuerdo al descuento del flujo de C (VPN_C), calculado a partir de la fijación neta de C, para diferentes tasas reales de descuento (TRD). Usando las ecuaciones elaboradas, el C total del bosque, exceptuando suelos, a los 30 años fue 295,4 tC/ha, del cual el 84% corresponde a *P. patula*. No se encontraron evidencias de un aumento de C en los suelos con la edad de la plantación. El incremento medio anual del bosque, evaluado a los 30 años, fue 9,8 tC/ha/año y para *P. patula* 8,6 tC/ha/año. De las estrategias simuladas, las que presentaron menores valores de VPN_C para todas las TRD, fueron aquellas con entresaca del 60% en área basal a los 12 años, la cual corresponde a la entresaca de mayor intensidad en el momento más próximo después del establecimiento de la plantación. Por el contrario, las estrategias sin entresaca fueron las que presentaron los mayores valores de VPN_C para todos los turnos considerados. Las plantaciones estudiadas presentaron una alta eficiencia en la fijación de C dadas las altas tasas de crecimiento.

Palabras clave: fijación de carbono, cambio climático, *Pinus patula*, ecuaciones de rendimiento, VPN_C , entresacas, plantaciones tropicales, Protocolo de Kyoto.

Introducción

Debido a la preocupación actual por el aumento acelerado en la concentración de gases de efecto invernadero (principalmente CO_2), algunos países industrializados se comprometieron en el Protocolo de Kyoto a reducir sus emisiones, empleando diferentes mecanismos de flexibilidad. Entre ellos, los *mecanismos de desarrollo limpio* ofrecen la posibilidad de invertir en proyectos de captura de C en plantaciones forestales en países en desarrollo.

El Protocolo de Kyoto establece que las estrategias para reducir el calentamiento global deben ser, entre otros, verificables en el tiempo. Así, para que los proyectos de captura de C en plantaciones forestales

puedan ser desarrollados, se requieren estudios que permitan determinar de manera confiable el comportamiento del C en los diferentes componentes del bosque y su dinámica a través del ciclo o rotación forestal.

Las plantaciones forestales comerciales son generalmente sometidas a diferentes regímenes de manejo de acuerdo con los intereses económicos de las empresas dedicadas a esta labor; sin embargo, para la realización de proyectos de captura de C, es necesario conocer, no solo el efecto de las diferentes estrategias de manejo en la producción maderera sino también su influencia en el comportamiento del C en el bosque. Esto permite tomar las mejores decisiones para la ordenación basada en un

doble propósito: producción de madera y captura de C. En este documento se evalúa el efecto de diferentes estrategias de manejo simuladas, en el comportamiento del flujo de C en las plantaciones estudiadas, contribuyendo además al entendimiento del comportamiento del C en los diferentes componentes del bosque.

Metodología

Diseño de estudio

El muestreo se realizó en los municipios de La Estrella, Heliconia y Medellín (Antioquia, Colombia); se establecieron 44 parcelas de 250 m² en plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años para el sitio promedio (21 m/20 años). En cada una de ellas se midió el diámetro normal (*dn* a 1,3 m del suelo) a todos los árboles, se calculó el área basal por hectárea (*G*) y a partir de ésta, el diámetro del árbol de *G* promedio (*dq*). En cada parcela se apeó un árbol con *dn* aproximadamente igual al *dq* y que presentó características morfológicas representativas del lugar.

El C almacenado en cada parcela, fue cuantificado en la biomasa de los *componentes del árbol* de *P. patula* (madera, corteza, ramas, acículas y conos), las raíces fueron calculadas a partir de reportes de literatura (Flint & Richards, 1994) y en otros *componentes del bosque* (hojarasca fina, madera muerta y otras especies), así mismo se midió el C almacenado en los *suelos*. Para cosechar la *hojarasca fina* se establecieron tres (3) subparcelas, empleando cuadrantes de 50 x 50 cm (Delaney *et al.*, 1997); para cuantificar la *necromasa o madera muerta* se midió el *dn* a los árboles muertos en pie y se pesaron los detritos de madera del piso del bosque en toda el área de la parcela. También se midieron aquellos individuos de *otras especies* diferentes de *P. patula* con *dn* ³ 2,5 cm, en un área de 100 m². Para el muestreo de *suelos* se hicieron tres calicatas de 50 cm de profundidad, colectándose muestras entre 0-25 cm y 25-50 cm, tanto para hacer análisis de C como para determinar la densidad aparente (para mayores detalles sobre esta metodología ver Lopera & Gutiérrez, 2000 y Gutiérrez & Lopera, 2001 en estas mismas memorias).

Ecuaciones de rendimiento corriente

Con el objetivo de predecir, con respecto al tiempo, el comportamiento del volumen de madera con y sin corteza, y el del C en cada uno de los componentes del árbol y del bosque, se elaboraron ecuaciones de rendimiento corriente. Para ello se utilizaron, en su gran

mayoría, variaciones del modelo explícito de Schumacher (1939), el cual ha sido ampliamente usado (del Valle, 1979; Clutter *et al.*, 1983; del Valle & González, 1988). Este modelo involucra el logaritmo de alguna medida de producción del rodal (volumen, biomasa, C, hojarasca, etc.) como variable dependiente y el recíproco de la edad como una de las variables predictoras o independientes (González *et al.*, 1994). Estos modelos se construyeron por medio regresión múltiple y fueron utilizados en la simulación de las diferentes estrategias de manejo.

Adicionalmente de las ecuaciones de rendimiento corriente, fue necesario desarrollar ecuaciones de rendimiento futuro, las cuales permiten predecir el comportamiento de una variable, a partir de un valor inicial (por ejemplo para el caso de valores remanentes después de una entresaca) a una edad determinada; para ello se utilizó el procedimiento reseñado por Clutter *et al.* (1983) y González *et al.* (1994); el cual a grandes rasgos plantea los siguientes pasos:

- Derivar la función de rendimiento corriente con respecto al tiempo, es decir, obtener la ecuación de ICA.
- Expresar esta nueva ecuación en términos de la variable dependiente y la edad.
- Integrar a ambos lados de la igualdad con respecto a la variable dependiente (en el lado izquierdo) y con respecto a la edad (en el lado derecho).

Según del Valle & González (1988) la proyección futura de determinada variable, cuando ésta incluye el *G* como variable independiente, se puede lograr, ya sea integrando la función de ICA para ésta, o reemplazando la función de rendimiento futuro de *G* en la de rendimiento corriente de la variable. Ya que las ecuaciones de rendimiento corriente construidas en este trabajo están en función de *G*, el rendimiento futuro de cada una de ellas se obtuvo de esta última forma.

Descuento del flujo de C (VPN_C)

El *valor presente neto o descuento del flujo de C* (VPN_C) se usó como criterio para analizar el efecto de las diferentes estrategias de manejo simuladas, en el flujo de C de la plantación. Este análisis tuvo en cuenta variaciones del C almacenado en la biomasa aérea y raíces, en los componentes del árbol, el bosque y en los usos finales de la madera; no se tuvo en cuenta el C del suelo, ya que como se expondrá más adelante, éste no relacionó con la edad de la plantación.

El flujo neto de C, medido como la diferencia entre el C almacenado (fijado) y emitido año tras año por unidad de área, fue descontado para tasas reales de descuento (TRD) de 2, 4, 6 y 8%; de esta forma, se obtuvo el VPN_C,

el cual fue calculado como (Hoen & Solberg, 1994; Boscolo *et al.*, 1997):

$$VPN_C = \sum_{t=0}^{TD} \left[\frac{(F_t - E_t)}{(1+i)^t} \right]$$

Donde F_t : C fijado (en tC/ha) en el año t , incluyendo biomasa aérea, de raíces, hojarasca fina, madera muerta y otras especies.
 E_t : C emitido (en tC/ha) en el año t , incluyendo biomasa aérea, de raíces, hojarasca fina, madera muerta y otras especies.
 T_D : tiempo al cual se ha descompuesto el 99% del C del componente con mayor tiempo de vida orgánico.
 i : tasa real de descuento (TRD).

Dentro de las simulaciones realizadas se presentan turnos diferentes para una misma edad y nivel de entresaca; debido a que el VPN_C se comporta de igual manera que el VPN tradicional, estos turnos corresponden, según los postulados clásicos de la ingeniería económica, a alternativas con diferente vida útil. Esto implicaría la necesidad de realizar los cálculos para una frontera de tiempo u horizonte económico, correspondiente a ciclos indefinidos o al mínimo común múltiplo de todas las vidas útiles para una misma estrategia de entresaca (Tarquin & Blank, 1992; Valencia, 1988; Fabrycky & Thuesen, 1981). Para evitar estos inconvenientes, el VPN_C fue calculado para doce ciclos sucesivos, cada uno definido como el tiempo transcurrido desde el inicio de una rotación (año cero de la plantación) hasta el momento en el que se ha descompuesto el 99% del C fijado durante dicha rotación. Este procedimiento garantiza un flujo tan lejano al presente, que el efecto de ciclos adicionales en el valor del VPN_C es prácticamente cero.

Tasas de fijación de C

El incremento corriente anual (ICA) o tasa de crecimiento instantáneo se obtuvo, para cada uno de los componentes, al derivar la respectiva ecuación de rendimiento corriente, tal como se describe en del Valle (1979), Clutter *et al.* (1983) y del Valle & González (1988).

El incremento medio anual (IMA) definido como el crecimiento promedio por año para una variable a una edad determinada, a partir de la ecuación de rendimiento

corriente, se determinó para las mismas variables a las que se le calculó el ICA. Fue utilizado, al igual que el ICA, como elemento clave en la selección de las diferentes estrategias de manejo en las simulaciones.

Emisión y descomposición del C

Debido a que la emisión futura de C es una función de la tasa de descomposición o tiempo de vida orgánico de cada tipo de material vegetal extraído o removido en un periodo de tiempo, en este trabajo se clasificaron 3 categorías de uso final de la madera (aserrío, estacón y pulpa) y 8 componentes o tipos de material vegetal (Tabla 1).

La vida total del C en la biomasa extraída de la plantación, fue dividida en (Hoen & Solberg, 1994):

- Tiempo antrópico (T_A): tiempo transcurrido desde la caída, cosecha y/o extracción del material vegetal, hasta que empieza a descomponerse; es decir, la vida útil de cada categoría de uso final de la madera y de los componentes del árbol y del bosque.

- Tiempo de descomposición (T_D): tiempo desde el final de T_A hasta que el material vegetal se descompone. Debido a que una pequeña fracción de la biomasa en cada extracción puede permanecer como biomasa y nunca descomponerse, T_D fue definido como el tiempo que toma en descomponerse el 99% de la biomasa y liberar C en forma de CO_2 .

Para la determinación de T_A de la madera de estacón y pulpa, se emplearon los mismos valores reportados por Hoen & Solberg (1994); mientras que el valor de T_A de la madera de aserrío se halló como el promedio de los correspondientes a material de construcción (80 años) y muebles e interiores (20 años). Para los demás componentes del árbol y del bosque se asumió una vida útil (T_A) igual a cero, lo cual implica que empiezan a descomponerse, y emitir C, desde el momento en que son extraídos o removidos del bosque (Tabla 1).

Aunque en la literatura se ha generalizado el uso de modelos de descomposición de forma exponencial negativa (del Valle, 2000), los cuales usan constantes de descomposición (k), en esta investigación se empleó la proporción de descomposición (q), en la que se asume la descomposición como una proporción de la biomasa remanente en cada categoría de uso final. La proporción de descomposición (q_i) con respecto a la proporción de biomasa residual que no se ha descompuesto (P) para cada categoría de uso final (i), después de t años del comienzo del proceso, es calculada como (Hoen & Solberg 1994):

$$q_i = 1 - [P^{1/t}]$$

Tabla 1. Tiempo antrópico y de descomposición para diferentes componentes y usos finales de la madera.

Componente	Tiempo antrópico T_A^1 (años)	Proporción q	Tiempo descomposición T_D (años)
Madera para aserrío	50	0,250	16,0
Madera para estación	40	0,536	15,0
Madera para pulpa	1	0,999	1,0
Corteza	0	0,944	1,6
Acículas ²	0	0,330	11,0
Ramas	0	0,250	16,0
Conos	0	0,109	40,0
Raíz	0	0,535	6,0
Madera muerta	0	0,250	16,0
Hojarasca fina ²	0	0,330	11,0
Otras especies	0	0,250	16,0

¹ Datos obtenidos de Hoen & Solberg (1994). ² q y T_D calculados a partir de Lundgren (1979).

La proporción q para el C de acículas y hojarasca fina se calculó a partir del inverso de la tasa de inmovilización o tiempo de residencia media de la hojarasca en el suelo, obtenida por Lundgren (1979) en Tanzania para *P. patula*, en condiciones climáticas similares a las de la zona de estudio (Tabla 1).

Debido a que el VPN_C presenta una baja sensibilidad a valores contrastantes de q (Lopera & Gutiérrez, 2000) y puesto que no se conocen estudios que cuantifiquen esta proporción de descomposición para *P. patula*, las proporciones de emisión q para el resto de los componentes se calcularon con base en el rango de variación del coeficiente de descomposición (k) reportado por Landsberg & Gower (1997) para madera gruesa en los trópicos, el cual fluctúa entre 0,115 y 0,461 (equivalente a un rango de q entre 0,109 y 0,369). Esta baja sensibilidad permitió, usando valores de q intermedios, calcular las emisiones de cada componente año a año y de esta forma calcular el VPN_C para las diferentes estrategias de manejo simuladas.

Simulación de diferentes estrategias de manejo

Con el objetivo de analizar el impacto de diferentes estrategias de manejo sobre el flujo de C en plantaciones de *P. patula*, se simularon 33 estrategias de manejo diferentes, distribuidas así: 5 escenarios sin entresaca para diferentes turnos y 28 con entresaca. En aquellos escenarios con entresaca se combinaron tres variables de decisión: edad a la que se realiza la entresaca,

intensidad de la misma y turno. Cada simulación suministró datos del C fijado, extraído (en la entresaca y el turno) y remanente (en la entresaca) por hectárea para todos los componentes del árbol y del bosque, así como el C para tres categorías de uso final de la madera (pulpa, estación y aserrío).

Resultados

Ecuaciones de rendimiento corriente elaboradas

Las ecuaciones de C en ramas y conos no corresponden a modelos de regresión sino que provienen de descontar al C de *P. patula*, el C de raíces (multiplicando por 0,81), madera, corteza y acículas (estimadas con las ecuaciones); a su vez, este valor, fue multiplicado por la proporción promedio de ramas (0,955) y conos (0,045) con respecto al total de ramas mas conos hallado con los datos de campo (Tabla 2).

El modelo de rendimiento de C del bosque, incluye todos los componentes vegetales del árbol y del bosque (Figura 1a) y no considera el C total en el suelo, ya que éste no presentó una tendencia de incremento con respecto al tiempo (Figura 1b). A pesar de esto, se construyó un modelo que permite estimar el C del suelo a partir de la densidad aparente promedio (da) del suelo para dos profundidades (0 - 25 y 25 - 50 cm) y del espesor del horizonte A (HrA). Por último, se elaboró una ecuación para predecir el C total, incluyendo el C en los componentes del árbol, del bosque y en el suelo (Tabla 2).

Tabla 2. Ecuaciones de rendimiento corriente

Componente	Ecuación	R ²
Volumen con corteza <i>VCCT</i> (m ³ /ha)	$\text{Ln}(VCCT) = 1,69041 - 0,143991*\text{Ln}(1/t) + 0,762708*\text{Ln}(G) + 0,0510265*(H)$	85,10
Volumen sin corteza <i>VSTC</i> (m ³ /ha)	$\text{Ln}(VSTC) = 1,61292 - 0,155798*\text{Ln}(1/t) + 0,720112*\text{Ln}(G) + 0,0543401*(H)$	84,52
Total del árbol <i>CPpT</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CPpT) = 0,634415 - 0,353583*\text{Ln}(1/t) + 0,0197099*(G) + 0,851053*\text{Ln}(H)$	82,44
Madera <i>CMdT</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CMdT) = -0,662734 - 0,413746*\text{Ln}(1/t) + 0,0216827*(G) + 1,00756*\text{Ln}(H)$	84,64
Corteza <i>CCrT</i> (t C/ha)	$CCrT = -6,82475 - 2,13354*\text{Ln}(1/t) + 0,198219*(G)$	80,01
Acículas <i>CAT</i> (t C/ha)	$CAT = CPpT*(0,0992018 - 0,024639*\text{Ln}(t))$	68,11
Ramas <i>CRT</i> (t C/ha)	$CRT = 0,954*(0,813*(CPpT) - CMdT - CCrT - CAT)$	
Conos <i>CCnT</i> (t C/ha)	$CCnT = 0,046*(0,813*(CPpT) - CMdT - CCrT - CAT)$	
Hojarasca fina <i>CHF</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CHF) = 2,109 - 8,7041*(1/t) + 0,406981*\text{Ln}(G/t)$	45,32
Madera muerta <i>CMM</i> (t C/ha)	$CMM = -52,4206 - 14,6249*\text{Ln}(1/t) + 6,1101*\text{Ln}(G/t) + 8,0487*(H/t)$	45,48
<i>CHF + CMM</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CHFMM) = 0,00360567 - 7,69959(1/t) + 1,00275*\text{Ln}(G)$	59,20
Total bosque sin incluir suelos <i>CBqT</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CBqT) = 2,64873 - 5,43692*(1/t) + 0,0200817*(G) + 0,681716*\text{Ln}(H)$	85,42
Total del suelo <i>CST</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CST) = 4,20577 - 0,587758*\text{Ln}(\delta a) + 0,260404*\text{Ln}(HrA)$	40,30
Total bosque + suelos <i>CT</i> (t C/ha)	$CT = 36,4938 - 70,4364*\text{Ln}(1/t) + 4,39872*(G) - 27,8222*\text{Ln}(m/HrA)$	54,35

Unidades: *G*: área basal (m²/ha), *t*: edad (años), *H*: altura del árbol con *dq* (m), *HrA*: espesor del horizonte A (cm), *m*: pendiente del terreno (%).

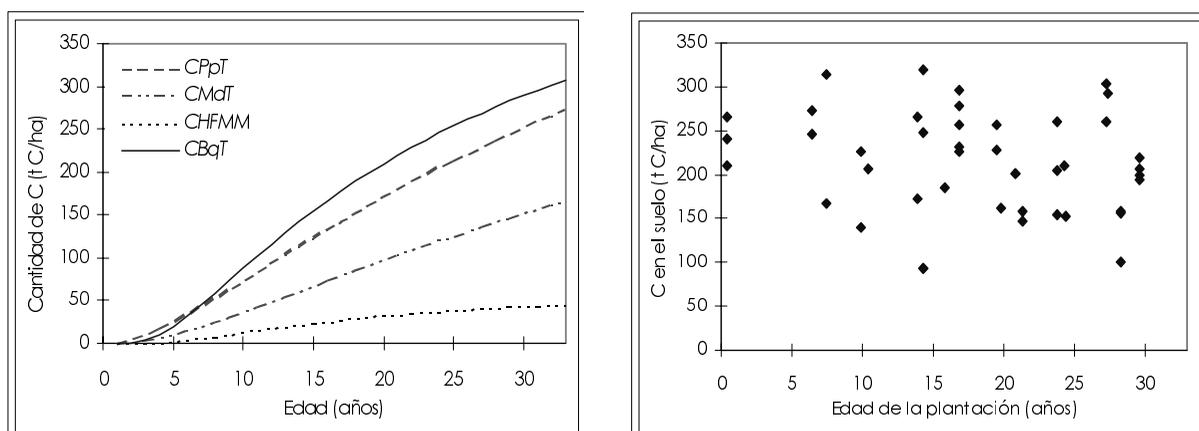


Figura 1. a) Rendimiento corriente del C de *P. patula* (*CPpT*), madera (*CMdT*), hojarasca fina más madera muerta (*CHFMM*) y bosque total (*CBqT*, sin incluir suelos). b) Contenido total de C en los suelos hasta una profundidad de 50 cm.

Tasas fijación de C

En la Tabla 3 se encuentran las ecuaciones de ICA para distintos componentes y variables. Así mismo, en las Figuras 2 y 3 se puede observar (tal como lo reportan del Valle, 1975 y del Valle & González, 1988), para todas las variables y componentes analizados, que la edad de maximización del IMA ($IMA_{máx}$) ocurre al doble de la edad en la que se maximiza el ICA ($ICA_{máx}$) y que las dos curvas se interceptan en el punto de $IMA_{máx}$.

En la Tabla 4, se presentan las edades y tasas de fijación de $ICA_{máx}$ e $IMA_{máx}$ en C para varios componentes; estas brindan información del cambio en el C a través del tiempo. Mediante el cálculo del IMA se puede obtener además, la fijación promedio anual de C de cada componente a una edad determinada. El IMA de todos los componentes analizados, para una edad de 30 años (IMA_{30} Tabla 4) estima la fijación promedio de C en este tipo de plantaciones; este valor se acerca mucho al

Tabla 3. Ecuaciones de ICA (en t C/ha/año) para el C de diferentes componentes

Componente	Ecuación
Madera	$dCMdT/dt = CMdT*(0,413746/t + 0,0216827*(dG/dt) + 1,00756*(dH/dt)/H)$
Hojarasca fina más madera muerta	$dCHFMM/dt = CHFMM*(7,69959/t^2 + 1,00275*(dG/dt)/G)$
<i>P. patula</i> (aérea y raíces)	$dCPpT/dt = CPpT*(0,353583/t + 0,0197099*(dG/dt) + 0,851053*(dH/dt)/H)$
Bosque total sin incluir suelos	$dCBqT/dt = CBqT*(5,43692/t^2 + 0,0200817*(dG/dt) + 0,681716*(dH/dt)/H)$

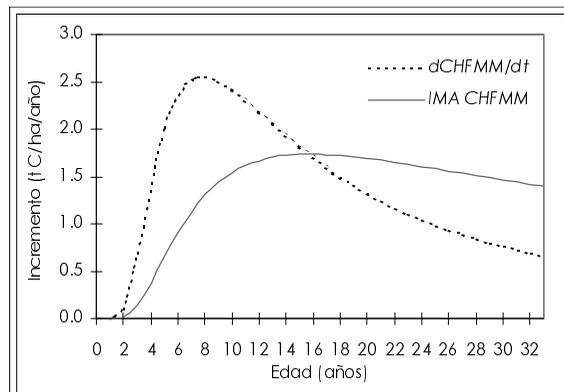
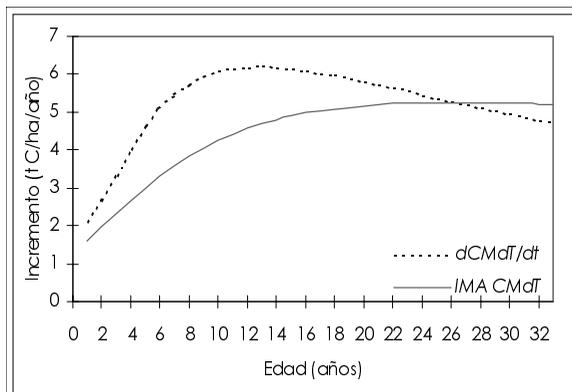


Figura 2. a) Incremento corriente (d/dt) y medio anual (IMA) para el C de la madera ($CMdT$).
b) Incremento corriente ($dCHFMM/dt$) y medio anual (IMA) para $CHFMM$

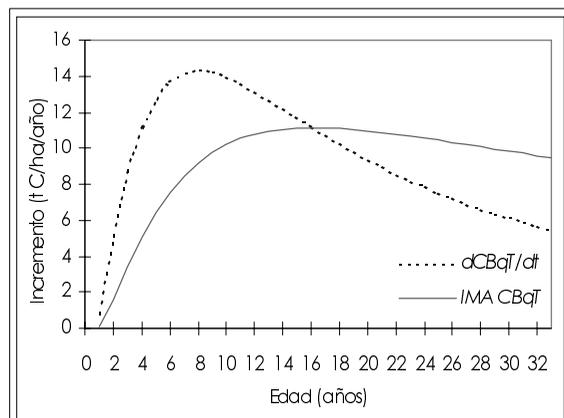
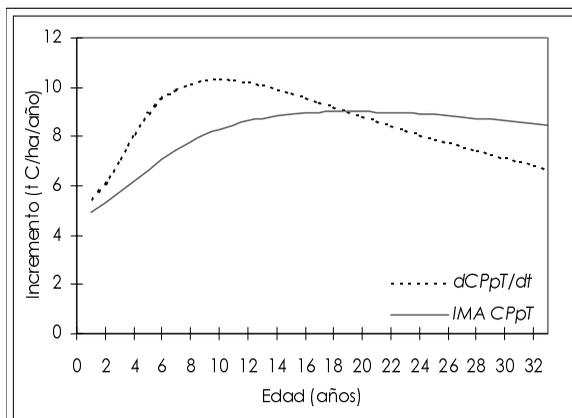


Figura 3. a) Incremento corriente (d/dt) y medio anual (IMA) para la plantación ($CPpT$).
b) Incremento corriente ($dCBqT/dt$) y medio anual (IMA) para el bosque total ($CBqT$).

Tabla 4. Edades y valores de $ICA_{m\acute{a}x}$ e $IMA_{m\acute{a}x}$ en C para distintos componentes

Componente	$ICA_{m\acute{a}x}$		$IMA_{m\acute{a}x}$		IMA_{30} (t C/ha/año)
	Edad	Tasa	Edad	Tasa	
	(t C/ha/año)		(t C/ha/año)		
Madera	13	6,21	26	5,26	5,24
Hojarasca fina más madera muerta	8	2,55	16	1,73	1,46
<i>P. patula</i> (aérea + raíces)	10	10,34	19	9,01	8,65
Bosque total sin incluir suelos	8	14,33	16	11,13	9,85

de $IMA_{m\acute{a}x}$, indicando que después de alcanzar el máximo, las tasas de incremento disminuyen lentamente (ver Figuras 2 y 3).

El C en la madera presenta el mayor IMA (a los 30 años) de todos los componentes analizados (5,24 t C/ha/año) con un 53% del IMA del bosque total. Vale la pena resaltar el incremento en C de la hojarasca fina más madera muerta, el cual arrojó un IMA a los 30 años de 1,46 t C/ha/año que equivale al 15% del IMA del bosque total.

Simulaciones

Una de las variaciones de las estrategias de manejo es la edad de entresaca, la cual se definió tomando como criterio el momento en el que se alcanzan las máximas tasas de producción de madera y de fijación de C; así, se proponen tres edades de entresaca, 12, 16 y 19 años, las cuales se seleccionaron teniendo en cuenta el punto de $IMA_{m\acute{a}x}$ en volumen sin corteza, C en el bosque total sin incluir suelos y C en *P. patula*, respectivamente (Figuras 2 y 3, Tabla 4). De esta manera, se analizó el comportamiento del VPN_C cuando se hace la entresaca, beneficiando por un lado la tasa de producción de madera con fines comerciales ($IMA_{m\acute{a}x}$ en volumen sin corteza = entresaca a los 12 años) y por el otro la tasa de fijación

de C en el bosque total ($IMA_{m\acute{a}x}$ = entresaca a los 16 años) y en *P. patula* ($IMA_{m\acute{a}x}$ = entresaca a los 19 años).

Para hacer las simulaciones se escogieron dos intensidades de entresaca diferentes, una del 30% y otra del 60% del área basal, las cuales han sido comúnmente utilizadas en los bosques estudiados. Así mismo, el rango de turnos elegido, corresponde al utilizado generalmente en este tipo de plantaciones en Colombia. En la Tabla 5 están consignadas las 33 combinaciones de manejo simuladas.

Efecto de las diferentes estrategias de manejo en el flujo de C

En las labores de entresaca, se inicia un proceso de liberación de parte del C fijado durante el desarrollo de la plantación, debido a la sustracción de un porcentaje de biomasa tanto en madera como en otros componentes (ramas, acículas, corteza, etc.). Puesto que en el cálculo del VPN_C tienen mayor peso los flujos de C que se realizan mas cerca al presente, en la medida en que se hagan las entresacas a una edad mas cercana al inicio de la plantación, menores serán los valores resultantes de VPN_C . Esto explica por qué para todas las TRD consideradas, aquellas estrategias correspondientes a

Tabla 5. Clases de simulaciones y tipos de entresaca para diferentes turnos.

Clases de simulaciones	Tipo de entresaca		Turno (años)				
	Edad (años)	G extraída (%)	18	21	24	27	30
SM ¹	-	-	x	x	x	x	x
E12-30% ²	12	30	x	x	x	x	x
E12-60%	12	60	x	x	x	x	x
E16-30%	16	30	x	x	x	x	x
E16-60%	16	60	x	x	x	x	x
E19-30%	19	30		x	x	x	x
E19-60%	19	60		x	x	x	x

¹ SM: sin manejo. ² E12-30%: entresaca a los 12 años del 30% del área basal.

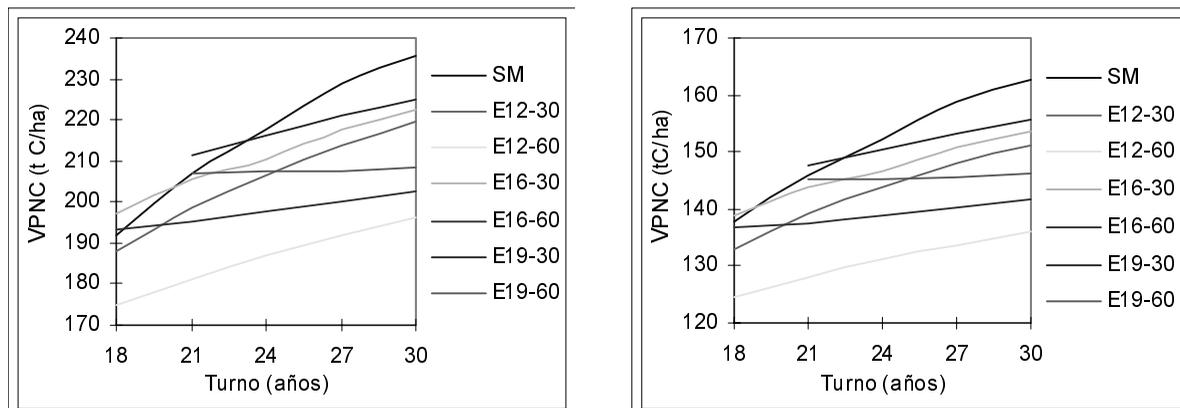


Figura 4. Descuento en el flujo de carbono (VPN_c) para TRD de: a) 2% y b) 4%.

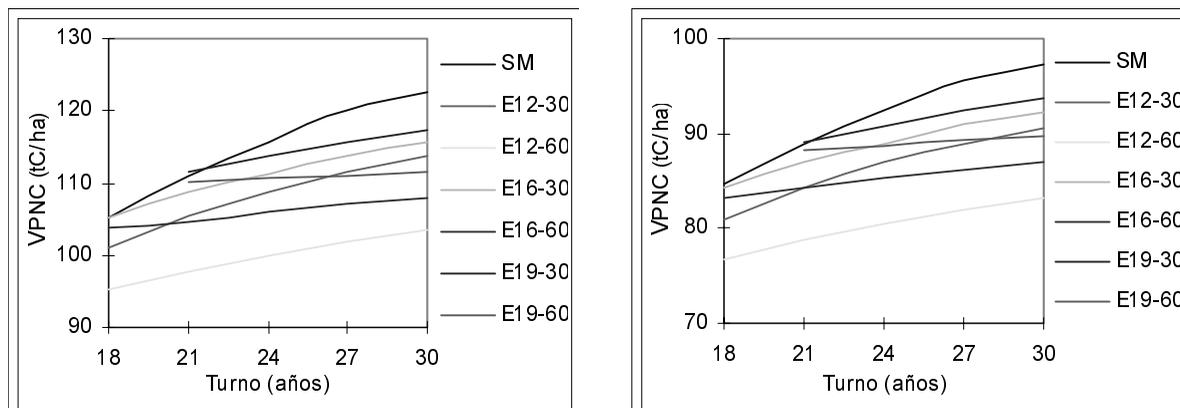


Figura 5. Descuento en el flujo de carbono (VPN_c) para TRD de: a) 6% y b) 8%.

entresacas a los 12 años del 60% del área basal (E12-60%) presentaron los valores más bajos de VPN_c , pues en ellas se realiza la entresaca a la edad más temprana (12 años), con la intensidad más alta considerada (60% de G), es decir, una mayor emisión en un momento más próximo al presente (Figuras 4-5).

Caso contrario ocurre con las estrategias sin manejo (SM), las cuales presentaron los mayores valores de VPN_c en la mayoría de los turnos considerados; esto se debe a que en ellas no se realizan entresacas, postergándose así las emisiones por causa de sustracción de biomasa hasta el momento de la cosecha final. De esta manera, se tendrán valores más altos en el VPN_c en aquellas estrategias de manejo en las que la intensidad de la entresaca es menor y la edad en la que se realiza se encuentra más lejos del presente (Figuras 4 y 5).

Discusión

Efectos de la plantación sobre el C en los suelos

Como se mencionó anteriormente, el C en el suelo (CST) no relacionó con la edad de la plantación, por lo que los resultados obtenidos en este trabajo pueden evidenciar que el CST es un promedio más o menos ciertas variaciones naturales que no son explicables en un estudio estático como el que se desarrolló aquí. Sin embargo, estos resultados pueden validar algunos otros como el Richter *et al.* (1994) quienes encontraron incrementos despreciables de 0,072 tC/ha/año en los primeros 7,5 cm del suelo después de 28 años de haber establecido plantaciones de *Pinus taeda* en Estados Unidos. Igualmente, Bashkin & Binkley (1998) midieron los cambios en el CST luego de 10 - 13 años de haber establecido una plantación de *Eucalyptus saligna* sobre terrenos que antes estuvieron cultivados con caña de azúcar en Hawái y, usando isótopos estables de C,

determinaron las pérdidas en el *CST* del uso anterior y las ganancias con la plantación; de esta forma encontraron que no hubo incremento neto en el *CST*, pues aunque el C en la capa superficial se incrementó en 11,5 t C/ha por causa de la plantación, este fue contrarrestado por una pérdida de 10,4 t C/ha del *CST* del uso anterior en las capas bajas del suelo.

Debido a que la cantidad de C en el suelo puede ser considerada como la diferencia entre los ingresos por la caída de hojarasca y mortalidad de árboles y raíces, menos las salidas por descomposición o lixiviación, estos incrementos netos no significativos en *CST*, pueden estar asociados en primer lugar, con los grandes tiempos de descomposición de la hojarasca de coníferas y consecuentemente con una mayor retención de C en este componente y en los detritos de la plantación, y en segunda instancia, con pérdidas asociadas a las altas pendientes y precipitación de la región de estudio.

Tasas de fijación de C

Los resultados obtenidos de las tasas de fijación de C, IMA a los 30 años de 9,85 t C/ha año para *CBqTy* de 8,65 t C/ha/año para *CPpT*, dan cuenta de la alta eficiencia que tienen estas plantaciones, comparada con los hallados para bosques tropicales maduros (Figura 6), de los cuales se tienen reportes de acumulación de $0,71 \pm 0,34$ t C/ha/año a partir de relaciones área basal - biomasa en parcelas monitoreadas a largo plazo en

bosques neotropicales por Phillips *et al.* (1998); otros estudios (Figura 6), a partir de métodos de correlación de vórtices turbulentos (*Eddy covariance*), estiman la fijación de C en 1,0 t C/ha/año en Rondonia, Brasil (Grace *et al.*, 1996), 2,2 t C/ha/año en Ducke, cerca a Manaus (Fan, 1990, citado por Malhi *et al.*, 1998) y 5,9 t C/ha/año en Cueiras, cerca a Manaus (Malhi *et al.*, 1998). Estas diferencias pueden deberse a la alta productividad primaria neta en las plantaciones forestales, pues estos bosques se encuentran en una continua fase de crecimiento y si son aprovechados antes de llegar a la madurez, pueden absorber cantidades importantes de C, a diferencia de los bosques maduros tropicales, los cuales, debido a su estado de equilibrio, emiten en la noche tanto como absorben en el día (Kyrklund, 1990).

Jordan (1983), a partir de información recopilada en distintos estudios para bosques tropicales de todo el mundo, encontró que las tasas de fijación de C en la madera varían entre 2,29 - 5,05 t C/ha/año; los valores de este rango resultan inferiores al IMA del C en la madera obtenido en esta investigación (5,24 t C/ha/año).

Los bosques secundarios, debido a que se componen de especies de rápido crecimiento (Denslow, 1980), pueden presentar mayor eficiencia en la fijación de C que los primarios (Ortiz, 1997); sin embargo, los valores obtenidos en esta investigación, también se encontraron por encima de los calculados a partir de estimaciones de acumulación de C en un bosque

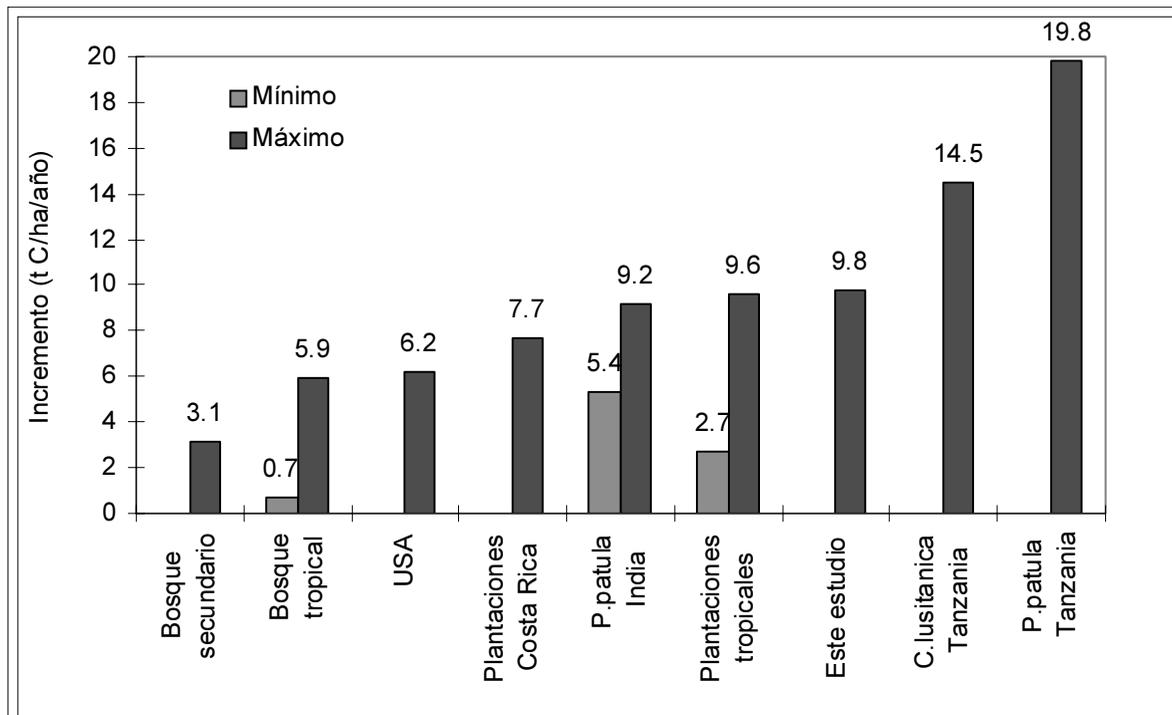


Figura 6. Tasas de fijación de C en diferentes estudios.

secundario en Costa Rica (Figura 6), para una edad de 30 años, equivalentes a 3,12 t C/ha/año (Ortiz, 1997).

Los valores de IMA encontrados, superan además, los estimativos realizados por Sedjo (1989) para el pacífico noroeste y sur de los Estados Unidos (Figura 6), quien plantea que una hectárea de nuevos bosques, secuestra al rededor de 6,24 t C/año, esto puede deberse a que en gran parte del mundo desarrollado, la velocidad media de crecimiento del bosque es muy inferior que la de aquellos en desarrollo (Kyrklund, 1990), lo que puede indicar las ventajas que presenta la región tropical para el crecimiento de plantaciones forestales y particularmente la eficiencia de este tipo de bosques como sumideros de CO₂.

Bhartari (1986) encontró en plantaciones de *P. patula* en Darjeeling, India, que la máxima tasa de incremento en biomasa de los árboles, se alcanza a los 12 años con un valor equivalente a 5,37 t C/ha/año¹. Además, reporta otros estudios en los que las máximas tasas de crecimiento en tejidos no fotosintéticos para la misma especie se alcanzan a los 10 años en Ooty (Sharma & Shrivastava, 1984) y a los 11 en Kodaikanal (Malhotra, *et al.*, 1985), con una productividad equivalente a 6,99 y 9,15 t C/ha/año, respectivamente (Figura 6). En dicho trabajo no se precisa el índice de sitio de dichas plantaciones, por lo que es difícil establecer comparaciones con el presente estudio.

Brown *et al.* (1986), calcularon el rango de variación potencial de fijación de C en plantaciones tropicales, el cual fluctúa entre 2,7 y 9,6 t C/ha/año, para los índices de sitio más bajos y más altos respectivamente. Los valores aquí obtenidos, teniendo en cuenta solo el C en *P. patula*, se encuentran muy cerca al tope máximo de este rango y por encima, al considerar todos los componentes del bosque (excepto los suelos), a pesar de haberse trabajado en un sitio promedio. En Costa Rica, las tasas de fijación de C estimadas en 7,7 t C/ha/año, para plantaciones de diferentes especies por Ramírez *et al.* (1997), también arrojaron valores inferiores a los obtenidos en esta investigación (Figura 6).

Lundgren (1978), muestra un incremento medio anual en biomasa para *P. patula* de 38,7 t/ha/año (equivalente a 19,8 t C/ha/año) y de 28,3 (aproximadamente igual a 14,5 t C/ha/año) para *Cupressus lusitanica*, para un periodo de rotación de 30 años en Tanzania; valores considerablemente altos si se comparan con los resultados de este y otros estudios, sin embargo, el autor realizó el muestreo con árboles codominantes,

por lo que pueden haber sobrestimaciones en las cifras encontradas (Figura 6).

Cabe resaltar que a excepción de Lundgren (1978) y Bhartari (1985), ninguno de los datos reportados tanto para bosque natural como para plantaciones surgieron a partir de mediciones directas de biomasa. En el caso de las plantaciones, todos los estimativos fueron obtenidos a partir del volumen del fuste multiplicado por una serie de factores para obtener el C total del árbol, notándose ausencia de información hallada a partir de mediciones directas de la biomasa. Además, en ninguno se considera para el cálculo, el incremento en otros componentes del bosque, como hojarasca fina y madera muerta, los cuales, en esta investigación, arrojaron un IMA significativo (Tabla 4).

Potencial de incrementar el flujo de C

Las plantaciones de *P. patula* estudiadas, tienen un potencial, haciendo variaciones a las estrategias de manejo, para incrementar el VPN_C hasta un 31% (TRD del 4%), lo cual equivale a un aumento del VPN_C de 38,3 tC/ha al pasar de 124,4 a 162,7 tC/ha (Figuras 4 y 5).

Hoen & Solberg (1994) por su parte, encontraron en bosques boreales de Noruega, un potencial de incremento del VPN_C que varió entre 8,4% (22,6 - 24,5 t C/ha para una TRD de 2%) a 17,9% (13,5 - 15,9 t C/ha para TRD del 4%) para turnos sucesivos de 30 años, aplicando 253 estrategias de manejo diferentes. Así mismo, en bosques tropicales de tierras bajas en Malasia, Boscolo *et al.* (1997), encontraron que al pasar de cosechar el bosque con métodos tradicionales (Sistema Uniforme Malayo) a métodos de impacto reducido, había un potencial para disminuir las pérdidas de VPN_C (es decir aumentar la fijación de C) de un 53,3%, pasando de -84,3 a -39,4 t C/ha; ellos usaron una TRD del 6% y simularon 40 estrategias distintas de manejo, para un periodo de planeación de 200 años.

Los potenciales de incremento del VPN_C encontrados en el presente estudio superan los de bosques en Noruega, no solo en porcentaje sino también en la cantidad de t C/ha que es posible adicionar cuando los regímenes de manejo tradicionales cambian con el objetivo de aumentar la fijación de C. De esta forma, en los bosques estudiados por Hoen & Solberg (1994), es factible, por medio del manejo forestal, adicionar un

¹ Este valor se obtuvo al multiplicar la productividad en biomasa encontrada por el autor por 0,512 correspondiente al CC de la madera en el presente estudio.

máximo de 1,9 - 2,4 t C/ha para TRD de 2 y 4% respectivamente; por otra parte, cuando los potenciales de incremento aquí obtenidos son comparados con los de Malasia (44,9 t C/ha) las cantidades de C que se pueden adicionar resultan menores.

Conclusiones

El comportamiento del C en plantaciones forestales, mediante el método aquí descrito, puede determinarse de manera confiable y a bajo costo, por lo que se brindan herramientas que abren la posibilidad de generar proyectos de este estilo, creando además, expectativas para la evaluación de esta función ecosistémica en otros tipos de bosques.

No se encontraron evidencias de un aumento en el C total en el suelo atribuibles a la plantación, sin embargo, no es posible afirmar que la actividad forestal no está aportando C a este componente, pues el presente estudio consideró sólo el C en un momento dado, en cada punto de muestreo, sin establecer los ingresos provenientes de la descomposición de hojarasca y detritos de la plantación y las salidas o fugas del C aportado por usos anteriores de la tierra.

Las altas tasas de crecimiento y fijación de C, en comparación con otras regiones y tipos de bosques a nivel mundial, hacen que las plantaciones estudiadas de *Pinus patula* presenten una alta viabilidad técnica para el desarrollo de proyectos de captura de C.

El flujo del C, analizado desde el punto de vista del VPN_C , se ve altamente afectado a medida que las actividades de entresaca se hacen más cerca al presente y a medida que la magnitud de la extracción es mayor. De ahí la importancia de realizar análisis como el desarrollado en este trabajo, con los cuales es posible establecer las mejores combinaciones entre producción de madera y fijación de C, de acuerdo con los intereses de las empresas dedicadas a la actividad forestal y de aquellas que desean invertir en proyectos de reducción de emisiones.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Cipreses de Colombia, Industrias Forestales Doña María, Empresas Públicas de Medellín y Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por financiar y apoyar en todo momento esta investigación. Así mismo, a los profesores Alvaro Lema, Huberto González, Sergio Orrego, Ignacio del Valle, por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Bibliografía

- BASHKIN, M.A. & BINKLEY, D. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79(3): 828-833.
- BHARTARI, S.K. 1986. Biological productivity and nutrient cycling in *Pinus patula* plantations of Darjeeling Hills. *The Indian Forester* 112: 187-201.
- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. & PANAYOTOU, T. 1997. Simulating options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics*. Cambridge University Press. 22-29 pp.
- BROWN, S.; LUGO, A. & CHAPMAN, J. 1986. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forestry Research* 16: 390-394.
- CLUTTER, J.; FORSTON, J.; PENAAR, L.; BRISTER, G. & BAILEY, R. 1983. Timber management: a quantitative approach. New York: Jhon Wiley & Sons. 333 p.
- DELANEY, M., BROWN, S.; LUGO, E.; TORRES-LEZAMA, A. & BELLO-QUINTERO, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13: 697-708.
- del VALLE, J. 1979. Rendimiento y crecimiento del *Cupressus lusitanica* en Antioquia, Colombia. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente* 1(2): 1-42.
- del VALLE, J. 2000. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. 19 p (en preparación).
- del VALLE, J. & GONZÁLEZ, H. 1988. Rendimiento y crecimiento del cerezo (*Alnus jorullensis*) en la región central andina, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía* 41(1): 61-89.
- DENSLOW, J. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica. Suplemento* 12(2): 47-55.
- FABRYCKY, W.J. & THUESEN, G.T. 1981. Decisiones económicas: análisis y proyectos. Colombia: Prentice Hall. 429 p.
- FLINT, E.P. & RICHARDS, J.F. 1994. Trends in carbon content of vegetation in south and southeast Asia associated with changes in land use. Cap. 6: 201-299 pp. En: DALE, V.H. (Ed.). Effects of land-use changes on atmospheric concentrations. South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer - Verlag. 384 p.
- GONZÁLEZ, H.; PIEDRAHITA, E. & VÉLEZ, N. 1994. Fundamentos técnicos y financieros para el manejo

- de plantaciones forestales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 224 p.
- GRACE, J.; MALHI, Y.; LLOYD, J.; McINTYRE, J.; MIRANDA, A.; MEIR, P. & MIRANDA, H. 1996. The use of eddy covariance to infer the net carbon dioxide uptake of Brazilian rain forest. *Global Change Biology* 2: 209-217.
- GUTIÉRREZ, V.H. & LOPERA, G.J. 2001. Metodología para la cuantificación de existencias y flujo de carbono en plantaciones forestales. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile. 18-20 de octubre de 2001.
- HOEN, H. & SOLBERG, B. 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40(3): 429-451.
- JORDAN, C. 1983. Productivity of tropical rain forest ecosystems and the implications for their use as future wood and energy sources. En: Tropical rain forest ecosystems: structure and functions. Ecosystems of the world 14^a. New York: Elsevier. 117-136 pp.
- KYRKLUND, B. 1990. Como pueden contribuir los bosques y las industrias forestales a reducir el exceso de anhídrido carbónico en la atmósfera. *Unasyuva* 43(163): 12-14.
- LANDSBERG, J. & GOWER, S. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. San Diego: Academic Press. 356 p.
- LOPERA, G. J. & GUTIERREZ, V. H. 2000. Viabilidad técnica y económica de la utilización de plantaciones de *Pinus patula* como sumideros de CO₂. Tesis de grado ingeniería forestal, Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 184 p (www.colforest.com.co/co2).
- LUNDGREN, B. 1978. Soil conditions and nutrient cycling under natural and plantation forest in Tanzania highlands. Swedish: University of Agricultural Sciences. Department of Forest Soil. 429 p.
- MALHI, Y.; NOBRE, A.; GRACE, J.; KRUIJT, B.; PEREIRA, M.; CULF, A. & SCOTT, S. 1998. Carbon dioxide transfer over a central Amazonia rain forest. *Journal of Geophysical Research* 103 (D24): 31593-31612.
- MALOTRA, P.; TANDON, U. & KUMAR, P. 1985. Biomass production its distribution and biological productivity in *Pinus patula*, SCHL and CHAM plantations in Nilgiris. *Indian Forester* 111(1).
- ORTIZ, R. 1997. Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation initiatives to reduce atmospheric CO₂. Draft paper presented for inclusion in the Beijer Seminar in Punta Leona. Costa Rica. 19 p.
- PHILLIPS, O.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURENCE, W.; NÚÑEZ, P.; VÁSQUEZ, R.; LAURENCE, S.; FERREIRA, L.; STERN, M.; BROWN, S & GRACE, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-442.
- RAMÍREZ, O.; GÓMEZ, M. & SHULTZ, S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from the ecological economics perspective. Beijer Research Seminar. Costa Rica. 28 p.
- RICHTER, D.; MARKEWITZ, D.; WELLS, C.; ALLEN, H.; APRIL, R.; HEINE, P. & URREGO, B. 1994. Soil chemical change during three decades in an old-field loblolly pine (*Pinus taeda* L.) ecosystem. *Ecology* 75: 1463-1473.
- SCHUMACHER, F. 1939. A new growth curve and its application to timber yields studies. *Journal of Forestry* 37: 819-820.
- SEDJO, R. 1989. Forest to offset the greenhouse effect: If "planting trees" could save us, how many trees would we have to...? *Journal of Forestry* 89(7): 12-15.
- SHARMA, S. & SHRIVASTAVA, U. 1984. Biomass production in an age series of *Pinus patula* plantation in Tamil Nadu. *Indian Forester* 110(9).
- TARQUIN, A.J. & BLANK, L.T. 1992. Ingeniería económica. México: Mcgraw Hill. 558 p.
- VALENCIA, E. 1988. Decisiones económicas en la ingeniería: Ingeniería económica. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 474 p.

Características Fotosintéticas de Cinco Especies Forestales¹

Juan C. López²; Néstor M. Riaño^{3,*}; Yamel López F.⁴

Resumen

Se evaluó el comportamiento diario de la fotosíntesis foliar (P_N), transpiración (E), conductancia estomática (g_s) y eficiencia en el uso del agua (EUA) de *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora*, *Prunus integrifolia*, *Tabebuia rosea* y *Vitex cymosa* en condiciones naturales. Se encontró alta asociación entre el aumento en radiación fotosintéticamente activa (RFA) y el incremento de P_N y g_s de *C. odorata* y *C. alliodora* mientras que en *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* se observó un efecto negativo. Igual fue la respuesta de P_N al incremento en la temperatura del aire (T_a) [25 a 28°C] y al déficit de presión de vapor del aire (DPV) [1 a 1.39KPa]. *C. odorata* y *C. alliodora* registraron mayor E relacionada directamente con RFA durante el día. *T. rosea* presentó mayor EUA [0.0052mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹] que *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* y *P. integrifolia* [0.0051, 0.0044, 0.0043 y 0.0035mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹ respectivamente]. Los valores de coeficiente transpiratorio fueron para *T. rosea* [117.7g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)], *C. odorata* [119.3g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)], *C. alliodora* [138.3g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)], *V. cymosa* [144.3g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)] y *P. integrifolia* [177.8g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)].

Palabras claves: Intercambio gaseoso, especies forestales, eficiencia en el uso del agua, coeficiente transpiratorio.

Abstract

Diurnal courses of leaf photosynthesis (P_N), transpiration (E), water use efficiency (WUE) and stomatal conductance (g_s) of *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora*, *Prunus integrifolia*, *Tabebuia rosea* and *Vitex cymosa* were studied outdoors at Cenicafe headquarters. There was a high relationship between P_N and g_s in *C. odorata* and *C. alliodora* when photosynthetic active radiation (PAR) was increased, meanwhile in *P. integrifolia*, *T. rosea*, and *V. cymosa* these relationship was opposite. Similar responses in P_N to changes in air temperature (T_a) from 25 to 28°C and vapour pressure deficit (VPD) from 1 to 1.39KPa were observed. High E was observed in *C. odorata* and *C. alliodora* in contrast with the other species. *T. rosea* showed high WUE [0.0052mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹] followed by *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* and *P. integrifolia* with 0.0051, 0.0044, 0.0043 and 0.0035mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹ respectively. Transpiratory coefficient calculated from P_N/E ratio was in *T. rosea* [117.7g (H₂O) g⁻¹ (biomass)], *C. odorata* [119.3g (H₂O) g⁻¹ (biomass)], *C. alliodora* [138.3 g (H₂O) g⁻¹ biomass], *V. cymosa* [144.3g (H₂O) g⁻¹ (biomass)] and *P. integrifolia* [177.8 g (H₂O) g⁻¹ (biomass)].

Keywords: Gas exchange, forest trees, water use efficiency, Transpiratory coefficient.

¹Investigación realizada en el Centro Nacional de Investigaciones de Café – CENICAFE, Chinchiná, Colombia.

²Ing. Agrónomo, Fisiología Vegetal;

³Ing. Agrónomo Ph.D., Fisiología Vegetal;

⁴Ing. Agrónomo Ph.D., Profesor Asociado, Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira.

Trabajo aceptado para presentarlo en el Simposio Internacional – Medición y monitoreo de captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile, octubre 18 – 20, 2001.

*Autor para correspondencia: email – nestorm.riano@cafedecolombia.com

Introducción

El potencial que representa el uso de especies forestales como mecanismo para la regulación del incremento en la concentración ambiental de CO₂ amerita que se lleven a cabo investigaciones básicas orientadas hacia el conocimiento de su ecofisiología y a la identificación de aquellas con mayor capacidad para la captura de carbono (fotosíntesis) para incorporarlas en sistemas de producción que permitan no solo hacer un uso más eficiente de la tierra sino también disminuir la contaminación ambiental. De las especies nativas de América tropical las más estudiadas en sistemas agroforestales, principalmente con café (*Coffea* sp.) y cacao (*Theobroma* sp.) han sido el cedro (*Cedrela odorata*) y el nogal (*Cordia alliodora*) (Acero 1985; Alpizar *et al* 1986; Chamorro *et al* 1994). Fundamentalmente estas investigaciones se han orientado a conocer el comportamiento de la asociación entre estas especies y la producción de biomasa, aporte de materia orgánica y reciclaje de nutrientes (Willey, 1975; Cuenca *et al* 1983; Sabogal 1983; Barrada 1986; Fassbender 1987; Beer *et al* 1998). Sin embargo, el conocimiento de los aspectos fisiológicos de estas especies y de otras que se emplean para los mismos propósitos es muy limitado.

Los sistemas forestales, agroforestales y silvopastoriles en el trópico, utilizando especies nativas, se han considerado una herramienta útil en la mitigación de los gases de efecto invernadero, principalmente el CO₂, debido a que presentan crecimiento continuo durante todo el año, lo que se traduce en tasas de acumulación de biomasa y carbono superiores a los obtenidos en zonas templadas. La inclusión de las especies nativas tropicales en proyectos que busquen la venta de servicios ambientales requiere de un mayor conocimiento básico de su capacidad fotosintética y posteriormente de cómo dicha eficiencia se traduce en mayores aumentos en su biomasa. Hasta la fecha no se cuenta con información suficiente sobre la actividad fotosintética de las especies forestales tropicales.

Por lo anterior el objetivo de la presente investigación ha sido caracterizar, al menos en una primera aproximación, el comportamiento fotosintético foliar diario de algunas especies forestales empleadas en la zona cafetera Colombiana e identificar aquellas con mayor potencial para capturar el dióxido de carbono atmosférico.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé), Chinchiná, Colombia, ubicado a 05°01 N, 75°36 W, 1425 m de altitud, con una temperatura media promedio anual de 21.3°C, humedad relativa promedio anual de 79.8%, 2473 mm de precipitación anual acumulada y 1451 h de brillo solar acumulado (Cenicafé 1999).

El experimento consistió en evaluar la respuesta del intercambio gaseoso a las variaciones en las condiciones naturales de la hoja individual de plántulas de *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora*, *Prunus integrifolia*, *Tabebuia rosea* y *Vytxex cymosa* entre las 07:00 y 19:00h durante tres días diferentes. Para la determinación de las condiciones micro climáticas (radiación fotosintéticamente activa, *RFA*; temperatura del aire, *T_a*; humedad relativa, *HR* y déficit de presión de vapor del aire, *DPV*) y las variables relacionadas con el intercambio gaseoso (fotosíntesis neta, *P_N*; transpiración, *E* y conductancia estomática, *g_s*) se empleó un sistema portátil de fotosíntesis LCA-4, que consta de un analizador infrarrojo de gases, una cámara para hojas de 6.25 cm² de área de medición y un microprocesador (*Analytical Development Co. Ltd. Hoddesdon, England*). La eficiencia en el uso del agua (*EUA*), se calculó mediante la relación entre *P_N*/*E* y el coeficiente transpiratorio (cantidad de agua consumida por biomasa producida) se determinó estimando el área bajo la curva de *P_N* y *E* para un periodo de 12:00h y se utilizó un factor de conversión de 1.5g de CO₂ para la producción de 1g de biomasa (Sestak *et al* 1971).

Resultados y discusión

La Figura 1 presenta la respuesta fotosintética de cada especie a las variaciones en las condiciones micro climáticas. El incremento en *RFA* durante las horas de la mañana afectó en forma diferente la asimilación neta de CO₂. *C. odorata* y *C. alliodora* registraron tasas máximas de *P_N* [13.8 y 14 μmol (CO₂) m⁻²s⁻¹ respectivamente] superiores a las de *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* [6.1, 9.9 y 7.1 μmol (CO₂) m⁻²s⁻¹ respectivamente]. Al medio día aunque se observó una disminución en la *P_N* de todas las especies asociada directamente con los máximos diarios de *T_a* (32°C) y *DPV* (2.27KPa) y una baja *HR*. *C. odorata* y *C. alliodora* mantuvieron una mayor tasa de asimilación de CO₂ al igual que en horas de la tarde. Este comportamiento puede estar indicando que entre las especies existen diferencias en los requerimientos de luz y por lo tanto esta variable debe ser tenida en cuenta al momento de seleccionar las especies para establecer

sistemas agroforestales en zonas con características climáticas similares. Así, mientras que incrementos en RFA superiores a $750 \mu\text{mol (fotones) m}^{-2}\text{s}^{-1}$ estuvieron asociados directamente con aumentos en la asimilación de CO_2 de *C. odorata* y *C. alliodora* en *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* se presentó una disminución.

El incremento en T_a por encima de 25°C no afectó la P_N de *C. odorata* y *C. alliodora* y por el contrario su aumento hasta valores cercanos a 28°C favoreció la asimilación de CO_2 . En *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* la máxima P_N se registró con T_a de 25°C pero el incremento por encima de este valor determinó reducciones en la tasa de asimilación de CO_2 .

La mayor tasa de P_N en *C. odorata* y *C. alliodora* estuvo relacionada directamente con altos promedios de g_s (Figuras 1 y 3A), lo que indica que en estas especies no se presentaron limitaciones estomáticas para el intercambio gaseoso, mientras que en *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* las disminuciones en P_N estuvieron asociadas con reducciones en g_s y bajas tasas transpiratorias lo que permite afirmar que estas últimas son más sensibles a cambios en las condiciones micro climáticas, lo cual se traduce en el cierre de los estomas, afectando el intercambio gaseoso. El incremento en T_a y DPV por encima de 25°C y 1KPa respectivamente determinó reducciones en los valores de g_s en tanto que en *C. odorata* y *C. alliodora* se registraron incrementos en P_N .

Desde el punto de vista fotosintético el incremento en DPV afectó más al proceso en *P. integrifolia*, *T. rosea*

y *V. cymosa* que en *C. odorata* y *C. alliodora* pudiéndose afirmar que las primeras especies cierran más rápidamente sus estomas, lo que se traduce en menores pérdidas de agua por transpiración. Este comportamiento se puede confirmar con los resultados obtenidos, donde *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* registraron tasas máximas de E inferiores a las de *C. odorata* y *C. alliodora* en el transcurso del día (Figura 2). De igual forma los incrementos en RFA y T_a determinaron mayores pérdidas de agua en *C. odorata* y *C. alliodora*. Esto contribuyó para que la EUA en estas especies haya sido similar a la respectiva EUA de *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* ya que la planta consumió una mayor cantidad de agua por unidad de CO_2 asimilado (Figura 3B). Al promediar la EUA se observó que *T. rosea* fue la especie que presentó la mayor incorporación neta de CO_2 por unidad de agua transpirada [$0.0052 \text{ mmol (CO}_2\text{) / mmol (H}_2\text{O)}$] seguida de *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* y *P. integrifolia* con valores de 0.051 , 0.004 , 0.0043 y $0.0035 \text{ mmol (CO}_2\text{) / mmol (H}_2\text{O)}$ respectivamente.

Al estimar la cantidad de H_2O requerida para la producir 1g de biomasa se encontró que *T. rosea* consumió menos agua (117.7 g) seguida de *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* y *P. integrifolia* con gastos de 119.3 , 138.3 , 144.3 y 177.8g de agua respectivamente.

En general, los cambios en las condiciones climáticas afectaron en forma diferente el intercambio gaseoso. Aunque *C. odorata* y *C. alliodora* requieren de niveles de saturación lumínica superiores a los de *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* para alcanzar altas tasas

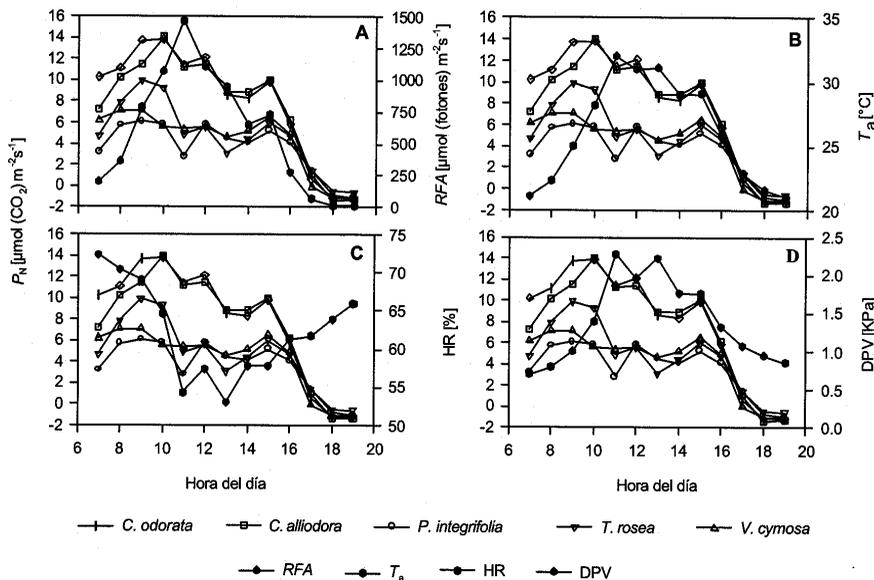


Figura 1

Respuesta diaria de la fotosíntesis neta (P_N) de *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* a la radiación fotosintéticamente activa, RFA (A), temperatura del aire, T_a (B), humedad relativa, HR (C) y déficit de presión de vapor del aire, DPV (D).

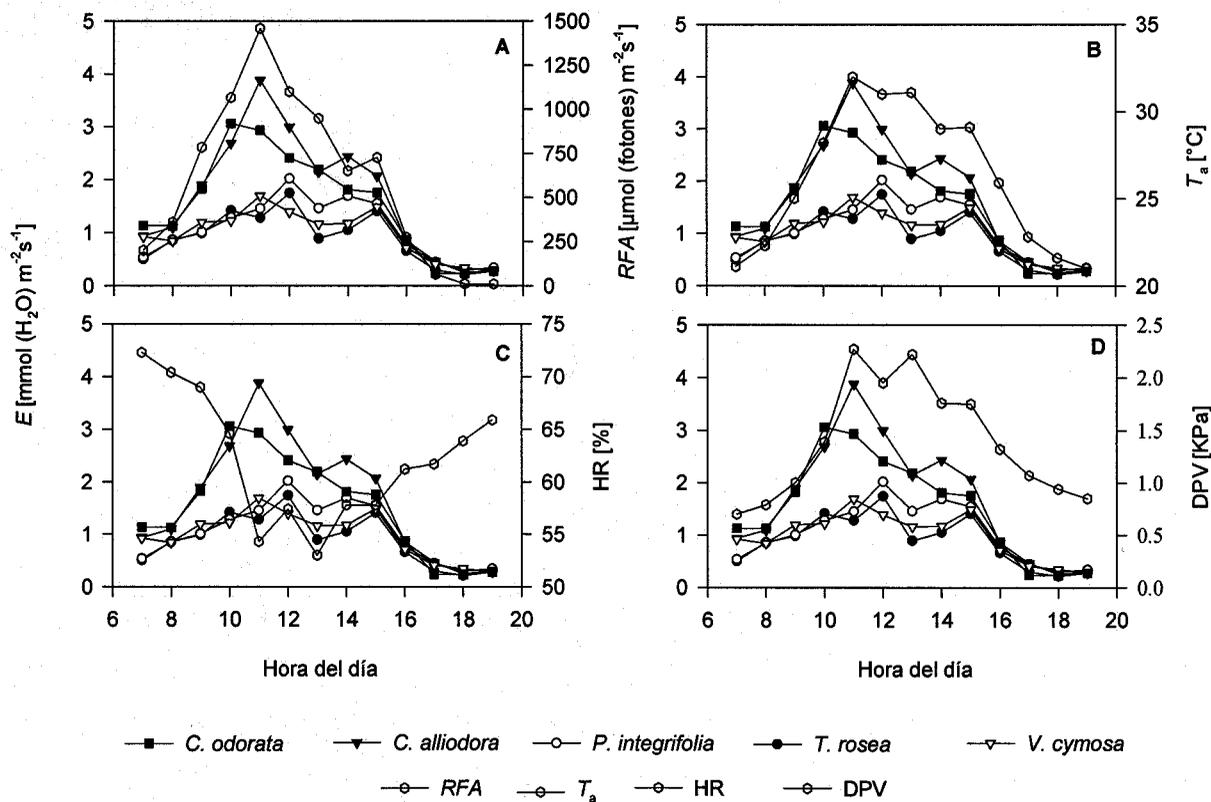


Figura 2. Respuesta diaria de la transpiración (E) de *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* a la radiación fotosintéticamente activa, RFA (A), temperatura del aire, T_a (B), humedad relativa, HR (C) y déficit de presión de vapor del aire, DPV (D).

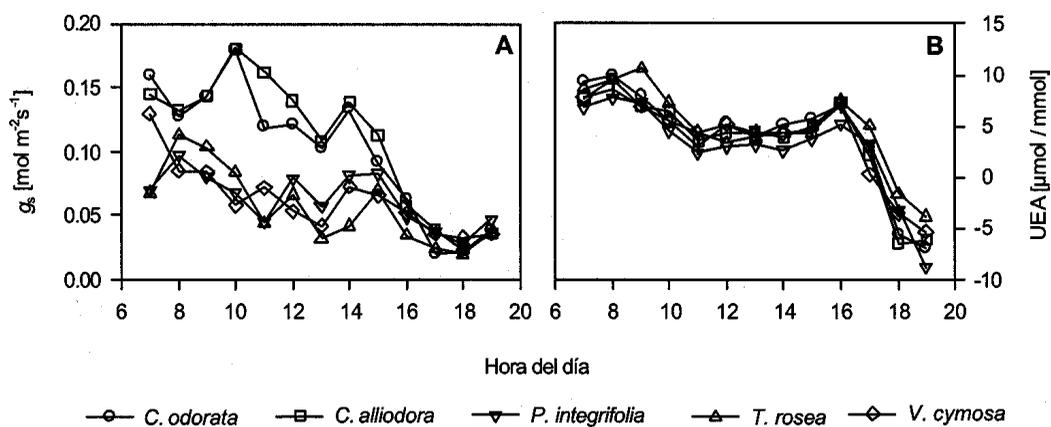


Figura 3. Comportamiento diario de la conductancia estomática, g_s (A) y eficiencia en el uso del agua, EUA (B) en *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa*.

de asimilación de CO₂, las diferencias en el control estomático por parte de *C. odorata* y *C. alliodora* se convierten en un factor que limita la *EUA*, aún cuando la fijación del dióxido de carbono atmosférico es mayor. En *T. rosea* los valores intermedios de P_N son compensados por el menor gasto transpiratorio, lo cual le permite consumir menor cantidad de agua para producir un gramo de biomasa. Este hecho a largo plazo permite sugerir que *T. rosea* tendría una mayor tasa de crecimiento relativo en comparación con *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia* y *V. cymosa* durante el mismo periodo de tiempo ya que la planta regularía de una mejor forma sus pérdidas de agua.

P. integrifolia y *V. cymosa* presentaron un comportamiento fotosintético y transpiratorio más estable en comparación con las demás especies en respuesta a los cambios en las condiciones micro climáticas. *T. rosea* por el contrario mostró mayor sensibilidad a las variaciones ambientales y en particular en su P_N .

Desde el punto de vista de captura de carbono, *C. odorata* y *C. alliodora* fueron las que mayor tasa de asimilación de CO₂ presentaron. Sin embargo su alta tasa transpiratoria se debe tener en cuenta al momento de seleccionar las condiciones agro ecológicas de las zonas donde se vayan a establecer, y en particular la disponibilidad hídrica, ya que de no tenerse un suministro adecuado de agua el sistema forestal será ineficiente.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. Especialmente al Centro Nacional de Investigaciones de Café – Cenicafé y su equipo de trabajo en Fisiología vegetal. Al Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas” - COLCIENCIAS por la co-financiación del proyecto 2251-07-002-93 que permitió la adquisición de los equipos con los que se desarrolló la presente investigación.

Bibliografía

- Acero, D. L. 1985 Árboles de la zona cafetera Colombiana. Bogotá: Ediciones Fondo Cultural Cafetero,. 312 p.
- Alpizar, L.; Fassbender, H. W.; Heuvelop, J.; Folster, H.; Enriquez, G. 1986. Modelling agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao* L.) with laurel (*Cordia alliodora*) and poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. I. Inventory of organic matter and nutrients. *Agroforestry Systems* 4: 3-15.
- Barrada, V. L.; Fanjul, L. 1986. Microclimatic characterization of shade and open-grown coffee (*Coffea arabica* L.) plantations in Mexico. *Agricultural and Forest Meteorology* 38: 101-112.
- Beer, J.; Muschler, R.; Kass, D.; Somarriba, E. 1998. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry systems* 38: 139-164.
- Centro Nacional de Investigaciones de café - Cenicafé. 1999. Anuario meteorológico cafetero, 1998. Chinchiná, Cenicafé, 515 p.
- Cuenca, G.; Aranguren, J.; Herrera, R. 1983. Root litter decomposition in a coffee plantation under shade trees. *Plant and Soil* 71: 477-486.
- Chamorro, G.; Gallo, A.; López, R. 1994. Evaluación económica del sistema agroforestal café asociado con nogal. *Cenicafé* 45: 165-170.
- Fassbender, H. W. 1987. Nutrient cycling in agroforestry systems of coffee (*Coffea arabica* L.) with shade trees in the Central Experiment of CATIE. *In: Beer J. Fassbender H and Heuvelop J Eds. Advances in Agroforestry Research.* pp 155 -165. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Sabogal, C. 1983. Observaciones sobre la combinación de *Cedrela odorata* con café en Tabarcia-Palmichal (Cantón Puriscal). *In: Heuvelop, J.; Espinosa, L. Eds. El componente arbóreo en Acosta y Puriscal, Costa Rica, CATIE, Turrialba, Costa Rica.* p. 90-101.
- Sestak, Z.; Catzky, J.; Jarvis, P.G. 1971. *Plant Photosynthetic production manual of methods.* The Hague, W. Junk N.V. 818p.
- Willey, R.W. 1975. The use of shade in coffee, cocoa and tea. *Horticultural Abstracts* 5: 791-798.

Impacto del Mercado del Carbono en la Performance Económica de Proyectos Forestales. - Estudio de Caso para *Pinus taeda* en Uruguay -

Ing. Agr. Isabel Loza - Balbuena

New Zealand School of Forestry. University of Canterbury
e- mail gib19@student.canterbury.ac.nz

Resumen

El presente trabajo analiza el impacto potencial del mercado del carbono en la performance económica de diferentes sistemas de manejo silvicultural en plantaciones forestales de *Pinus taeda* en Uruguay. Se asume que las plantaciones forestales serán aceptadas en el Mecanismo de Desarrollo Limpio y que los créditos de carbono serán transferidos directamente al productor forestal. Los créditos de carbono (US\$/t C) fueron incluidos en el análisis de flujos de caja descontados para poder analizar: (i) Valor esperado de la tierra (VET); (ii) el largo de rotación óptimo (LRO); (iii) el manejo silvicultural de mejor resultado económico. Los créditos de carbono fueron contabilizados a través de la actual metodología (*real-time*) y a través de dos metodologías alternativas: *one-time* y *tonne-year* propuestas por Maclaren (2000) y Moura-Costa (2000). Se realizaron análisis de sensibilidad del VET, LRO para diferentes valores de créditos de carbono (10 US\$/t C, 50 US\$/t C, 100 US\$/t C) y tasas de descuento (8% y 12%).

Se observó que el VET aumentó al incluir créditos de carbono en el análisis económico. Este efecto se observó para todos los valores de créditos de carbono y para ambas tasas de descuento analizadas. El LRO aumentó en la mayoría de los casos, pero el mayor impacto se observó a valores de créditos mayores a 50 US\$/t C, a tasas de descuento de 8%, y para las metodologías de contabilidad de carbono *one-time* y *real-time*. Contrariamente, la metodología *tonne-year* tuvo un impacto muy leve en el turno óptimo de corta para todos los valores de créditos de carbono y tasas de descuento analizadas. De los cuatro manejos silviculturales analizados el manejo con raleo a 600 árboles/ha a los 6 años fue el que mostró mejor performance económica en todos los casos.

Se concluye que la performance económica de los proyectos mejora a medida que aumenta el valor de los créditos de carbono y disminuye la tasa de descuento. Para los métodos *real-time* y *one-time* los valores y tendencias de VET, LRO fueron similares y mayores que con el método *tonne-year*. Para el VET se observó interacción entre los manejos silviculturales y el largo de rotación.

1. Introducción

El hecho de reconocer el rol de los bosques como sumideros y/o reservorios de carbono puede influir en la toma de decisiones de manejo silvicultural con respecto a las decisiones tradicionales basadas exclusivamente en la producción de madera. Es dable esperar que si el mercado del carbono es implementado, las plantaciones forestales son aceptadas dentro del Mecanismo de Desarrollo Limpio, y el gobierno entrega directamente al productor forestal la totalidad de los créditos de carbono generados, la toma de decisiones silviculturales en plantaciones de *Pinus taeda* en Uruguay se vería afectada.

Una vez que la tierra ha sido destinada al uso forestal, el manejo silvicultural que será establecido y el

largo de rotación óptimo, entre otras, son decisiones importantes que el productor forestal debe tomar. Dichos conceptos son analizados desde el punto de vista económico, incluyendo además los créditos de carbono. Asimismo se evalúan diferentes métodos de contabilidad de carbono secuestrado y diferentes precios de créditos de carbono.

2. Marco Conceptual

2.1 Indicadores económicos

Varios indicadores pueden ser utilizados para evaluar la performance económica de proyectos forestales. Los indicadores más comúnmente utilizados son: valor actual neto (VAN), tasa interna de retorno

(TIR), relación beneficio/costo (B/C), y valor esperado de la tierra (VET).

2.1.1 Valor actual neto (VAN)

Se calcula como la sumatoria del valor presente de los ingresos menos la sumatoria del valor presente de los costos, y es expresado mediante la siguiente fórmula:

$$VAN = \sum_{y=0}^n \frac{I_y}{(1+D)^y} - \sum_{y=0}^n \frac{C_y}{(1+D)^y}$$

(Ecuación 1)

Donde I_y y C_y son ingresos y costos, respectivamente, ocurridos en el año y , e i es la tasa de descuento. Un VAN positivo indica que la tasa de retorno esperada del proyecto es mayor que la tasa de descuento utilizada.

2.1.2 Tasa interna de retorno (TIR)

Otro indicador económico comúnmente usado es la tasa interna de retorno, que es la tasa de interés que iguala el VAN a 0 (Pearse 1990; Klemperer 1996) y es calculado a través de la siguiente fórmula:

$$\sum_{y=0}^n \frac{I_y}{(1+TIR)^y} - \sum_{y=0}^n \frac{C_y}{(1+TIR)^y} = 0$$

(Ecuación 2)

Este indicador es usado fundamentalmente por inversores que desean maximizar los retornos de su dinero en una inversión con bajos costos iniciales e ingresos tempranos (Pearse 1990).

2.1.3 Valor esperado de la tierra (VET)

El valor actual neto de una serie futura de rotaciones a intervalos regulares, es llamado VET (Pearse 1990), o valor económico de la tierra. Este indicador puede ser usado para comparar proyectos cuando se asume que el mejor uso de la tierra es bajo una plantación forestal en perpetuidad, y que cada rotación poseerá costos e ingresos idénticos. Es calculado en base a una serie de rotaciones en perpetuidad. Matemáticamente puede ser calculado en base al VAN de la primera rotación de la siguiente manera:

$$VET = VAN * \frac{(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (\text{Ecuación 3})$$

donde n es el largo de rotación en años.

2.2 Largo de rotación óptimo (LRO)

Una de las decisiones más importantes a tomar en manejo forestal es el momento óptimo de cosechar el monte (Pearse 1990). El largo de rotación óptimo puede ser analizado desde el punto de vista biológico o económico. Un criterio para seleccionar el largo de rotación óptimo es el tamaño medio del tronco, otros son la edad a la cual el volumen del bosque es máximo o cuando la tasa de crecimiento es máxima. La máxima tasa de crecimiento se logra cuando el incremento medio anual (IMA) es máximo, lo cual ocurre cuando el incremento corriente anual (ICA) iguala el IMA.

El óptimo largo de rotación desde el punto de vista económico ocurre cuando la diferencia entre el valor presente de ingresos y costos es máximo, o lo que es lo mismo, cuando el VAN es máximo (Pearse 1990) o el VET es máximo (Klemperer 1996).

2.3 Métodos de contabilidad de carbono

Un elemento clave para el comercio de créditos de carbono es el método de contabilidad de carbono secuestrado por los ecosistemas forestales. Existen tres métodos de contabilidad de carbono que han sido discutidos internacionalmente; ellos son llamados: *real time*, *tonne-year* y *one-time* (Maclaren y Ford-Robertson 2000).

2.3.1 Real-time

El método de contabilidad de carbono *real-time* refleja exactamente lo que ocurre en el sitio forestal (Maclaren 2000). De acuerdo con este método, cuando el stock de carbono aumenta, se podrían reclamar créditos de carbono y cuando el stock de carbono disminuye se deberían pagar débitos. Los cambios en el stock de carbono deben ser obtenidos a través de inventarios sucesivos. El costo de participar en el mercado del carbono y monitorear dichos cambios en el stock de carbono, dependerá de la frecuencia con que dichos inventarios deban ser tomados, así como los componentes del stock de carbono que deban ser medidos.

2.3.2 One-time

A través de este método de contabilidad, los créditos son obtenidos por una sola vez y son pagados al dueño de la tierra que decide transformar un sitio con bajo contenido de carbono (por ejemplo una pastura natural) y transformarlo en un mayor reservorio de carbono en perpetuidad (Maclaren y Ford-Robertson 2000). La cantidad de créditos de carbono a comercializar es obtenida mediante la estimación del stock de carbono

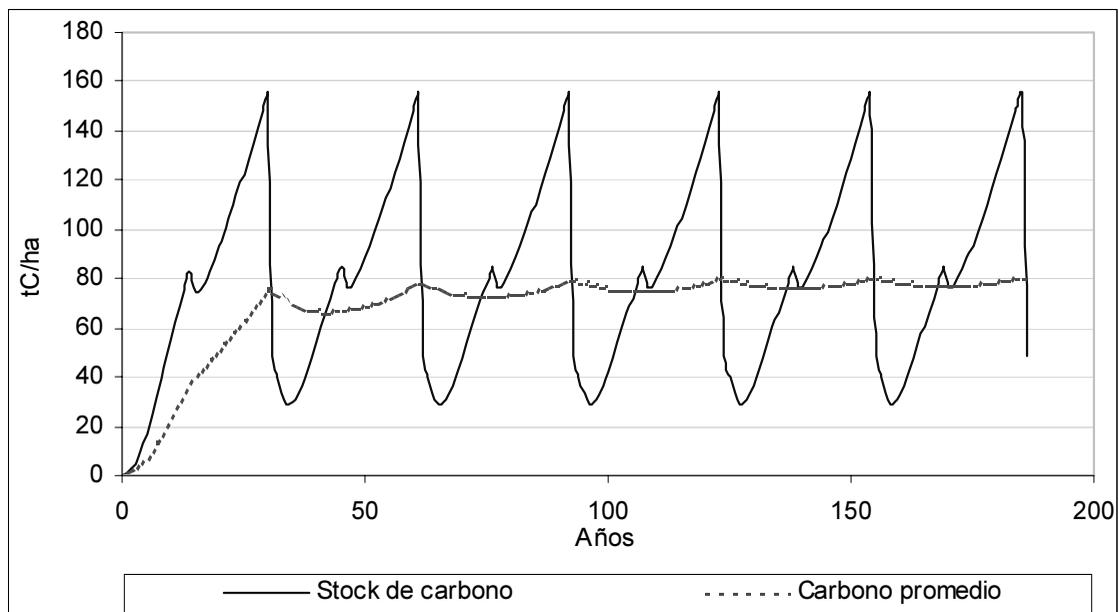


Figura 1 Stock de carbono y stock de carbono promedio en rotaciones sucesivas de 30 años bajo el manejo número 3.

promedio logrado en el largo plazo, utilizando modelos de simulación de carbono. El stock de carbono promedio de determinado número de rotaciones sucesivas se calcula como la sumatoria del stock de carbono presente hasta determinado momento, dividido por el número de años. En el largo plazo este valor se estabiliza (Figura 1). El stock que se alcanzaría en el largo plazo medido en la primera rotación es la cantidad de créditos que se pueden reclamar por única vez. Dicha cantidad de carbono debe ser mantenida en perpetuidad, y en caso contrario, se pagarían débitos por una cantidad de carbono equivalente a la recibida en forma de créditos.

2.3.3 Tonne-year

Este método compara el impacto de diferentes proyectos de mitigación de calentamiento global. Compara reservorios de carbono temporarios con reservorios permanentes o con el hecho de evitar emisiones de carbono (Moura-Costa y Wilson 2000). El tiempo por el cual el CO_2 debe permanecer secuestrado en forma de biomasa o en el suelo para prevenir el efecto acumulativo de calentamiento de la atmósfera es llamado “tiempo equivalente”. A partir del “tiempo equivalente” se calcula un “factor equivalente” que corresponde al inverso del tiempo equivalente ($1/\text{Te}$). Este factor se utiliza para convertir el efecto climático de un reservorio de carbono temporal en la cantidad equivalente de

emisiones dejadas de emitir. Utilizando un tiempo equivalente de 55 años propuesto por Moura-Costa y Wilson (2000) el efecto de secuestrar una tonelada de carbono por un año es equivalente a prevenir el efecto de calentamiento que causaría la liberación de 0.0182 toneladas de carbono a la atmósfera.

A través de esta metodología de contabilidad, se generarían créditos por el número de toneladas de carbono secuestradas cada año. Por cada tonelada de carbono mantenida en el sitio forestal en forma de biomasa el proyecto recibiría créditos equivalentes a 0.0182 tC/año.

Metodología

3.1 Manejos silviculturales

Cuatro manejos silviculturales (Tabla 1) fueron simulados para analizar: (i) el VET de cada uno de ellos sin incluir créditos de carbono, (ii) estimar el stock de carbono, (iii) estimar los créditos de carbono generados bajo las tres metodologías de contabilidad, (iv) estimar el VET al incluir créditos de carbono a diferentes valores (US\$/tC 10, 50, 100).

Tabla 1. Manejos silviculturales simulados

	Manejos silviculturales			
	1	2	3	4
Densidad de plantacion	1000	1000	1000	1000
Edad primer raleo (años)		6	3	4
Poblacion remanente (arb/ha)		600	666	900
Edad segundo raleo (años)			10	8
Poblacion remanente (arb/ha)			500	750
Edad tercer raleo (años)			15	12
Poblacion remanente (arb/ha)			250	500
Edad cuarto raleo (años)				16
Poblacion remanente (arb/ha)				250

3.2 Estimación de stocks de carbono

El carbono acumulado en la biomasa forestal se distribuye en diferentes componentes (tronco, ramas, hojas, raíces, superficie forestal y horizontes minerales del suelo). Idealmente todos estos componentes deben ser contabilizados.

Uno de los métodos posibles para estimar el stock de carbono es mediante la estimación de volúmenes de fustes, utilizando modelos de crecimiento. Dichos volúmenes son transformados en peso conociendo la densidad básica de la madera. A partir del peso del tronco pueden estimarse los demás componentes de la biomasa total (ramas, hojas y raíces). Cierta proporción de biomasa de los árboles pasa a formar parte de la biomasa de la superficie forestal, que a su vez se descompone a determinada tasa anual.

En este estudio el volumen del fuste con corteza (m^3/ha) fue estimado utilizando el software SISPINUS desarrollado en Embrapa, Brasil. El peso del tronco fue calculado multiplicando el volumen por la densidad de la madera, la cual fue estimada mediante la siguiente regresión ajustada a una serie de datos publicados por (Schultz 1997).

$$\text{Densidad básica (t/m}^3\text{)} = 0.0042 * \text{edad} + 0.3374 \quad (\text{Ecuación 4})$$

La biomasa de hojas y ramas se estimó en base a datos publicados (Ralston 1973; Larsen *et al.* 1976; Kinnerson *et al.* 1977; Taras 1978; Cannel 1982), ajustándose regresiones de porcentaje de ramas y hojas en relación al peso del tronco. Las ecuaciones ajustadas fueron las siguientes;

$$\text{Proporción de hojas (\% del peso del tronco)} = 2800.5 * \text{edad}^{-2.0328} \quad (\text{Ecuación 5})$$

$$\text{Proporción de ramas (\% del peso del tronco)} = 311.29 * \text{edad}^{-0.9818} \quad (\text{Ecuación 6})$$

Se asumió que el peso de las raíces constituye un porcentaje fijo (23%) del peso del tronco.

$$\text{Peso de raíces} = \text{Peso del tronco} * 0.23 \quad (\text{Ecuación 7})$$

Se asumió que el carbono en el suelo antes de instalarse la plantación forestal era 0 y que no existen cambios en el stock de carbono en el suelo entre sucesivas rotaciones. Para la biomasa de hojas y ramas que permanece en el suelo luego de operaciones de raleo (raleos a pérdida y residuos no extraídos en raleos comerciales) y para las raíces que quedan en el suelo al ralear dichos arboles, se simuló una tasa de descomposición exponencial de 20 % anual. Se prefirió utilizar esta tasa de descomposición anual por ser más conservadora que la de 10% lineal recomendada por IPCC (1996).

A partir de las estimaciones obtenidas con el software SISPINUS y las ecuaciones 4 a 7 se estimó el stock de carbono presente en cada año y el stock de carbono promedio durante 6 rotaciones sucesivas. Dichas estimaciones fueron utilizados para calcular los créditos de carbono que serian generados con los tres métodos de contabilidad de carbono.

Tabla 2. Supuestos de precios y costos utilizados para el calculo del VET

Costos	Unidades		Ingresos	Unidades	
Plantacion	US\$/ha	200	Troza 1 (puesto en aserradero)	US\$/m ³	45
Mantenimiento	US\$/año	15	Troza 2 (puesto en aserradero)	US\$/m ³	32
Raleo	US\$/m ³	9	Troza 3 (puesto en aserradero)	US\$/m ³	18
Cosecha	US\$/m ³	10	Reintegro	US\$/ha	129.6
Transporte (40km de aserradero)	US\$/m ³	3			

3.3 Análisis económico (calculo de VET)

El VET de cada manejo silvicultural, fue calculado utilizando las ecuaciones 1 y 3. Los ingresos y costos fueron calculados utilizando los supuestos presentados en Tabla 2. En los ingresos también fue incluido el reintegro establecido por la Ley 15939, que es pagado al productor forestal al año de la plantación. Dichos reintegros son establecidos por División Forestal (MGAP) y el valor utilizado es el vigente para el periodo Julio-2000 a Julio-2001. La tasa de cambio utilizada fue 12.5 pesos uruguayos por cada dólar americano (US\$).

Para el calculo del VET “base” se asumió una tasa de descuento de 12%. Los créditos generados según cada metodología de contabilidad, fueron sumados al VET “base” asumiendo un precio de US\$ 10/tC.

3.4 Análisis de sensibilidad de VET

Dado que el VET varia según la tasa de descuento utilizada, el largo de rotación, la inclusión o no del reintegro, y el valor de los créditos de carbono, se realizaron análisis de sensibilidad del VET a dichas variables (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis de sensibilidad del VET

Tasa de descuento	Largo de rotacion	Reintegro	Precio de carbono (US\$/tC)
8%	20 a 30 años	incluido	0
			10
			50
			100
		excluido	0
			10
			50
			100
12%	20 a 30 años	incluido	0
			10
			50
			100
		excluido	0
			10
			50
			100

3.5 Variación del LRO a diferentes valores de créditos de carbono y metodologías de contabilidad

Cada metodología de contabilidad genera diferente valor total de créditos de carbono, lo que hace variar el efecto de dichos créditos en el largo de rotación óptimo. Esto fue analizado a través la edad cuando ocurre el máximo VET al incrementar el valor de los créditos de carbono a 50 y 100 US\$/t C, contabilizados a través de los tres métodos de contabilidad.

4. Resultados

4.1 VET y LRO sin incluir créditos de carbono

La tendencia del VET en función del largo de rotación para los cuatro manejos silviculturales analizados, sin incluir créditos de carbono, se presenta en la Figura 2. Los manejos silviculturales 1, 2, y 3 presentan VET similares para diferentes largos de rotación. Sin embargo, el manejo número 4 presenta valores menores. A pesar de que los manejos 3 y 4 generan volúmenes totales similares, los ingresos generados por el manejo 3 son mayores. Esto se da por una mayor proporción de trozas de mayor valor (troza 1). Opuestamente, los manejos 1 y 2 generan mayores

volúmenes que los manejos anteriores pero con mayor proporción de trozas de menor valor (trozas 2 y 3). Se puede observar una interacción entre el VET y el largo de rotación. Para rotaciones más cortas, el manejo menos intensivo (manejo 1) es el que generaría mayor VET, pero para rotaciones largas sería más rentable realizar manejos más intensivos. Rotaciones largas bajo manejos intensivos permiten generar productos de mayores diámetros, mejor calidad y por lo tanto mayores precios, aumentando así los ingresos y el VET. En general se observa que el VET tiende a disminuir en el rango de rotaciones de 17 a 30 años. Esto se debe a que el máximo VET ocurre a edades de 19, 19, 19 y 21 años, para los regímenes 1 a 4 respectivamente (Tabla 4).

En la Tabla 4 se presentan los largos de rotación óptimos para cada manejo silvicultural variando la tasa de descuento con y sin reintegro. En todos los manejos el largo de rotación óptimo económico (máximo VET) a ambas tasas de descuento, ocurre a edades menores que el largo de rotación óptimo biológico (máximo IMA). Como es dable esperar al disminuir la tasa de descuento de 12% a 8%, el LRO se incrementa. A su vez, la eliminación del reintegro no altera la edad óptima de corta, en la mayoría de los manejos.

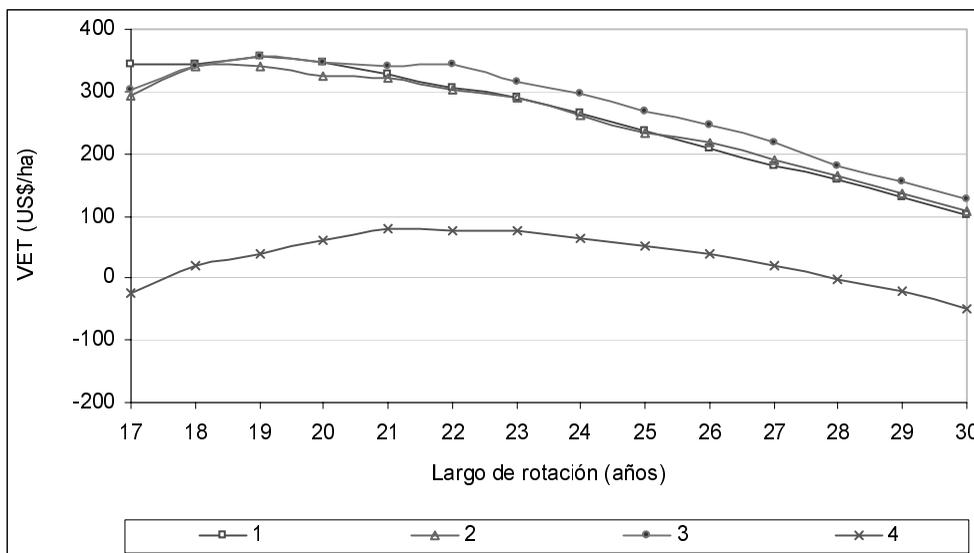


Figura 2 VET a 12% de tasa de descuento sin incluir créditos de carbono, para los manejos 1, 2, 3 y 4 en función del largo de rotación

Tabla 4 Largos de rotación óptimos biológicos y económicos (edad al máximo IMA y máximo VET, respectivamente) de cuatro manejos silviculturales a tasas de descuento de 12% y 8%, con y sin reintegros.

Manejo	Edad al máximo IMA	Edad al máximo VET			
		12%		8%	
		Con reintegro	Sin reintegro	Con reintegro	Sin reintegro
1	21	19	19	20	20
2	25	19	19	23	20
3	30	19	19	22	22
4	28	21	21	26	26

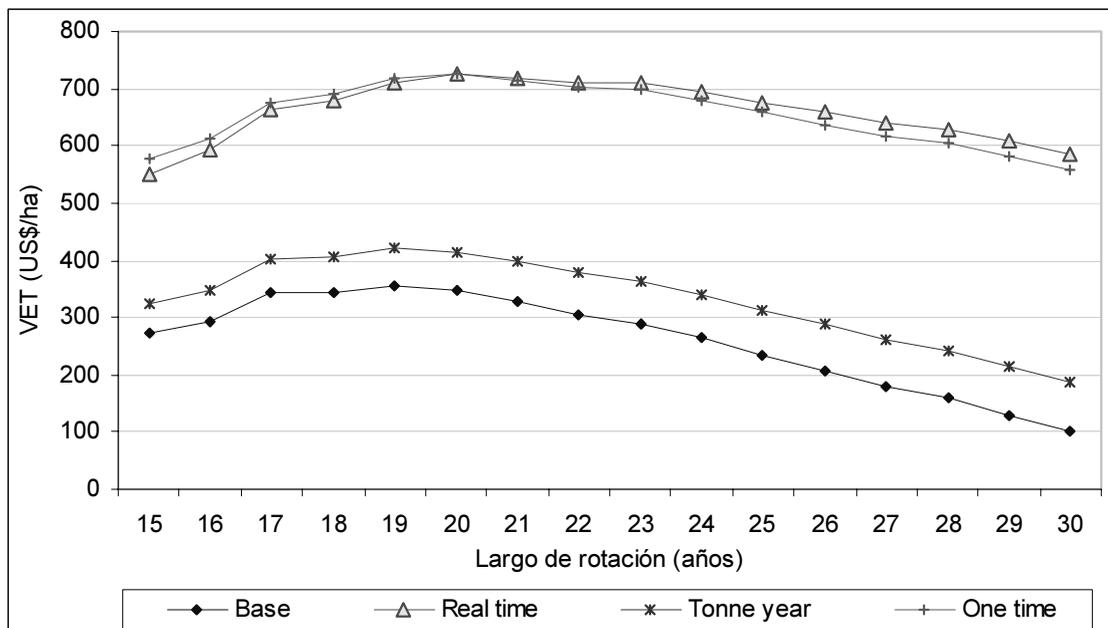


Figura 3 VET del manejo número 1 a 12% de tasa de descuento para los tres métodos de contabilidad (US\$10/t C) y sin créditos de carbono (base).

4.2 Variación del VET al incluir créditos de carbono bajo diferentes metodologías de contabilidad

En la Figura 3 se presenta el VET del manejo silvicultural número 1 utilizando una tasa de descuento de 12% incluyendo créditos de carbono (10US\$/t C) a través de las 3 metodologías de contabilidad. Se puede observar que tanto el método *one-time* como *real-time* generan VET similares para diferentes largos de rotación. Sin embargo, *tonne-year* genera VET menores que los otros métodos de contabilidad aunque siempre mayores que el VET sin incluir créditos de carbono. La misma tendencia se observó en los otros manejos silviculturales.

Cabe señalar que los costos de inventario, monitoreo y verificación de todos los componentes de carbono del bosque (tronco, ramas, hojas, raíces, superficie forestal y suelo) no fueron incluidos en el análisis. En el caso de que estos costos fueran incluidos el método *one-time* generaría valores de VET mayores al método *real-time*, ya que el primer método requiere menor frecuencias de inventario y monitoreo (Robertson *et al.* 2001).

4.3 Impacto de los créditos de carbono y las metodologías de contabilidad en el LRO y máximo VET

Al aumentar el valor de los créditos el LRO se vio incrementado para todas las metodologías de

contabilidad de carbono. Dicho incremento varía para distintos valores de créditos y métodos de contabilidad. En el régimen silvicultural que se presenta en la Figura 4, para los métodos *one-time* y *real-time*, al aumentar el valor de los créditos el LRO aumenta de manera similar, no así para la metodología *tonne-year* en la que el impacto en el LRO es menor.

En la Figura 5 se presentan los valores máximos de VET para el mismo régimen que en la Figura 4. Puede observarse que la performance económica de los proyectos se ve incrementada en todas las metodologías de contabilidad. Las metodologías *one-time* y *real-time* muestran incrementos de VET con respecto al base, similares y siempre mayores que la metodología *tonne-year*.

5. Conclusiones

- El LRO biológico (edad a la que ocurre el máximo IMA) ocurre posteriormente al LRO económico. Sin embargo, a valores de créditos de carbono de 100 US\$/t C el LRO económico ocurre más tarde que el biológico para todos los manejos analizados, pero solamente para las metodologías *real-time* y *one-year*.

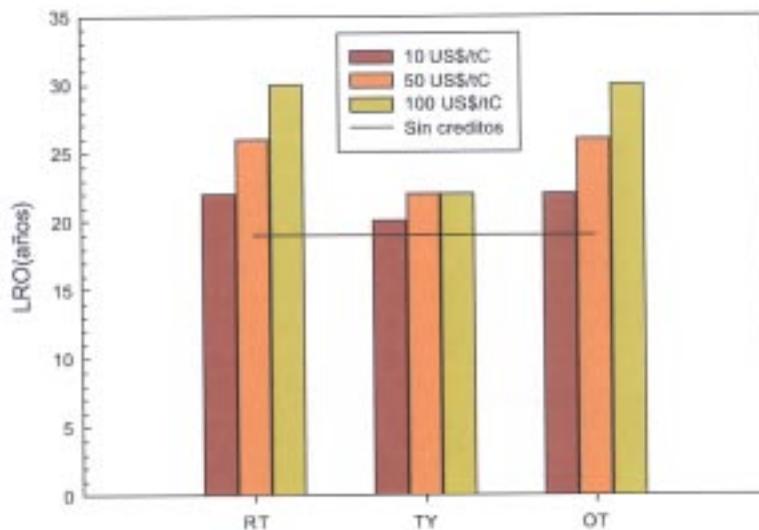


Figura 4 LRO para régimen número 3 a 12 % de tasa de descuento para diferente metodologías de contabilidad y valores de créditos de carbono (0, 10, 50, 100US\$/t C)

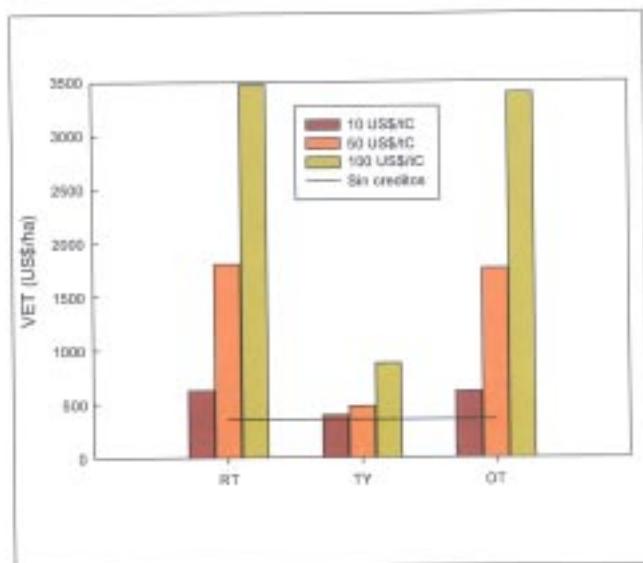


Figura 5 Máximo VET para régimen número 3 a 12 % de tasa de descuento para diferente metodologías de contabilidad (*real-time*, *tonne-year* y *one-time*) y valores de créditos de carbono (0, 10, 50, 100US\$/t C)

- Al aumentar el valor de los créditos de carbono el LRO se vio más afectado con los métodos *real-time* y *one-time* que con el método *tonne-year*.
- Los métodos de contabilidad *real-time* y *one-time* generan valores de VET similares para todos los manejos, largos de rotación y valores de créditos de carbono analizados. El método *tonne-year* siempre mostró valores menores.

6. Consideraciones finales

Existen varios factores que influyen tanto el stock de carbono secuestrado por los bosques como el resultado económico de los proyectos. Todos estos factores deben ser tenidos en cuenta antes de tomar decisiones respecto a manejos silviculturales y largos

de rotación. Los factores más importantes a considerar serían: (i) variaciones en el stock de carbono causados por los distintos manejos y largos de rotación; (ii) precios de créditos de carbono; (iii) metodologías de contabilidad de carbono; (iv) costos de inventario, monitoreo, verificación de stocks de carbono y costos de transacción de créditos. Si dichos costos fueran significativamente altos, podrían invalidar las tendencias de VET presentadas en este trabajo. En algunos casos, dichos costos determinarían la conveniencia o no de participar en el mercado de carbono.

Agradecimientos

Este trabajo es parte de una tesis de Maestría (M.For.Sc) de la School of Forestry, University of Canterbury, co-financiada por el New Zealand Ministry of Foreign Affairs and Trade (NZODA Scholarship), el New Zealand Forest Research Institute y Foundation for Research, Science and Technology y la Beca Owen Brown. La ayuda económica de estas organizaciones así como la supervisión académica brindada por Assoc. Prof. Dr. Bruce Manley (supervisor), Piers Maclaren (supervisor asociado) y Justin Ford-Robertson (co-supervisor de FR) se agradecen profundamente. También se agradece al Ing. Agr. M.Sc. Gustavo Balmelli (INIA Uruguay) por la revisión del manuscrito y las valiosas sugerencias.

Referencias

- Cannell, M.G.R. 1982. World forest and primary production data. Academic press Inc, New York. 391 pp.
- IPCC (1996). Land Use Change and Forestry. In: Revised 1996 guidelines for national GHG inventories: reference manual., Intergovernmental Panel for Climate Change. 5.1-5.75.
- Kinnerson, R.S., C.W. Ralston and C.G. Wells. 1977. Carbon cycling in a loblolly pine plantation. *Oecologia* 29: 1-10.
- Klemperer, W.D. 1996. Forest resource economics and finance. McGraw Hill, New York. 551 pp.
- Larsen, H., M. Carter, J. Gooding y D. Hyink. 1976. Biomass and nitrogen distribution in four 13-year-old loblolly pine plantations in the Hilly Coastal Plain of Alabama. *Can.J.For.Res* 6: 187-194.
- Maclaren, P. 2000. Trees in the greenhouse. Forest Research Bulletin 219. 72 pp.
- Maclaren, P. y J. Ford-Robertson 2000. A comparison of real-time, tonne-year, and one-off stock change approaches. In: Woody biomass as an energy source-challenges in Europe. Joensuu. Finland. 25-28 September 2000.
- Moura-Costa, P. y C. Wilson. 2000. An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration-description and application in forestry. *Adaptation and mitigation strategies for global change*.
- Pearse, P.H. 1990. Introduction to forestry economics. University of British Columbia Press, Vancouver. 226 pp.
- Ralston, C.W. (1973). Annual primary productivity in a loblolly pine plantation. In: H. E. Young (Ed.). IUFRO Biomass studies S4.01. Mensuration, growth and yield working party on the mensuration of the forest biomass. Orono, Coll. Life. Science. 7 Agric. Univ. Maine.
- Robertson, K.A., I. Loza-Balbuena y J. Ford-Robertson. 2001. Practicality and costs of carbon monitoring and accounting when using inventory procedures. *En preparación*.
- Schultz, R.P. 1997. Loblolly pine : the ecology and culture of the loblolly pine (*Pinus taeda* L.). U.S. Dept. of Agriculture Forest Service; Washington, D.C. 1 v. (various pagings) pp.
- Taras, M.A. (1978). Biomass of southern pines and their product yields. In: W. Charles (Ed.). Complete tree utilization of southern pine. New Orleans. Luisiana. 15-28.

Medición de la Variabilidad Espacial y Temporal del Carbono del Suelo con el Uso de los Isótopos Estables, en una Transición Bosque-Pradera en el Estado del Paraná, Brasil.

Warwick Manfrinato¹; Marisa de Cássia Piccolo¹; Carlos Clemente Cerri¹; Martial Bernoux²; Carlos Eduardo Pellegrino Cerri¹.

Abstract

This paper discusses a quantification procedure for soil carbon stocks in a CDM project area, located in Guaraqueçaba, State of Paraná, Brazil (UTM: Zone 20; 7204158N; 753236E). The objectives of this research are to determine carbon flows in soil of a deforested area, quantify amounts of sequestration using measurements of soil carbon as well as its stable isotopes.

The studied area is a pasture with 20 yrs of use, having areas with partial abandonment of 5 and 10, where afforestation is occurring. The soil in the area is of alluvial formation with generalized gleysols (hidromorphic) and cambisols classification. We have used a grid distribution (20 x 20 meters) for soil sampling (0–10 cm depth). The total area sampled was about 5 ha. The determined soil parameters were %C; %N; pH; soil moisture; ¹³C; ¹⁵N and bulk density.

General statistical analysis showed the consistency of data. The data allowed the construction of maps of these spatialized parameters (Geostatistical Analysis with GS-plus software). A visual distribution of parameters in the area allowed for a better understanding of how soil characteristics are distributed throughout the area of study and could become a valuable instrument for project implementation and monitoring.

The soil carbon mean in native forest was 3.67%, thus a stock (10 cm in depth) of 36.33t C/ha, while in pasture with 20 years of use increased to 59.47t C/ha, with a net gain of 23.14t C/ha of carbon in 20 years. Although we found an increase in soil carbon in abandoned pasture (5 and 10 yrs), compared with native forest, that increase had decreasing increments within the period of evaluation, when compared with pasture in use.

The carbon-13 isotope (¹³C) has been used (as a tracing tool) to determine the substitution of native soil carbon (forest) by carbon introduced by grasses used in pasture activities. It was verified that after 20 years of use as pasture more than 70% of the present soil carbon is still remains of that introduced by the forest that existed before.

Spatial analysis proved very useful in evaluating carbon sequestration and flows using soil samples and compared among different land uses. Carbon isotopes serve as an efficient way to determine sources and confirm how carbon alterations occurred in the studied area. This study was instrumental in determining significant carbon sequestration in soil promoted by pasture activities. Although soil carbon sequestration has not been included in the Climate Change negotiations (Kioto Protocol), this study proves possible to consider this stock in baseline studies within the scope of the Clean Development Mechanism (CDM). With awarded fellowship by CAPES, Brazil, this research has been partially funded by The Nature Conservancy.

¹Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) – Universidade de São Paulo. (www.cena.usp.br). ²Institut de Recherche pour le Développement (IRD).

Dirección: Av. Centenário, 303; Ciudad: Piracicaba; São Paulo, Brasil; 13400-970; Brasil. Teléfono / Fax: 55 19 429 4750 / 55 19 429 4610. Email: warwick@cena.usp.br; warwick@merconet.com.br

Introducción

En la búsqueda de revertir las tendencias del calentamiento global, motivadas por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambios Climáticos (Ministerio de la Ciencia y Tecnología, 1988), innumerables iniciativas han sido implementadas buscando reducir los impactos antrópicos en la atmósfera. Algunas de esas iniciativas están presentadas en proyectos que buscan fijar el carbono atmosférico por medio de la fotosíntesis, promoviendo la acumulación de biomasa vegetal y de la Materia Orgánica del Suelo (MOS), lo que resulta en una reducción de las concentraciones atmosféricas de GEE.

El presente estudio ha sido realizado en el área donde se desarrolla el Proyecto Acción Contra el Calentamiento Global en Guaraqueçaba. Ese proyecto tiene como objetivo la regeneración de la vegetación nativa, así como promover el enriquecimiento de bosques locales que han sido explotados por actividades extractivistas, retirando especies de interés comercial sin reposición adecuada. La localidad del proyecto es una propiedad de la Sociedad de Pesquisa en Vida Silvestre (SPVS) en la región costera del estado del Paraná (UTM: Zona 20; 204158N; 753236E).

El objetivo general de esta investigación ha sido evaluar la variabilidad espacial del carbono en los suelos de praderas que estuvieron en uso a lo largo de 20 años. Para lo cual, han sido comparadas áreas donde ocurrieron transformaciones de los bosques nativos para los usos de la tierra encontrados comúnmente en la región del proyecto (i.e. extracción seguido de ganadería extensiva). En cuanto a los objetivos específicos se tiene: (i) la determinación de los almacenamientos de C para el área de pasto en uso y de otras áreas de pradera abandonadas, tomando como referencia un área forestal; (ii) la determinación de los flujos del carbono entre diferentes áreas como bosques nativos o poco alterados, para praderas en uso y pastizales abandonados hace 5 y 10 años, circunstancia que constituye una cronosecuencia bosque-pradera; (iii) la evaluación y discusión de la correlación entre los determinantes de los almacenamientos de carbono en el suelo (factores físicos y químicos) a través de métodos estadísticos, geoestadísticos y un sistema de informaciones geográficas (SIG).

Basado en la hipótesis de que la conversión de bosque en pradera altera los almacenamientos y flujos de carbono en el suelo, los métodos geoestadísticos y de geoprocesamiento asociados a las técnicas isotópicas

han sido utilizados para cuantificar y comparar lo que ocurre en el suelo cuando un bosque es transformado en pradera.

Revisión de Literatura

Estudios del carbono en el suelo: variabilidad y generalización espacial

Cuando una determinada propiedad varía espacialmente con continuidad, se puede estudiar con una estadística denominada geoestadística (Vieira, 2000). Así pues, un importante paso para mejorar la comprensión del comportamiento del carbono en el suelo es la generalización de los almacenamientos a partir de tenores puntuales, denominado de “espacialización” (adaptado del inglés: “spatialization”). Por medio de herramientas geoestadísticas, se puede “espacializar” la variación de los tenores de carbono en el suelo, y estimar el contenido de carbono en locales no muestreados, con un nivel de error conocido.

Uso de técnica isotópica para determinación del origen de la MOS

Para los estudios de carbono en el suelo, la razón entre los isótopos ^{12}C y ^{13}C es de gran relevancia. El porcentaje del ^{13}C en la naturaleza es de 1,11% en términos globales. Sin embargo, se encuentra en diferentes concentraciones en los diversos compartimentos de la biota (i.e. en los tejidos vegetales y MOS). Estas diferenciaciones han sido usadas como una forma eficiente de identificar el origen de la MOS. Basados en esa técnica, Cerri et al. (1985) identificaron la dinámica del carbono en el suelo, cuando un bosque (plantas C-3) ha sido sustituido por gramíneas (plantas C-4).

Al efectuar la fijación del CO_2 atmosférico, por medio de la fotosíntesis, las plantas discriminan las moléculas compuestas por el isótopo ^{13}C . Esta discriminación ocurre según el tipo de ciclo de conversión (i.e. C-3 o C-4). A su vez, el carbohidrato acumulado en esas plantas tiene concentraciones diferenciadas de este elemento (Farquhar et al., 1989). Consecuentemente, esas diferenciaciones pueden ser determinadas y los resultados usados como identificadores del tipo de planta que ha fijado el carbono atmosférico.

Las plantas que poseen el ciclo de absorción del carbono propuesto por Calvin, conocidas como C-3, presentan en sus tejidos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -35 y -20% , por otro lado las plantas que además de utilizar el ciclo de Calvin, también utilizan el ciclo de Hatch-Slack, o conocidas por C-4, presentan valores entre -19 y -9% .

Moraes (1995), estudió la variabilidad del carbono en el suelo y concluyó que donde hay predominio de plantas que realizan el ciclo fotosintético C-3, o sea, áreas forestales, los valores de $d^{13}C$ de la MOS variaran entre -28‰ e -28,5‰ en la capa 0-5 cm. A medida que hubo sustitución del bosque por pastizales, los valores de $d^{13}C$ aumentaron, alcanzando aproximadamente -16‰ después de 81 años de pastoreo, dado que el valor del $d^{13}C$ observado directamente en las gramíneas ha sido de -14,27‰.

Análisis geoestadístico y la integración con un sistema de informaciones geográficas (SIG)

Al integrar variables de interés, se pueden generar mapas que representen los almacenamientos de carbono y con eso correlacionarlos con otras variables como pH, humedad, fertilidad, uso de la tierra, tipo de suelo, pendiente y otras características edáficas. La asociación de un sistema de informaciones geográficas (SIG), permite la interpolación y realización de estimaciones en lugares no muestreados. (Gonsalves & Folegatti, 2000). Con tales recursos es posible estudiar el comportamiento del carbono en el suelo, especialmente cuando se desea saber el comportamiento espacial de una característica o parámetro del suelo, asociando otros atributos del suelo.

Tratamientos geoestadísticos pueden ser realizados usando la teoría desarrollada por Matheron (1965) y aplicada a las Ciencias del Suelo (Burgess & Webster, 1980). Así, se puede calcular los semivariogramas omnidireccionales por medio del programa GS+ (Gamma Design Software, 1991), y con base en esos cálculos, asociando las coordenadas georeferenciadas de puntos colectados, es posible crear mapas regionalizados de los parámetros analizados.

Secuestro de carbono en el suelo

El término secuestro de carbono es utilizado libremente en los textos técnicos cuando se aborda el asunto de fijación del carbono atmosférico, aunque su significado extrapole y cambie su aplicación en este contexto, pues su sentido técnico es el de "retención temporal" (Enciclopedia Britannica, 1998). De manera general es asumido un involucramiento del proceso fotosintético, pero siempre relacionado a la acumulación de carbono en alguno de los compartimientos de la biota. En el ámbito de la Convención del Clima y del Panel Intergubernamental sobre Cambios Climáticos, el "Second Assessment Report" estima que es posible un secuestro de carbono en el suelo, en las áreas de aptitud agrícola del planeta, del orden de 40 a 80 Pg en los próximos 50 a 100 años (Cole et al., 1996).

Material y Métodos

Descripción del medio físico

La clasificación de los suelos de la región de estudio está basada en un levantamiento efectuado por el Instituto Ambiental del Paraná, por medio de fotografías aéreas verticales, pancromáticas, en escala de 1:25.000, vuelo de 1980. La geología de las llanuras aluviales está constituida por variados sedimentos continentales del Cuaternario (1,8 millones de años), como arcillas, arenas y cascajos de origen fluvial. Los suelos estudiados son clasificados como Cambisol háplico y Gleisol háplico.

El área presenta una historia de deforestación extrativista para la extracción de productos no madereros, como leña y palmito, con la subsiguiente transformación de las llanuras en pastizales. La gramínea (*Brachiaria humidicula*) ha sido sembrada al voleo. Ninguna práctica mecanizada o aplicación de fertilizantes químicos ha sido empleada durante los 20 años de uso y la tasa de capacidad de la pradera ha sido aproximadamente 2 cabezas/ha.

La cronosecuencia estudiada, tiene como referencia las condiciones originales de vegetación y suelo, la cual posee el mismo material de origen, la misma clase de textura y manejos de suelo comparables. La cronosecuencia ha posibilitado la evaluación de los cambios de los almacenamientos de C en suelo con bosque nativo (FN), pradera de 20 años de implantación (PU), pradera de 20 años de uso, abandonada hace 5 años (RN-1) y pradera de 20 años de uso, abandonada hace 10 años (RN-2). Los pastizales abandonados (RN-1 y RN2) en la época de la colecta del suelo se encontraban con gramíneas invadidas por vegetación arbustiva y arbórea. No se observó la ocurrencia de praderas de 10 y 15 años para constituir una cronosecuencia de praderas.

Muestreo y análisis de los materiales colectados (10 cm de profundidad)

En la parcela PU las muestras han sido retiradas de un área de 300 x 120 metros en una disposición de cuadrícula (grid) con puntos de colecta de 20 x 20 metros. La colecta de las muestras del suelo ha sido realizada en trincheras (40 x 40 x 40 cm), y colectada la capa 0-10 cm en el perfil del suelo. En las áreas FN, RN-1 e RN-2, han sido muestreados 9 puntos nada más, con el objetivo de producir una muestra compuesta y comparar su media con los tenores encontrados en la cuadrícula (grid).

Se colectaron los 3 componentes de la biomasa vegetal: hojarasca, vegetación arbustiva y vegetación arbórea (hojas). Esta colecta tuvo la intención, nada más, de cuantificar la proporción de los isótopos ^{13}C y ^{12}C en

la biomasa vegetal, para la referencia en relación a la MOS.

Análisis de las muestras de suelo

Las determinaciones de los tenores de C y N han sido por combustión al seco en el equipamiento Carlo Erba (CHN1110) y los análisis isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$), realizados por un espectrómetro de masa Finnigan (modelo DeltaPlus) acoplado al Carlo Erba. Los valores de los contenidos de C y N total han sido expresados en % y las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) y $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$) en la forma de δ por mil (‰), o sea, la variación del material en relación al patrón internacional de referencia.

Origen del C del suelo en la sucesión de plantas C-3 y C-4

Las proporciones de carbono derivado de las plantas del ciclo fotosintético C-3 y C-4, en el caso de este estudio de bosque y pradera respectivamente, son obtenidas por medio de la ecuación:

$$C_{\text{past}} = \frac{\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{C}_o}{\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}} - \delta^{13}\text{C}_o} \times \% C_t ; C_f = \% C_t - C_{\text{past}}$$

Donde: C_{past} = % de C del suelo bajo pradera; $\delta^{13}\text{C}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo pradera $\delta^{13}\text{C}_o$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo bosque; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del material vegetal de la pradera; C_t = % de C total del suelo bajo pradera; C_f = % de C del bosque;

Determinación de los Almacenamientos de C y N del Suelo

Los almacenamientos de carbono y nitrógeno del suelo son calculados de acuerdo a la ecuación :

$$E = d \times h \times A \times C \times 100$$

Donde: E = almacenamiento de carbono o nitrógeno del suelo; d = densidad del suelo (g/cm^3) – peso específico; h = espesor de la capa del suelo (cm); A = área considerada (ha); C = tenor de carbono del suelo (%) o N= tenor de nitrógeno del suelo (%)

Análisis estadístico y geoestadístico

Para las variables con dependencia espacial, se ha utilizado la geoestadística para generalizar los datos obtenidos, utilizándose métodos propuestos por Matheron (1965) y descritos en Bernoux (1998b). El programa GS-plus - Geostatistics for the Environmental Sciences (GAMMA DESIGN, 1991), ha sido empleado en la elaboración de los mapas de distribución de los

datos. Una vez que las variables %C, %N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ presentan un comportamiento espacial dependiente, se producen los semivariogramas, que permiten identificar el nivel de error admisible de utilización de las informaciones. Posteriormente por medio de una krigagen (Matheron, 1965) los datos son interpolados y una generalización de los datos permite la construcción de los mapas de distribución espacial de los datos colectados.

Una vez procesadas las informaciones regionalizadas, han sido sobrepuestos los mapas de distribución de pH, densidad, %C, %N, $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$ utilizando el programa ArcView (v-3.1), el cual permite evaluar las correlaciones a través de la sobreposición de los mapas georeferenciados de los diferentes parámetros analizados.

Resultados y Discusión

Variabilidad espacial de las propiedades y atributos del suelo

Estadística descriptiva

La Tabla 1 enseña los valores medios del análisis en las áreas FN, PU, RN-1 y RN-2.

Se han encontrado valores del porcentaje de carbono (%C) en el suelo para las áreas FN, PU, RN-1 e RN-2 de 3,67; 6,01; 5,09; 4,59; respectivamente. Basándose en los valores promedios de %C e %N, se ha observado una alteración progresiva de los almacenamientos de carbono, o sea, a partir del bosque, el almacenamiento de carbono del suelo aumentó con la introducción del pastizal. A medida que el pastizal es abandonado ese almacenamiento disminuyó. Sin embargo, para confirmar o no la existencia de diferencias entre promedios de las poblaciones, se ha utilizado el test de Scheffe.

Los resultados han demostrado diferencia significativa de 5,05% entre PU-20 y FN, pero no hubo significancia estadística entre PU-20 y RN-1 y RN-2. Observándose las desviaciones standar, se ha verificado una gran amplitud de los mismos. Por estar muy dispersos los datos no aseguraron totalmente las afirmaciones, si considerados apenas los valores promedios. Asimismo, el test entre PU-20 y FN ha sido muy próximo de la significancia deseada de 5%. Sería de interés verificar también el comportamiento de subdivisiones del área PU, a través de la compartimentalización en “regiones de tendencias” de los tenores de C en el área PU, y verificar si hay diferencias significativas entre las regiones

Tabla 1. Datos promedios de los parámetros analizados en la capa 0-10 cm del perfil del suelo, para las diferentes áreas de estudio. Tenor de Carbono (%C); Razón isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$); tenor de nitrógeno (%N); Razón isotópica $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$); Relación C/N (C/N); Humedad (U%); Densidad (densi); pH-H₂O e pH-KCl.

Área de estudio (10 cm)	Altitud (m)	C (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	N (%)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C/N	U (%)	ρ (g/cm ³)	pH-H ₂ O	pH-KCl
FN (n = 9)	9,00	3,67	-27,74	0,29	5,42	12,48	79,60	0,97	4,62	3,87
PU (n = 112)	6,72	6,01	-22,90	0,41	4,23	14,54	72,22	0,91	4,82	3,77
RN1 (n = 9)	7,11	5,09	-25,10	0,33	4,27	15,25	70,27	0,84	4,64	3,48
RN2 (n = 9)	7,08	4,59	-26,49	0,32	4,22	14,24	74,53	0,95	4,34	3,44

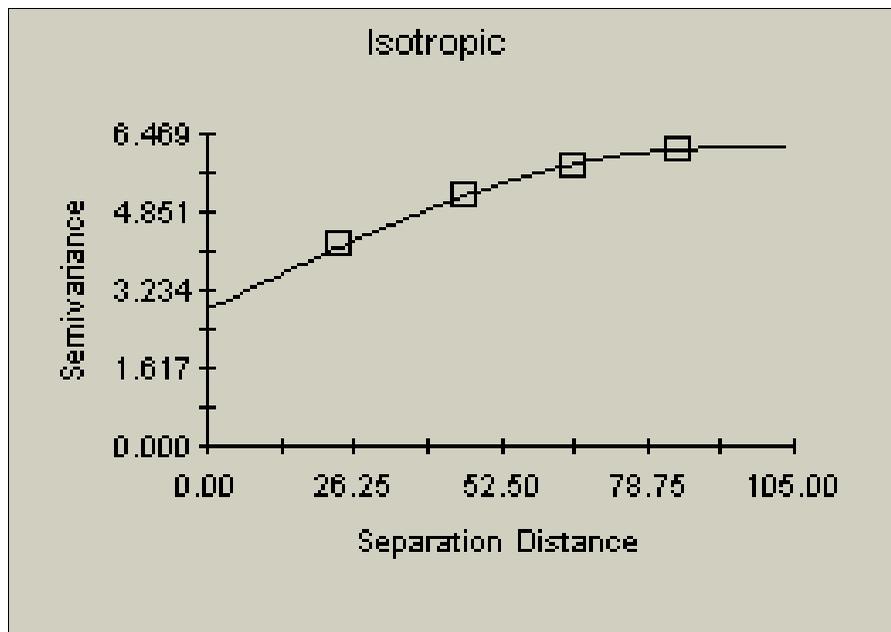


Figura 1. Semivariograma ajustado para el tenor de Carbono en la capa 0-10 cm del perfil del suelo en el área PU (n=112).

específicas del área PU comparadas a las áreas RN-1, RN-2 y FN.

Las correlaciones de mayor interés han sido entre el carbono y el nitrógeno ($R=0,96$), carbono y altitud ($R=-0,34$), carbono y humedad del suelo ($R=-0,70$), carbono y densidad del suelo ($R=-0,69$) (Tabla 4). Estas correlaciones podrán ser útiles en el análisis espacial, validando la comparación visual entre los mapas de la Figura 2.

El análisis geoestadístico utilizó semivariogramas ajustados a los datos obtenidos que permitieron la determinación del valor del alcance utilizado en el procedimiento de la Krigagen. La Figura 1 presenta los semivariogramas de cada variable analizada, pudiendo ser observados en cada gráfico: (i) patamar (nivel de variancia en el gráfico, que determina el alcance); (ii) alcance (distancia a partir de la cual el análisis de la dependencia espacial está comprometida y se interrumpe

la interpolación); (iii) efecto pepita (indica el nivel de dependencia espacial de atributos a cortas distancias, y es representado por el punto donde la curva toca la abcisa Y).

El modelo utilizado ha sido el esférico, que es una función de la distancia en relación a las varianzas de los datos analizados. El nivel en el cual las varianzas inician una estabilización (ii en el gráfico) indica el alcance a partir del cual la dependencia espacial no soporta una interpolación entre los datos.

Podemos observar por los semivariogramas presentados que, a pesar de que el efecto pepita varía entre los diferentes atributos del suelo, el alcance de la dependencia espacial obtenido ha sido generalmente aproximadamente de 90 metros (Figura 1). Este valor ha sido utilizado para efectuar el krigagen y producir los mapas (Figura 2) de distribución espacial de los atributos cuantificados.

Uso de la técnica isotópica para determinar el origen del carbono en el suelo

El origen del carbono en el suelo en la sucesión de plantas C-3 y C-4 ha sido determinado por medio de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en muestras de suelo (Tabla 1) y materiales vegetales colectados.

A través de las fórmulas (1) y (2) y datos de $\delta^{13}\text{C}$ es posible calcular la cantidad de carbono del suelo derivado del bosque y del pastizal.

$$C_{\text{past}} = \frac{\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{C}_o \times \% C_t}{\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}} - \delta^{13}\text{C}_o} \quad (1); \quad C_f = \% C_t - C_{\text{past}} \quad (2)$$

Donde: C_{past} = % de C del suelo oriundo del pastizal = incógnita 1; $\delta^{13}\text{C}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo pradera = -22,90‰; $\delta^{13}\text{C}_o$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo bosque = -27,74‰; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del material vegetal de la pradera = -11,42‰; C_t = % de C total del suelo bajo pradera = 6,01‰; C_f = % de C del bosque = incógnita 2

$$C_{\text{past}} = \underline{1,78\% \text{ (solución 1)}}$$

$$C_f = \underline{4,22\% \text{ (solución 2)}}$$

Así, el porcentaje total de carbono oriundo del bosque en la MOS del área PU (pastizal) es de aproximadamente 70% (4,22/6,01).

Mapas comparativos: distribución espacial del carbono

La variabilidad espacial de los atributos en el área PU es presentada en mapas comparativos en la Figura 2. Estos mapas han sido generados a partir del Programa GS-plus y evaluados en el Programa ArcView 3.1. En ellos podemos identificar algunas ocurrencias de variabilidad que necesitan interpretación.

La variabilidad del Carbono y Nitrógeno, así como sus isótopos, aparentemente, no debería ser tan amplia, una vez que los factores determinantes de su presencia en el suelo son en general iguales (i.e. vegetación y calidad del sustrato).

Los atributos C, $\delta^{13}\text{C}$, Relación C/N, N, $\delta^{15}\text{N}$ guardan una relación visual significativa, lo que puede ser confirmado con la Tabla 4. Es notable la relación entre esos atributos y la variación de altitudes (topografía), lo que está relacionado con características hidrológicas del área. Esta presenta un elevado grado de inundación en los meses más lluviosos. Posiblemente la fracción de la MOS, que se presenta en un estado soluble o posible de suspensión, puede ser transportada para áreas más bajas del terreno. Esto es comprobado cuando comparamos los mapas y la tabla de correlación y los atributos C, N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ con la altitud. Se ha constatado valores significativos a 5%, que confirman tal afirmación (Tabla 4). Por consecuencia, las áreas de bajadas acumularon tenores de carbono y nitrógeno, en cuanto que la composición isotópica ha sido enriquecida en las áreas más elevadas.

Tabla 4. Correlación entre los resultados de las variables de interés. Datos comparados en el área PU. Nivel de significancia $p < 5\%$.

Correlaciones de interés	$p < 5\%$
C y Altitud	-0,339
C y $\delta^{13}\text{C}$	-0,250
C y N	0,96
C y Humedad	-0,7048
C y Densidad	-0,690
C y pH (KCl)	-0,19
$\delta^{13}\text{C}$ y Altitud	0,38
N y Altitud	-0,28
$\delta^{15}\text{N}$ y Altitud	0,52

Variabilidad temporal de los atributos del suelo

La variabilidad temporal del carbono permite que proyectos puedan participar de los mecanismos de la Convención del Clima, pues deben probar su

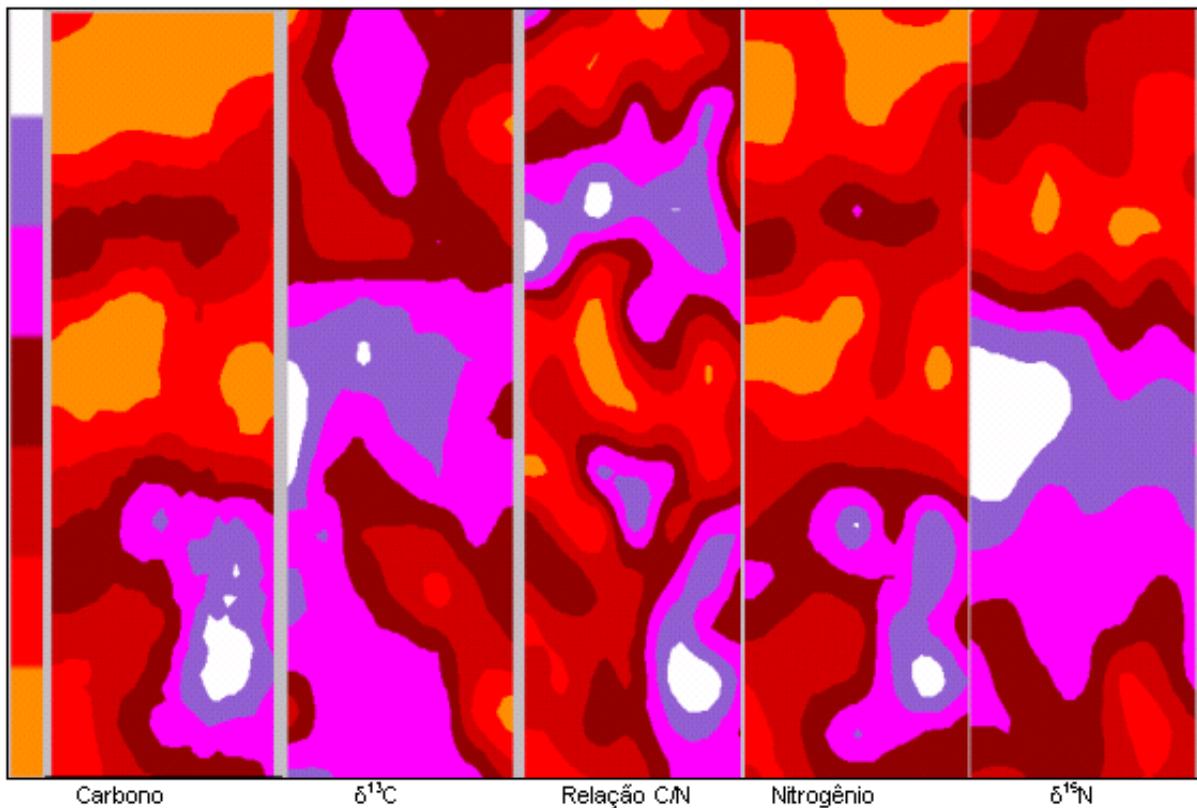


Figura 2. Mapas comparativos de las distribuciones de los valores de los parámetros analizados. C (2 a 15%), $\delta^{13}\text{C}$ (-19,3 a -27,9%), Relación C/N (12,1 a 17,6), N (0,16 a 089%), $\delta^{15}\text{N}$ (1,9 a 6,5%).

Tabla 6. Variabilidad temporal de los tenores y almacenamiento de carbono y nitrógeno en la capa 0-10 cm del perfil del suelo de las áreas de estudio. Los resultados de C y N representan el promedio \pm desviación estandar

Áreas de estudio (0 – 10 cm)	C (%)	Almacenamiento de C (t/ha)	N (%)	Almacenamiento de N (t/ha)
Bosque Nativo (referencia)	3,67 \pm 1,28	36,33	0,29 \pm 0,07	2,87
Pradera en Uso (20 años)	6,01 \pm 2,45	59,47	0,41 \pm 0,14	4,03
RN-1 (5 años)	5,09 \pm 1,66	50,39	0,33 \pm 0,09	3,27
RN-2 (10 años)	4,59 \pm 1,41	45,44	0,32 \pm 0,09	3,17

adicionalidad en referencia a una línea de base (temporal). Los tenores de carbono en el suelo, asociados a las densidades, permiten el cálculo estimado del almacenamiento de carbono en una determinada área a una cierta profundidad. La Tabla 6 presenta sucintamente esas informaciones.

La introducción de pastizal aumentó el tenor de carbono en el suelo (0 – 10 cm profundidad) en referencia al bosque nativo y el pastizal, al ser abandonado (RN1 y RN2) presentó un decrecimiento de C (Tabla 6). La misma tendencia fue observada para los almacenamientos de N (Tabla 6).

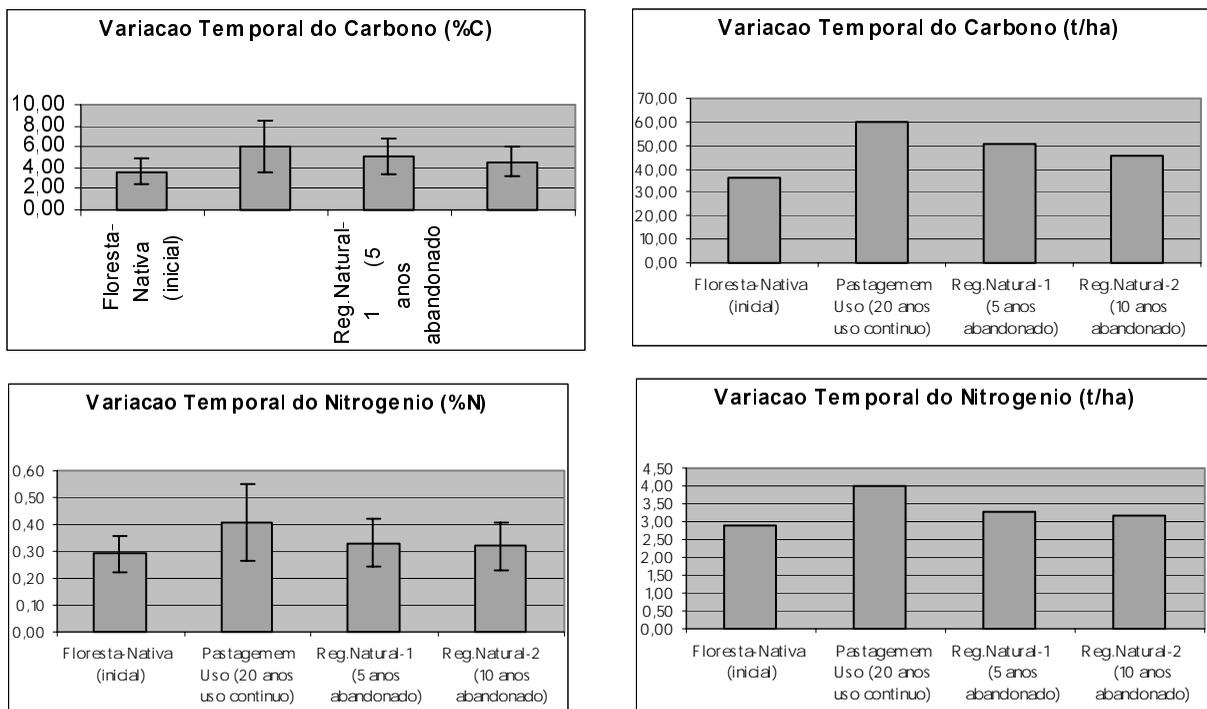


Figura 3. Variación temporal del tenor y el almacenamiento de C y N de la capa 0-10 cm en el perfil del suelo para las áreas estudiadas.

Obs: Léase en la Figura 3; Variación Temporal del Carbono / Variación Temporal del Nitrógeno Bosque-Nativo/ Pastizal en Uso 20 años/ RN-1 5 años abandonado RN-2 10 años abandonado.

Los cálculos de almacenamiento han sido procesados con los valores promedios de tenores de carbono y nitrógeno del suelo. En el análisis estadístico, los tests de diferencias de promedios de las poblaciones de datos no han sido significativos entre PU y RN-1, así como PU y RN2, pero ha sido significativo a 5,05% entre PU y FN.

Cuando el bosque ha sido sustituido por el pastizal, el almacenamiento de carbono aumentó de 36,33 t/ha a 59,47 t/ha con un nivel de significancia próximo de 5% ($p = 0.0505$). Pero no ha sido posible afirmar que, al ser abandonado el pastizal, haya ocurrido pérdida de carbono debido a la ocupación arbustiva que se ha instalado naturalmente. Las posibles explicaciones por los resultados obtenidos se deben a que: (i) el Test de Scheffe para diferencia de promedios no ha sido significativo para áreas PU y RN-1 o PU y RN-2; (ii) las áreas RN-1 y RN-2, donde han sido colectadas muestras de suelo, pueden estar influenciadas por tenores elevados de carbono del suelo debido a otros factores y no el del cambio del uso de la tierra, pero sí por factores

como la topografía e hidrología locales; (iii) bajo número de muestras.

Las interacciones entre la variabilidad espacial y temporal

Al analizar la variabilidad temporal en asociación con la espacial, es posible encontrar situaciones de difícil interpretación. Por ejemplo, en la región al norte (región superior en la Figura 2) del área PU, encontramos un área de tendencia de tenores inferiores a los encontrados en la región sur. Al mismo tiempo, las áreas RN-1 y RN-2 están localizadas adyacentes a estas dos áreas de tendencia. Así pues, es posible que la discusión de variabilidad temporal esté sufriendo alguna tendencia espacial, pues además de que las áreas RN-1 y RN-2 han estado regeneradas a partir de momentos diferentes, están aparentemente próximas a áreas donde se encuentran tenores de carbono menor y mayor, respectivamente. Esos atributos están correlacionados a factores de topografía e hidrología local, lo que extrapola las influencias de los cambios de uso de la tierra.

Consideraciones Finales

En el ámbito de las investigaciones relacionadas con los proyectos de mitigación de cambios climáticos, basados en el uso de la tierra, es importante resaltar una atención al escoger las áreas en donde serán realizados los muestreos de suelos.

Es importante alertar los problemas de interpretación de la variabilidad espacial cuando es asociada a la variabilidad temporal. Es frecuente encontrarse áreas de tendencia que, aunque evidencian una alteración de almacenamiento, también pueden dar la falsa indicación de que una alteración implica un cambio generalizado. Esas situaciones deben siempre ser estudiadas a la luz de la geoestadística, que permite la visualización de las áreas, asociando las variaciones de los atributos con los determinantes de estas modificaciones y también los niveles de correlación entre esos factores.

Se recomienda también una identificación de áreas de tendencia, lo que permite un agrupamiento adecuado para un análisis geoestadístico consistente.

Literatura Consultada

- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. (eds.) 1989. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. CAB International, Wallingford, UK.
- ARROUAYS, D.; BERNOUX, M.; JOLIVET, C. 1998. Spatialisation des stocks d'element dans les sols. Outils actuels et potentialites du carbono organique. Cahiers Agricultures, v. 7, p. 347-56.
- ARROUAYS, D. 1995 Analyse et modelisation spatiales de l'evolution des stocks de carbone organique des sols a l'echelle d'un paysage pedologique. These Doctorat à l'Ecole Nationale Superieure Agronomique de Montpellier. Institut National de la Recherche Agronomique, Orleans, Ardon, France.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; GRAÇA, P.M. de A. ; VOLKOFF, B.; TRICHET, J. 1998a. Estimation des stocks de carbon des sols du Rondonia (Amazonie brésilienne). Etudes et gestion des sols, v.5, n.1, p.31-42.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.F.L. 1998b. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. Geoderma, v82, p. 43-58.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; BOURENNANE, H. 1998. Modeling vertical distribution of carbon in oxisols of the western Brazilian Amazon (Rondonia). Soil Science, v. 163, p. 941-951.
- BURGESS, T.M.; WEBSTER, R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. II. Block Kriging, Journal of Soil Science. v.31, p. 333-341.
- CAMPOS, D.C. 1998. Influência da mudança do uso da terra sobre a matéria orgânica do solo no município de São Pedro. Tese de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VICTORIA, R.; PLENECASSAGNE, A. 1985. Application du traçage isotopique naturel en ¹³C, à l'étude de la dynamique de la matière organique dans le sols. Comptes Rendu Academie Seances Paris, série II, t.300, v.9, p.423-428.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.; PICCOLO M.C. 1999. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. Advances in Soil Science. CRC Press.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M.C. 1997. Carbon dynamics in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon. Proceedings: Workshop science for sustainable development in Latin America and Caribbean, 6-11 Septembre 1997, Rio de Janeiro, Brazil, 11 pages.
- CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J.C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. 1991. Changes in organic matter in a oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by C-13 isotopic composition. In: Berthelin, J. (ed) Diversity of Environmental Biogeochemistry. Amsterdam: Elsevier, p.397-405.
- COLE, V.; CERRI, C.C.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; ROSEMBERG, N.; SAUERBECK, D. 1996. Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emission. In: Watson, R.T.; Zinowera, M.C.; Moss, R.H. (eds.), In: Climate Change 1995. Impacts, Adaptations and Mititagtion of Climate Change. Chapter 23. Report of IPCC Working Group II, Cambridge University Press, p. 745-771.
- DEEVY, E.S. 1970. Mineral Cycles. Scientific America. 223: 148-158.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ SNLCS. 1979. Manual de método de análise do solo. Rio de Janeiro. EMBRAPA.
- ENCICLOPAEDIA BRITANNICA. 1998. Multimedia Edition, International Version.
- ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E.; REICH, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. Soil Science Society of America Journal, v 57, p.192-194.

- ESWARAN, H.; VANDENBERG, E.; REICH, P.; KIMBLE, J. 1995. Global soil carbon resources. In: Lal, R.; Kimble, J.; Levine, E., and Stewart, B.A. (eds) Soil and Global Change. CRC. Lewis Publishers, Boca Raton: 27-43.
- FARQUHAR, G.D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.Y. 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Molecular Biology*, v.40, p.503-537.
- FELLER, C.; CASABIANCA, H.; CERRI, C.C. 1991. Revouvement du carbone des fractions granulométriques d'un sol ferrallitique forestier (Brésil) mis en culture de cannes à sucre. Etude par le ¹³C en abondance naturelle. *Cahier Orstom, Série Pedologique* 26, p. 365-369.
- FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Balanço de carbono e atividade microbiana em solos da Amazônia. In: *Ecologia Microbiana, EMBRAPA-CNPMA*, p. 488, 1998.
- GAMMA DESIGN SOFTWARE. 1991. GS+ Geostatistics for the agronomic and biological sciences. Version 1.1. Plainwell: Gamma Design Software.
- GONSALVES, A.C.A.; FOLEGATTI, M.V. 2000 Fundamentos de geoestatística aplicada ao estudo da variabilidade espacial em ecossistemas. Mimeo. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz".
- IPARDES/IBAMA. 1997. Zoneamento Ecológico-Econômico da APA de Guaraqueçaba. Volume I e II. Propostas, Diretrizes e Normas. Versão Preliminar. Convenio IPARDES/IBAMA. Curitiba.
- IPARDES. 1995. Diagnóstico Ambiental da APA de Guaraqueçaba. Versão revisada do trabalho de Macrozoneamento da APA de Guaraqueçaba de 1990. Curitiba.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1995. Summary for Policy Makers: Second Assessment Report, Working Group 1.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Third Assessment Report, Working Group 1.
- MATHERON, G. 1965. *Les Variables Regionalisées et Leur Estimation*. Paris: Masson, 306 p.
- MEETING, F.B.; SMITH, J.L.; AMTHOR, J.S. 1998. Science needs and new technology for soil carbon sequestration. In: *Proceedings of the St. Michael Workshop*, Norman, R.; Izaurrealde, R. C.; Malone, E. L. Carbon Sequestration in Soils: Science, Monitoring, and Beyond. Battelle Press. USA.
- Ministério da Ciência e Tecnologia/MRE. 1998. Protocolo de Quioto à Convenção sobre Mudanças Climáticas. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 34p.
- Ministério da Ciência e Tecnologia/MRE. 1998. Convenção sobre Mudança do Clima. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 30p.
- MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; STEUDLER, P.; SKOLE, D. 1995. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. *Soil Science Society Am. Journal*. 59:244-247.
- MORAES, J. F. L. 1995. Propriedades do solo e dinâmica da matéria orgânica associadas às mudanças do uso da terra em Rondônia (RO)/Brasil. Tese de Doutorado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo.
- MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. 1996. Soil properties under Amazon Forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70: 63-81,
- NEILL, C.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M. C. 1997a. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press.
- NEILL, C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. 1997b. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, 7(4):1216-1225.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. 1987. Análise química de solos para fins de fertilidade. Campinas: Fundação Cargil. 1987. 170p.
- ROSEMBERG, N.J.; IZAURREALDE, R.C.; MALONE, E.L. 1999. Carbon Sequestration in Soils: Science, Monitoring and Beyond. *Conference Proceedings: St. Michaels Workshop*. Battelle Press.
- SAMPSON, R.N.; SCHOLLES, R.J. 2000 Additional Human-Induced Activities – Article 3.4. In: *Land Use, Land-Use Change, and Forestry, A special Report of the IPCC*. Cambridge Press, USA. pp. 180-248.
- SCHLESINGER, W.H. 1986 Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. The changing carbon cycle, a global analysis. Trabalka, J.R.; Reichly, D.E. (eds.), Springer-Verlag, New York. pp. 194-200.
- VIEIRA, S.R. 2000. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. Mimeo – Centro de Solos e Recursos Agroambientais, Instituto Agrônomo, Campinas, SP.
- VITORELLO, V.A.; CERRI, C.C.; ANDREUX, F.; FELLER, C.; VICTORIA, R.L. 1989. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols. *Soil Sciences Society of America*, p.773-778.

Carbon Sequestration Dynamics in Forestry Projects: The CO2FIX V.2 Model Approach

OMAR R. MASERA¹

*Instituto de Ecología, UNAM
A.P. 152 Pátzcuaro 61609, MEXICO
omasera@oikos.unam.mx*

Abstract

The paper describes the CO2fix v.2 model, a user-friendly tool for dynamically estimating the carbon sequestration of forestry management, agroforestry and afforestation projects. CO2fix v.2 is an ecosystem-level model based on a carbon accounting of forest stands, including forest biomass, soils and products. Carbon stored in living biomass is estimated through a forest cohort model, that allows for competition, mortality, and logging damage mortality. Soil carbon is modeled using five stock pools that include litter and humus with different residence times. The carbon stored in wood products is modeled through a set of pools for short-, medium-, and long-lived products, and includes recycling.

1. Introduction: Forests and Climate Change

Forests play an important role in the global carbon cycle. They can be both sources or sinks of carbon, depending on the specific management regime and activities (IPCC, 2000). Tropical forests, for example, are usually seen as a net carbon source because of the deforestation that is taking place. However, recent evidence suggests that primary forests are not in equilibrium, but may function as a net carbon sink (Grace et al., 1995, Phillips et al., 1998). Available estimates suggest that forests have a large mitigation potential. However, achieving the carbon mitigation potential will require accurate methods to assess the dynamics of carbon fluxes and storage under alternative management regimes. This is relevant for boreal, temperate and tropical forests. Accurate estimates of the potential dynamics of carbon fluxes in forest ecosystems and afforestation projects are also needed for the adequate implementation of the Kyoto Protocol, which currently allows for the so-called ARD activities (Afforestation-Reforestation-Deforestation).

Models will be particularly critical for the examination of alternative carbon crediting schemes of Joint Implementation (JI)- and Clean Development Mechanism (CDM)-related projects.

Up to date, several models have been developed that analyse and simulate carbon budgets and fluxes at the level of the forest ecosystem. These models range from very detailed ecophysiological models used in climate impact assessment, to very general empirical, descriptive models of ecosystem carbon budgets (see e.g. Mery & Kanninen, 1999, Schlamadinger & Marland, 1996, White et al., 2000, and Karjalainen, 1996 for an overview). None of these models have been used by a wide user group, and neither of them has been accepted as a possible standard for carbon crediting from projects.

2. The CASFOR project

The CO2fix model was developed as part of the “Carbon sequestration in afforestation and sustainable forest management” (CASFOR) project, a multi-institutional effort being carried out by ALTERRA in The Neth-

¹ This paper summarizes the main features of the CO2fix V2 model. For a comprehensive description of the model and more applications refer to Masera et al. (2001) and Nabuurs et al. (2001).

erlands, the Instituto de Ecología from the National University of Mexico in Mexico, the Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) in Costa Rica, and by the European Forest Institute in Finland.

The research team already developed the CO2fix v.1 model (Mohren et al., 1999), an ecosystem-level user-friendly model for quantification of the potential role of forest ecosystems in global carbon relations, in carbon sequestration, and in carbon emissions offsets as part of the policy evaluation of the role of forests in greenhouse effect. This version has been distributed as a free download through Internet since June 1999. At the moment, there are 800 registered users in 72 countries. Some of the results of previous versions of CO2Fix have been used for quantifying C stocks and fluxes in a wide variety of forest systems ranging from even-aged monospecific temperate forest stands to agroforestry system in the tropics (Mohren & Klein Goldewijk, 1990; Nabuurs & Mohren, 1993 and 1995; de Jong et al., 1998; Ordóñez and Maser, 2000, Olguín, 2001, Nabuurs & Schelhaas, 2001, Schelhaas and Nabuurs, 2001). Furthermore, some of the CO2fix outcomes have been used in the IPCC 1995 climate change assessment (Brown et al., 1996).

The CO₂fix v.1 simulates the carbon dynamics in a single species (monoculture) stands, e.g. in forest plantations, which limits its applicability. Therefore, the team decided to develop a new version of the model, able to simulate the carbon dynamics in more complex situations. These situations are, for instance, the case of tropical forests, where multi-species (functional groups) and a multi-layer structure is common. The same is true for agroforestry systems and for the management of mixed-species, uneven aged native forests.

3. CO2fix v.2 Model Structure

The CO2FIX v.2 is an ecosystem-level simulation model that quantifies the C stocks and fluxes in the forest using a full carbon accounting approach. It has been programmed in C++ using an object-oriented programming environment. The model is divided in three main modules: biomass, soil organic matter and products, and runs with time-steps of one year (Figure 1). The model produces output in tabular and graphic forms. It allows estimating the time evolution of total carbon sequestered at the stand level. The total carbon stored in the forest ecosystem at any time (C_t) is considered to be

$$C_t = Cb_t + Cs_t + Cp_t \quad (1)$$

where,

Cb_t is the total carbon stored in living (above plus

belowground) biomass at any time “t”

Cs_t is the carbon stored in soil organic matter, and

Cp_t is the carbon stored in forest products

3.1 Carbon stored in living biomass

The carbon stocks and flows in the forests' living biomass (above- and belowground) are estimated using a “cohort model” approach (Reed, 1980). Each cohort is defined as a group of individual trees or species, which are assumed to exhibit similar growth, and which may be treated as single entities within the model (Vanclay, 1989, Alder and Silva, 2000). These cohorts may be, for example: a) successional groups in a natural forest (e.g. pioneers, intermediate, and climax), b) species in a mixed forests (e.g. mixed pine-oak forests); and c) strata in a multi-strata agroforestry system (e.g. understory, middle layer, upper layer). The carbon stored in living biomass (Cb_t) of the whole forest stand, can then be expressed as the sum of each cohort's biomass, i.e.,

$$Cb_t = \sum Cb_{it} \quad (2)$$

where Cb_{it} is the carbon stored in the living biomass of cohort i.

For each new time step, Cb_{it} is calculated as the balance between the original biomass, plus biomass growth (Gb_{it}), minus the turnover of branches, foliage and roots (T_{it}), minus tree mortality due to senescence (Msb_{it}), minus harvest (H_{it}) minus mortality due to logging (ML_{it}), i.e.,

$$Cb_{it+1} = Cb_{it} + Kc [Gb_{it} - Ms_{it} - T_{it} - H_{it} - ML_{it}] \quad (3)$$

where Kc is a constant to convert biomass to carbon content.

In order to simulate Gb_{it} the model uses as input the growth rate of stem volumes, which can be derived from yield tables. From the growth rate of stem volumes, growth rates for foliage, branches and roots are calculated, using time-dependent allocation coefficients. The model provides two alternative ways to define stem growth of each cohort: a) as function of tree or stand age (conventional yield tables), and b) as a function of the cohort total and maximum aboveground biomass. The latter input option has been added because in tropical forests many times diameter dependent instead of age dependent growth of trees is used.

Stem growth rate is later modified by the interactions of the cohort within itself and with other cohorts. Three types of interactions can be described: a) no com-

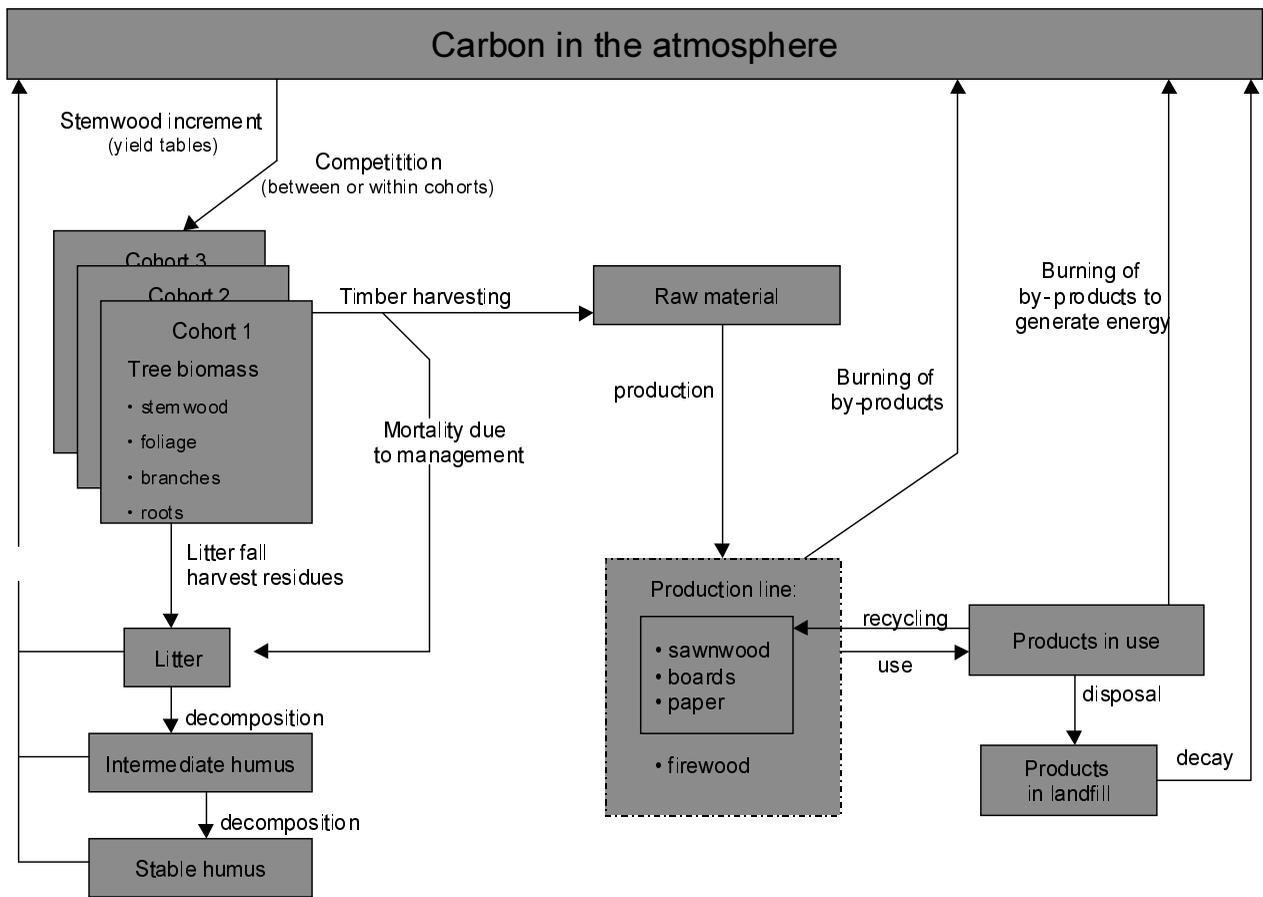


Figure 1. Carbon fluxes/processes (arrows) and carbon stocks (boxes) in a forest ecosystem and its wood products as distinguished in CO2FIX 2.1.

petition, b) competition, c) synergic effects. A single parameter is used to simulate the influence of the same cohort or the influence of other cohorts on the growth of the cohort in question. The model provides two basic options for modeling the interactions between and within the cohorts: a) Competition of a cohort as a function of total stand biomass (total biomass of all cohorts in a stand), i.e. the interactions of this cohort with all the cohorts combined, including the cohort in question; and b) Interactions of the cohort in question as a function of biomass of each other cohort separately.

Mortality due to senescence can be estimated as a function of tree age or as a function of the relative biomass (standing biomass divided by the maximum stand biomass). In the first case, it is assumed that all trees have a maximum age, and that the mortality (i.e. the probability of dying) increases when the age of the stand approaches the maximum age. If data of mortality related

to age is not available – a typical situation for tropical natural forests, the mortality can be modeled as a function of relative cohort biomass. The turnover for each cohort (T_{it}) is estimated as the sum of the turnovers of each component (branches, roots, and foliage), which in turn is simply the existing biomass of the particular component multiplied by a decay – or turnover – constant.

If the particular forest ecosystem under analysis is managed, part or all of the tree biomass might be removed through thinnings, selective logging or clear-cutting. This harvested biomass is subtracted from the existing biomass, and is allocated to the products and soil module (see the section on products below). During conventional forest logging, the mortality of the remaining trees also increases due to perturbations and damage. Also, the logging may cause mortality several years after the operation (Pinard and Putz, 1997). In many cases, the initial mortality is high during the first years after the

logging, and the mortality decreases gradually, reaching zero in 10-20 years, depending on the forest type and technology used (Pinard and Putz, 1997). In the CO2fix V.2 model, we use a logging damage mortality coefficient ($K_{l_{ii}}$) as a linear function of time (years after logging).

3.2 Carbon stored in soil organic matter

At this stage, the estimation of flows and stocks of carbon in soil organic matter in the CO2fix model is done through the YASSO model, developed at the European Forest Institute (Liski et al, in prep). YASSO was chosen because this soil model uses a one year time interval as CO2FIX, provides more information on dynamics in different soil pools than the previous soil model, and is not too data intensive. The YASSO model is mainly suitable for non waterlogged mineral soils, and was tested for temperate and boreal circumstances with a distinct growing season.

YASSO consists of three litter compartments describing physical fractionation of litter and five compartments in the mineral soil describing the decomposition and humification processes. Litter compartments are stem litter, branches/coarse root litter, and foliage/fine root litter. The five other compartments are soluble, holocellulose, and lignin-like compounds of litter, and two humus pools. The soil model requires data on mean annual temperature (MAT, °C), precipitation in the growing season (Prec, mm), and Potential Evapotranspiration in the growing season (May to September for the Northern Hemisphere, Pet, mm) for study site. For tropical circumstances the year-round precipitation (Prec, mm), and the year-round Potential Evapotranspiration (Pet, mm) may be used.

3.3 Carbon stored in wood products

The products module is a carbon accounting sub-model that tracks the carbon from harvesting to final decay. It does this tracking through several intermediate processing and allocation steps. This module is based on a model developed and used before by Karjalainen et al. (1994) for modelling the carbon budget in the Finnish forest sector. A more detailed version of the model has been applied for the European forest sector (Karjalainen et al. 2001, Eggers 2001).

Harvested material from thinning and/or final felling is raw material for manufacturing, and is separated into logwood, wood for pulp and paper, and slash. This last pool can either remain in the field and thus entering the soil pool, or can be used for energy. Manufacturing includes various categories of production lines, such as sawn wood, board and panels, pulp and paper, firewood.

Products (also broader categories) are distributed to usage categories according to expected usage time. Finally, products can be disposed to landfills, used for energy generation or recycled. Carbon is released to the atmosphere when by products are set aside and decompose in the manufacturing phase (i.e., in mill site dumps), when firewood is burned and when products decompose in landfills.

CO2fix v.2 provides the opportunity to the user to choose either default parameters for even-aged, agroforestry or primary tropical forestry systems, or to modify those parameters based on own data. Default parameters are provided for pioneer, intermediate and climax species. In addition, minimum and maximum values for the parameters are provided to show the range for these parameters and user can modify default parameters within this range based on own data.

4. Application to Selected Case Studies

The model has been tested initially in five representative case studies of temperate and tropical forests: a) Even-aged Norway spruce of Central Europe; b) Even-aged mixed Douglas Fir-Beech forest of Atlantic Europe; c) Mixed Pine-Oak native forest of Central Mexico; d) Tropical rainforest in Costa Rica; and e) Multi-strata Agroforestry System in Costa Rica. See Masera et al. (2001) and Nabuurs et al. (2001) for more details about each of the management systems, as well as the parameters used in the simulations.

Selected output tables are presented in Figures 4 to 7 that illustrate the model versatility and usefulness at handling diverse forest management situations. Specifically, the model allows for examining simultaneously multiple cohorts (Fig.4), conduct a precise analysis of the carbon stored in wood products with different lifespans (Fig. 5), study the carbon dynamics associated to the harvesting of tropical forests using three generic cohorts –pioneers, intermediate and climax species- (Fig. 6), and examining the way the diverse components of living biomass (foliage, branches, stems and roots) contribute to total carbon biomass through time (Fig. 7).

5. Conclusions

The CO2fix v.2 provides a user-friendly public-access tool to dynamically estimate the carbon stocks and flows for a variety of forest ecosystems around the world. Therefore, it is a valuable tool to improve the estimates of the carbon mitigation potential of forestry options, including ARD and forest management. It can

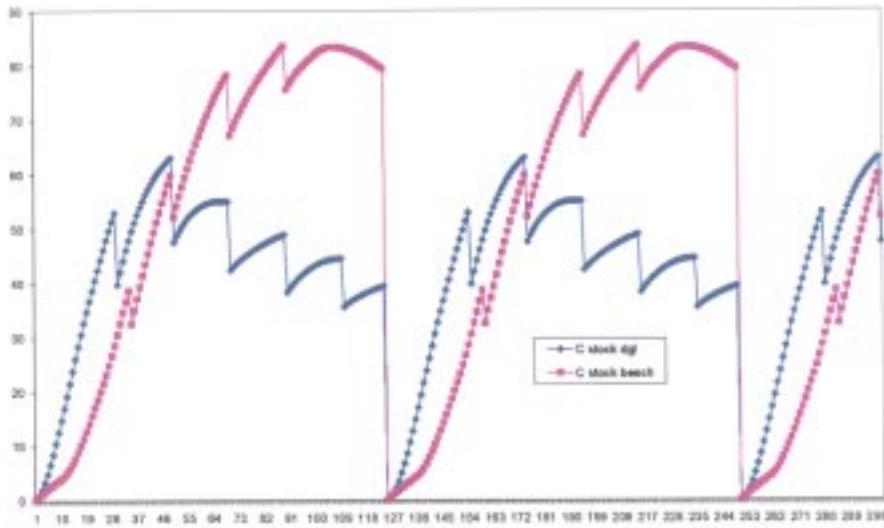


Figure 4. Carbon stocks in forest biomass in the mixec Douglas-fir beech forest ecosystem with competition.

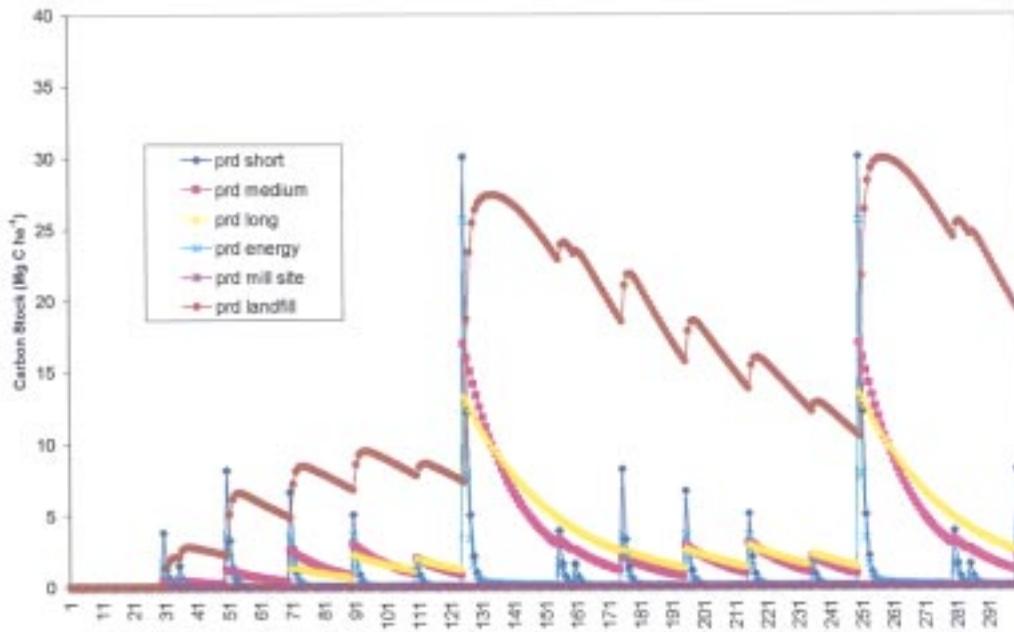


Figure 5. Carbon stocks in the wood products module including land fills.

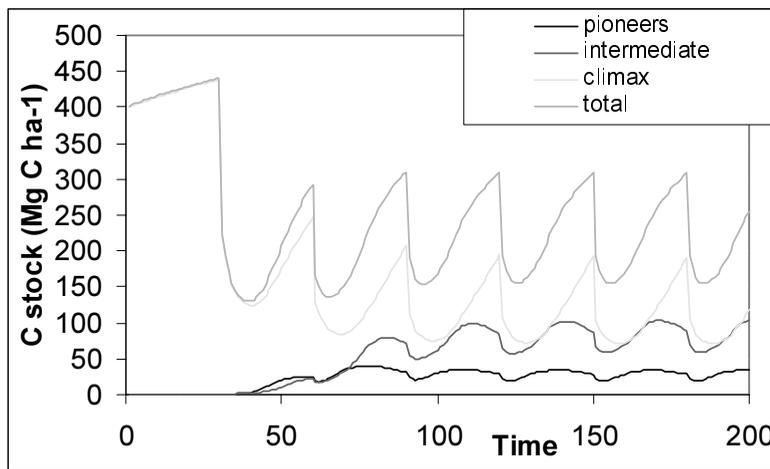


Figure 6. Carbon stocks in forest biomass in a selective logging system in tropical rainforest. The simulation starts in the primary forest

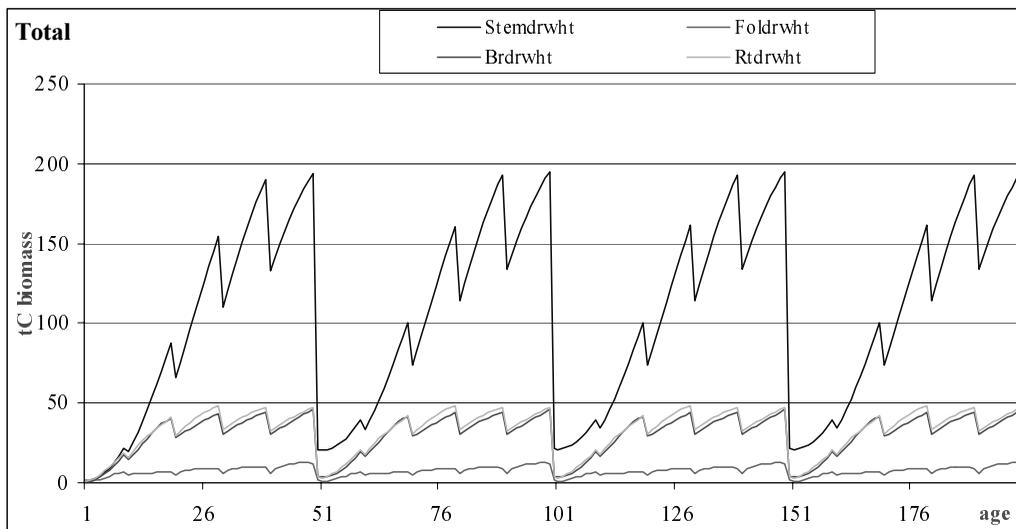


Figure 7. Carbon stocks in forest biomass in a selective logging system in temperate mixed Pine-Oak native forests of Central Mexico

also be used to estimate the carbon implications of CDM or JI projects in the context of the Kyoto Protocol.

Currently, feedback from users is needed to better calibrate and validate the model to a variety of systems, and very specifically to tropical forest conditions. The research group will continue to improve the model. Further work will include the strengthening of the users feedback, creating a users’s support group and a case study database, with validated parameters for the most common systems around the world. The model will also be upscaled to the landscape level will be integrated it into a geographic information system (GIS). The current

version of the model can be downloaded from the site www.efi.fi/projects/casfor.

6. Acknowledgments

This paper has been written as part of the Project “Carbon sequestration in afforestation and sustainable forest management” financed through the EU INCO-DC programme (project No. ERBIC18 CT98 0324). Additional support was obtained from the Dutch and the Mexican National Council on Science and Technology (CONACYT) under the project 32715-N.

7. References

- Alder, D., and J. N. M. Silva. 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 130:141-157
- Brown, S., J.Sathaye, M.Cannell, P.Kauppi, P.Burschel, A.Grainger, J.Heuveland, R.Leemans, P.Moura Costa, M.Pinard, S.Nilsson, W.Schopfhauser, R.Sedjo, N.Singh, M.Trexler, J.van Minnen, and S.Meyers, "Management of Forests for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions," in *Climate Change 1995 Impacts, Adaptations, and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses, IPCC*, edited by R. T. Watson, M.C.Zonyowera, and R.H.Moss (USA: IPCC/Cambridge University Press, 1996), 775-94.
- Eggers, T. 2001. Implications of wood product manufacturing and utilization for the European carbon budget. European Forest Institute. *Interim Report*. In preparation.
- Grace, J., J. Lloyd, J. McIntyre, A.C. Miranda, P. Meir, H.S. Miranda, C. Nobre, J. Moncrieff, J. Massheder, Y. Malhi, I. Wright and J. Gash 1995. Carbon Dioxide Uptake by an Undisturbed Tropical Rain Forest in Southwest Amazonia, 1992 to 1993. *Science* 270:778-780.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry, Cambridge University Press, New York, pp.1-20 (Libro de Revisión del Estado del Arte del tema a nivel Mundial por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Jong, B.H.J. de., S. Ochoa-Gaona, L. Soto-Pinto, M.A. Castillo-Santiago, G.Montoya-Gomez, R. Tipper, and I. March-Mifsut. 1998. Modelling Forestry and Agroforestry Opportunities for Carbon Mitigation at Landscape Level. In: G.J. Nabuurs et al, *Forest Scenario Modelling for Ecosystem Management at Landscape Level*. EFI. Proceedings 19, p. 221-237.
- Karjalainen, T. 1996. Dynamics and potentials of carbon sequestration in managed stands and wood products in Finland under changing climatic conditions. *Forest Ecology and Management* 80:113-132.
- Karjalainen, T., Kellomäki, S. & Pussinen, A. 1994. Role of wood-based products in absorbing atmospheric carbon. *Silva Fennica* 28(2):67-80.
- Karjalainen, T., Nabuurs, G.-J., Pussinen, A., Liski, J., Erhard, M., Sonntag, M. & Mohren, F. 2001. An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *Forest Ecology and Management*. In print.
- Liski J., et al. 2001. "Carbon balance of European forest soils under climate change; a soils module for the EFISCEN model." European Forest Institute Manuscript (in prep.).
- Masera, O.R., J.F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, M. Olguín and B.H.J. de Jong, 2001. *Modeling Carbon Sequestration in Afforestation and Forest Management Projects: The CO2fix V.2 Approach*. Submitted to Ecological Modeling.
- Mery, G. and Kanninen, M. 1999. Forest Plantations and Carbon Sequestration in Chile. In: M. Palo (ed.), *Forest Transitions and Carbon Fluxes, Global Scenarios and Policies*. World Development Studies 15. United Nations University, World Institute for Development Economy Research (UNU/WIDER), Helsinki. Pp. 74-100.
- Mohren, G.M.J., Garza Caligaris, J.F., Masera, O., Kanninen, M., Karjalainen, T., Pussinen, A. and Nabuurs, G.J. 1999. CO2FIX For Windows: a dynamic model of the CO₂-fixation in forests; Version 1.2. IBN Research Report 99/3. 33 p.
- Nabuurs, G. J. and M.J. Schelhaas. (In review). "Carbon profiles of forest types across Europe assessed with CO2FIX." *Ecological Indicators*.
- Nabuurs, G.J., J. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, O.R. Masera, and A. Pussinen, 2001. *Manual of the CO2FIX V2.0 model - a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products chains-*. Alterra Report, Netherlands.
- Nabuurs, G.J. and G.M.J. Mohren 1993. Carbon fixation through forestation activities; a study of the carbon sequestration potential of selected types. Commissioned by the foundation FACE. IBN Research Report 93/4. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, The Netherlands. 205 p.
- Nabuurs, G. J. and G. M. J. Mohren (1995). "Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types." *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1157-1172.
- Olguín, M. 2001. Incorporación de la captura de carbono como propuesta de manejo forestal integral: estudio de caso en una comunidad de la Meseta Purépecha, México. Bachelor Thesis, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ordoñez, A. B. and O. Masera. 2001. Almacenamiento de Carbono en un bosque de *Pinus Pseudostrobus* en

Nuevo San Juan, Michoacán. Madera y bosque 7(2): 27-49.

Phillips, O.L., Y. Malhi, N. Higuchi, W.F. Laurance, P.V. Núñez, R.M. Vásquez, S.G. Laurance, L.V. Ferreira, M. Stern, S. Brown and J. Grace 1998. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. Science 282:439-442.

Pinard, M. and Putz, F. 1997. Monitoring carbon sequestration benefits associated with a reduced impact logging in Malaysia. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 2:203-215.

Reed, K.L. 1980. An ecological approach to modeling the growth of forest trees. Forest Science 26:33-50.

Schelhaas, M.J. and G.J. Nabuurs (2001). Spatial distribution of carbon stocks and fluxes in the Veluwe forest area in the Netherlands. Wageningen, ALTEIRA. Alterra report No 301.

Schlamadinger, B. and Marland, G., 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. Biomass and Bioenergy 10:275-300.

Vanclay, J. K. 1989. A growth model for North Queensland rainforests. Forest Ecology and Management 27:245-271.

White, A., Cannell, M. G. R. and Friend, A. 2000. CO₂ stabilization, climate change and terrestrial carbon sink. Global Change Biology 6:817-833.

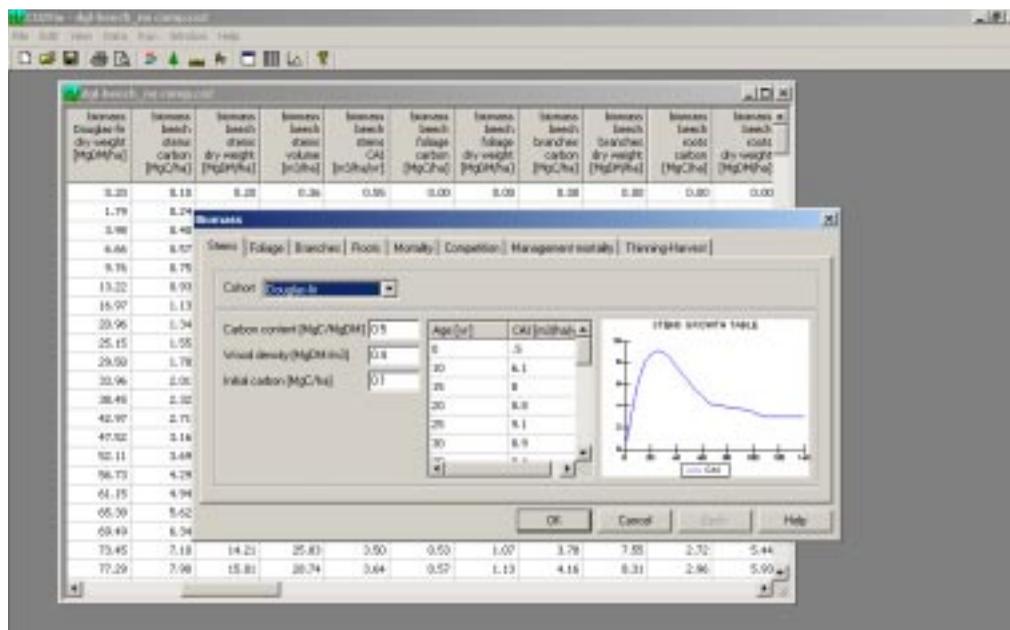


Figure. A view at the windows based CO2FIX V 2.0

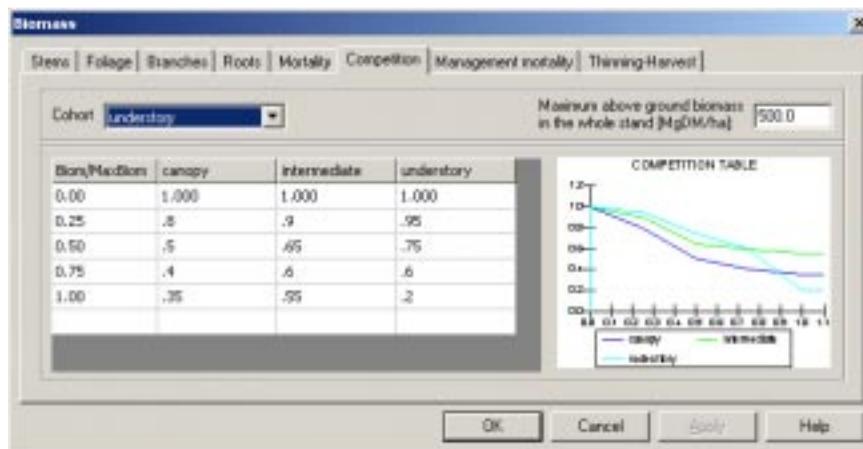


Figure. Competition between cohorts

Medición del Carbono Almacenado en los Bosques de la Reserva Nacional Malleco. IX Región, Chile

C. Nadler¹; A. Meza²; R. Torres³; M. A. Jara⁴.

Resumen

En el marco de la aplicación del Plan de Ordenación Multifuncional de la Reserva Nacional Malleco (1997-2011), el plan de seguimiento ambiental contempla objetivos relacionados con el efecto de invernadero.

En efecto, el Proyecto, tal como está planteado, va a favorecer una estrategia de regeneración permanente y una silvicultura dinámica, que podría aumentar el almacenamiento del carbono en el bosque y con una producción sustentable de madera.

El objetivo es medir el stock de Carbono presente en el bosque al inicio de dicho Plan de Ordenación y estimar el efecto de las operaciones forestales previstas sobre el balance de Carbono comparándolos con otros escenarios de referencia (bosque primario preservado o sobreexplotado, bosque secundario no manejado, bosque nativo reemplazado por plantaciones etc.).

El presente documento presenta una síntesis de la metodología aplicada en el marco del Proyecto de Cooperación chileno-francés, según las siguientes etapas:

- Trabajos comunes: corresponden a trabajo de síntesis de los datos existentes, funciones de volumen, crecimiento de árboles por estaciones forestales, reacción al raleo y uso de los productos explotados.

- Trabajos in situ: presentación del protocolo implementado, elección de sitios, muestreos destructivos con parcelas y estudio de los suelos, análisis de costo/rendimiento, comentarios sobre dificultades encontradas, modelización.

- Modelizaciones existen de dos tipos:

- Modelización de resultados: diferencias entre sitios, entre sectores de biomasa, cálculo del carbono almacenado

- Modelización de evolución de stock: con datos de crecimiento, de descomposición de desechos, de la respuesta de los árboles al raleo, del mejoramiento de la calidad de los productos exportados. Se trata de representar la variación del stock de Carbono a largo plazo según simulación de varios tipos de manejo posibles.

La medición de carbono y estimación de la variación de flujo son métodos complejos con numerosas interrogantes. Nuestro trabajo, de las investigaciones preliminares hasta las fases de terreno y las Modelizaciones, constituye un aporte a las reflexiones en términos de metodologías y análisis de costos/rendimiento.

¹ Consultora del Office National des Forêts; ² Jefe Oficina Coordinación Ambiental, CONAF;

³ Oficina Coordinación Ambiental, CONAF; ⁴ Jefe Proyecto Malleco Tolhuaca, CONAF.

Proyecto "Apoyo a la Conservación y a la Gestión Sustentable del Bosque Templado de Chile – Proyecto Piloto Malleco-Tolhuaca"

Recreo 868 – Temuco Chile

Tel: (45) 29 82 52 Tel/Fax: (45) 26 97 24

e-mail: Conafonf@interweb.cl

I. Introducción

El calentamiento global y las consecuencias que este fenómeno tendrá sobre la calidad de vida de los seres humanos ha sido tema de amplia discusión en el ámbito, científico, político, económico, social y ambiental. Investigaciones científicas sobre las emisiones de gases de efecto invernadero, durante los últimos 10 años, predicen que el cambio climático podría producir un aumento en el nivel de los mares, erosión costera, cambios dramáticos en patrones climáticos, aumento de enfermedades, pérdida acelerada de biodiversidad y desertificación.

Consecuentemente con la preocupación mundial sobre esta temática, en nuestro país se ha generado una intensa discusión desde la perspectiva de los bosques y su rol en el cambio climático global. En este contexto, se ha formado en nuestro país un Grupo Asesor para la Convención de Cambio Climático, donde, entre otros temas, se coordina la posición país en el ámbito forestal.

La Corporación Nacional Forestal además de ser miembro del Grupo Asesor Nacional, se ha planteado el desafío de desarrollar una investigación piloto, para generar información sobre la captura de carbono en un área de bosques templado de la IX Región de Chile (CONAF, 1998). El presente documento corresponde a un extracto, elaborado a partir de los datos e información generada por el Proyecto denominado “Balance de la Dinámica del Carbono en la Reserva Nacional Malleco¹ (RNM)” (CONAF-ONF, 2001).

II. Marco General

El desarrollo e implementación de una metodología práctica, para determinar la acumulación actual de carbono en los bosques de la Reserva, se orienta a la generación de datos que faciliten las decisiones de manejo forestal que contribuyan a incrementar su capacidad de captura de carbono (CONAF-ONF-FFEM, 2000). En la actualidad, la mayoría de estos bosques se caracterizan por estar constituidos de masas forestales en avanzados estados de desarrollo con diversos grados de degradación, principalmente por acción antrópica.

Considerando la dificultad de la medición de los flujos gaseosos que son parte de la dinámica de carbono entre la atmósfera y los ecosistemas forestales (Figura N° 1), la investigación se ha orientado a determinar el carbono que se almacena en forma sólida en los bosques. En este sentido, la cantidad de carbono total almacenado, será determinada a través de la medición por componentes (2).

III. Metodología adaptada a Malleco

Herramientas para la Medición de la Cantidad de Carbono Almacenado

La primera etapa de medición será determinar la cantidad de carbono contenida en 20 árboles vivos, para lo cual se usará el método denominado “**muestreo destructivo**” (MD). Paralelamente con los datos de carbono almacenado en estos 20 árboles, se construirán funciones matemáticas, para extrapolar a nivel de la parcela de muestreo, el contenido de carbono de acuerdo a la Circunferencia a la Altura del Pecho (CAP) de los árboles (Figura N°2).

Una siguiente etapa será, determinar el carbono almacenado en un **rodal**, para ello se utilizará un muestreo de parcelas ubicadas en rodales representativos donde se realizarán mediciones de acuerdo a los siguientes criterios:

- Medir el carbono contenido en los componentes no arbóreos, como herbáceas, desechos, arbustos. En este caso la medición se hará a través de **mediciones destructivas**, lo que permite determinar el peso de cada uno de los componentes.
- Evaluar el carbono contenido en los suelos. La operación previa fue establecer el mejor protocolo de medición, lo cual fue aplicado en cada parcela de inventario.
- Hacer un **inventario pie a pie del CAP de los árboles**. Esto permitirá calcular el carbono contenido en ellos, a través de la función obtenida mediante el muestreo destructivo.

De manera complementaria, los resultados correspondientes a la cantidad de carbono contenido en cada parcela serán extrapolados al rodal. Conociendo el

¹ La Reserva Nacional Malleco de 16.625 ha, que forma parte del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado de Chile, cuenta con Plan de Ordenación cuyo objetivo es favorecer una estrategia de regeneración organizada, permanente y una silvicultura dinámica (Pelissou F., 2000).

² Entiéndase por componentes; los árboles pequeños, árboles grandes, suelo, hierbas, quilas, arbustos, desechos, hojarasca y raíces.

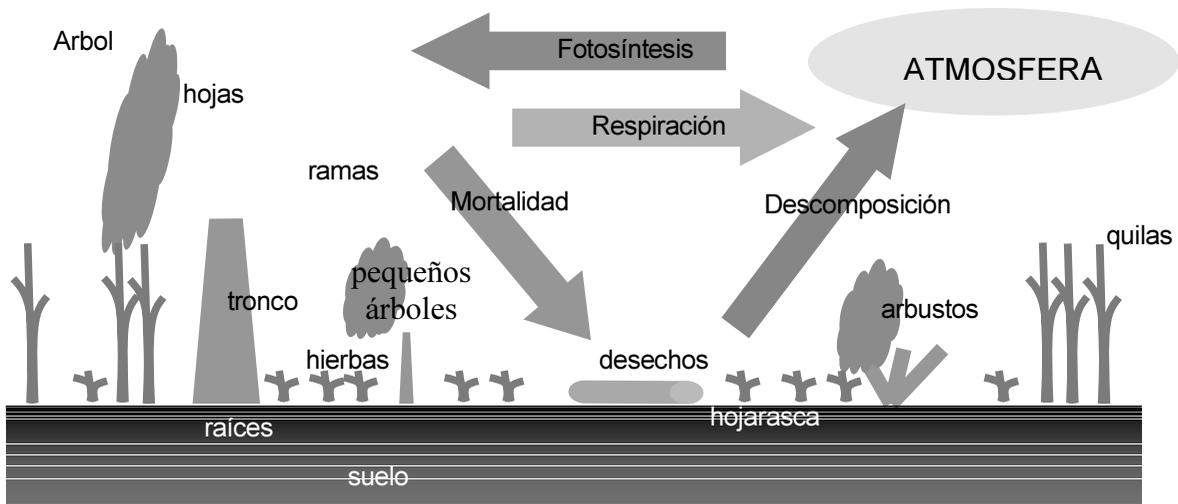


Figura N° 1: Componentes del bosque y sus intercambios de carbono con la atmósfera

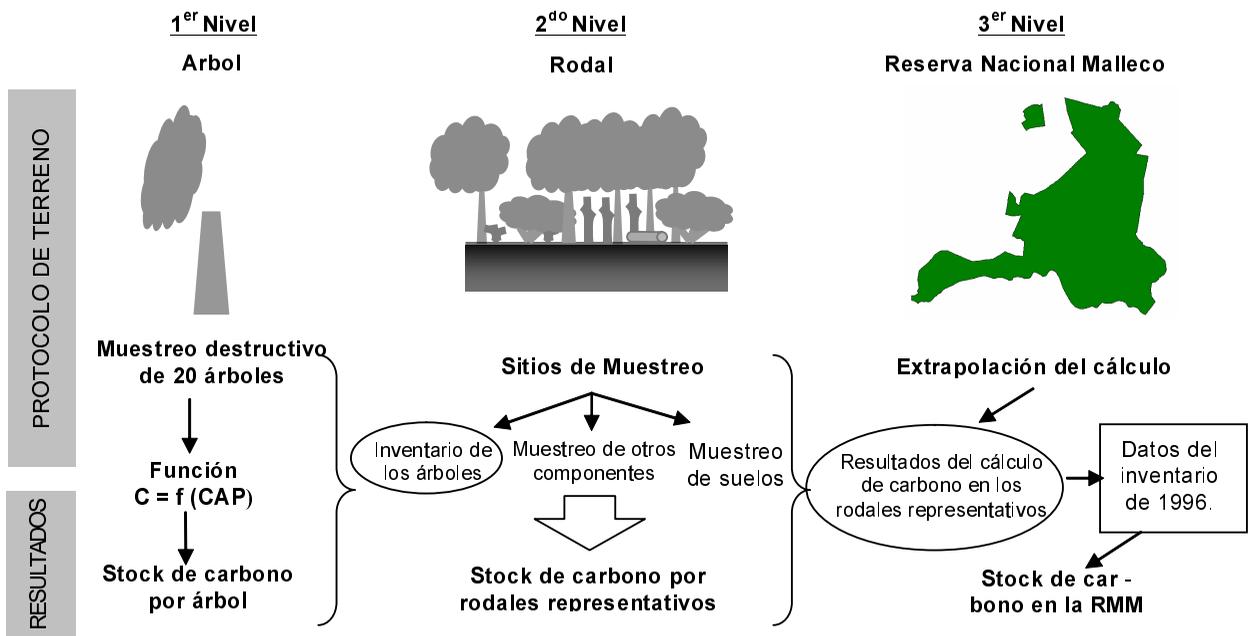


Figura N° 2: Metodología de evaluación de la cantidad de carbono en la RNM

carbono total por rodal se determinará el carbono total contenido en la RNM, a través del inventario forestal existente (CONAF-ONF, 1997).

Fase Operativa

Para el muestreo de los 20 árboles vivos se eligió las especies Raulí (*Nothofagus alpina*) y Coigüe

(*Nothofagus dombeyi*), que son las más representativas del Tipo Forestal Roble-Raulí-Coigüe (CONAF-ONF, 1999), que a su vez es el más representativo en la RNM.

Se muestreó 10 árboles vivos de cada especie, entre los 20 cm y 2 mt de diámetro. Por las características encontradas en terreno se decidió además incluir 5 árboles muertos y 50 árboles pequeños, de diámetros entre 2 a

20 cm (esto originó en definitiva un muestreo de 70 árboles vivos).

Medición de la cantidad de Carbono en los Árboles (1^{er} Nivel)

Cada árbol volteado fue caracterizado a través de los siguientes datos: medición de las Circunferencias a la Altura del Pecho (CAP), la altura total, el estado sanitario, la forma y la superficie de copa del árbol de muestreo, así también, se midió la distancia de los 5 árboles más cercanos al árbol de muestreo, y sus respectivos CAP, altura, forma y estado sanitario. Además se demarcó la zona de caída de los árboles de muestreo (para limpiar la zona de caída, y no perder partes importantes del árbol volteado).

Después del volteo se midió el largo total del árbol, y se trozó el fuste cada un metro a partir de la altura al pecho. A cada corte, se le midió la circunferencia, el grosor de corteza (varias medidas) y la superficie de la pudrición central si estuviese presente³ (CONAF-ONF, 2000 c).

La cantidad de carbono almacenado en los árboles secos se midió con la misma metodología que para los árboles vivos (análisis de tallo y pesaje en trozos de 1 m).

La medición directa en raíces se realizó con la ayuda de excavadoras⁴, palas y picota, los trozos de raíces fueron lavados y luego pesados de manera similar al método de muestreo destructivo de árboles (CONAF-ONF, 2001).

Posteriormente a la medición del carbono en los árboles muestreados, se construyó las funciones para la determinación del carbono almacenado en función del CAP.

Medición de la cantidad de Carbono en Rodales (2^{do} Nivel)

Para calcular la cantidad de Carbono en este nivel, se utilizó una red de sitios de muestreo ubicados en los rodales más representativos de la Reserva.

Determinación de la Red de Sitios de Muestreo

Para seleccionar los sitios de muestreo, en los rodales representativos de la RNM, se utilizó los criterios de estado de desarrollo, estación y grado de intervención pasada, contenida en el Plan de Ordenación de la Reserva (Tabla N° 1).

Para seleccionar los sitios de muestreo, en los rodales representativos de la RNM, se utilizó los criterios de estado de desarrollo, estación y grado de intervención pasada, contenida en el Plan de Ordenación de la Reserva (Tabla N° 1).

Sitios de Muestreo

Cada sitio⁵ de muestreo se compone de un grupo de 5 parcelas (cuadradas, de lado 35 m, superficie de 1.225 m²), ubicadas en un transecto orientado en el sentido de la pendiente más fuerte (Figura N° 3). La distancia entre los centros de las parcelas es de 70 m. Cuando el rodal no es lo suficientemente grande, esta distancia se acorta a 50, y cuando la distancia no es suficiente, se instala una o dos parcelas en un transecto paralelo. Las parcelas se orientan en dirección Norte-Sur, según la diagonal del cuadrado (Figura N° 3).

Medición de Biomasa y Necromasa en cada Parcela

En cada parcela se midió el CAP, la altura y la forma de los árboles grandes y pequeños; se pesó los arbustos, desechos, hojarasca, quilas, raíces pequeñas y hierbas (CONAF-ONF, 2000 b); y se realizó un detallado muestreo en el suelo (Figura N° 4).

Para la medición de los componentes en cada parcela se utilizó un diseño tipo de acuerdo al siguiente esquema: Figura° 5.

Tabla N° 1: Definición de los estados de desarrollo

TIPO	Diámetro Altura del Pecho	ALTURA
Brinzal	5 - 10 cm	3 - 10 m
Latizal	10 - 35 cm	10 - 25 m
Fustal	35 - 50 cm	> 25 m
Maduro	50 - 70 cm	> 25 m
Sobre maduro	> 70 cm	> 25 m

Fuente: Plan de Ordenación de la Reserva Nacional Malleco, 1997.

³⁾ Esta operación se realizó con un plástico tenso dentro de un marco de madera (1,2 x 1,2 m) sobre el cual se marcaron cuadrados de 3 x 3 cm, a través de los cuales se obtuvo la superficie total de pudrición.

⁴⁾ Se utilizó inicialmente un bulldozer pero por las características de los individuos muestreados no se obtuvo buenos resultados.

⁵⁾ Se instaló un total de 23 sitios de muestreo en rodales representativos

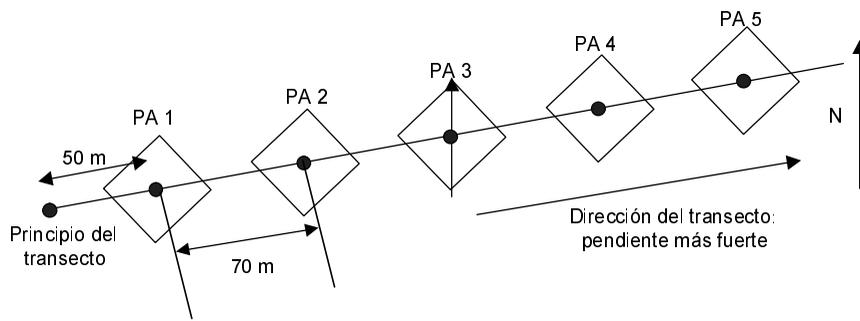


Figura N° 3: Sitio de Muestreo. Ubicación de las parcelas en el transecto

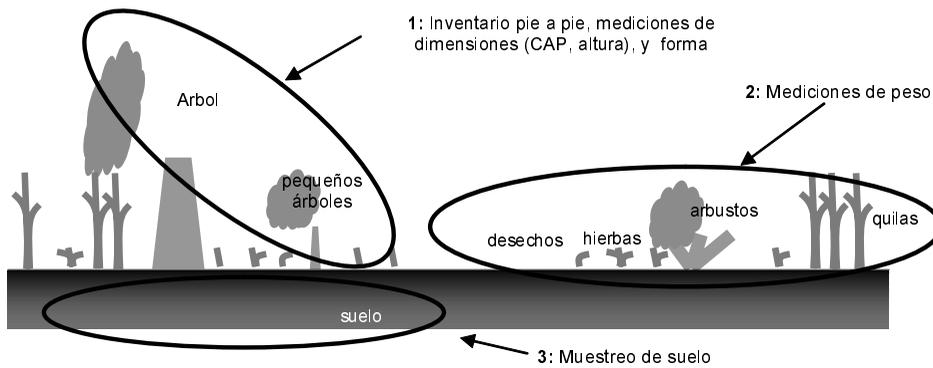


Figura N° 4: Diferentes tipos de medidas en función de los componentes de la parcela

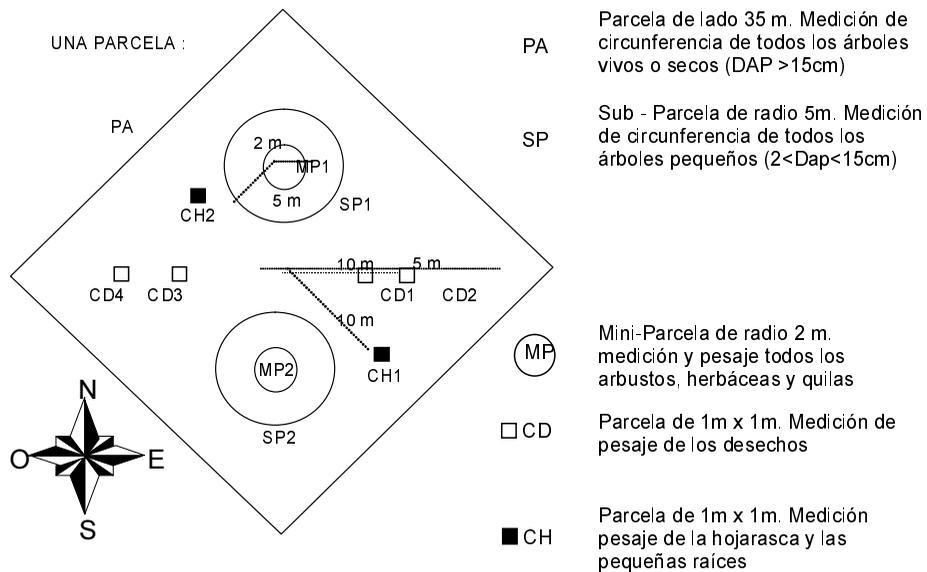


Figura N° 5: Diseño de las medidas en cada parcela

Para las mini-parcelas (MP): la medición consistió en cortar la vegetación (arbustos, hierbas y quilas) a ras del suelo y pesar separadamente los tres tipos de vegetación. Una muestra de cada tipo por parcela (por las dos mini-parcelas) se recolectó para análisis en laboratorio.

Para la hojarasca y las raíces pequeñas (CH): las medidas se hicieron sobre superficies cuadradas (1 x 1 m). Se despejó el lugar, para luego recolectar y pesar la hojarasca contenida dentro de la parcela. Se colectaron y se pesaron las raíces, de diámetro inferior a 2 cm, contenidas en los primeros 30 cm de suelo.

En el caso de **los desechos (CD)**, Las medidas se hicieron sobre pequeñas superficies cuadradas (1 x 1 m), ubicadas como aparece en el dibujo representado en la Figura N° 5.

Medición de la cantidad de Carbono en el Suelo

Para determinar la cantidad de carbono en el suelo, se utilizó un total de 110 muestras obtenidas desde el centro de cada parcela de muestreo.

Cada muestra se obtuvo de los primeros 30 cm de profundidad, utilizando cilindros de 100 cm³, luego la muestra fue enviada a laboratorio para la determinación

de la densidad aparente. Paralelamente, utilizando el mismo cilindro, se recolectó una segunda muestra homogénea de suelo entre 0 hasta 30 cm de profundidad, para determinar sólo la tasa de carbono (T_c). El carbono total almacenado en el suelo se calcula con la siguiente formula:

$$C(\text{kg/m}^3) = T_c * D * e$$

Donde:

C = Carbono total;

T_c = Tasa de carbono;

D = Densidad, y

e = Espesor del horizonte

Evaluación de la cantidad de Carbono de la RNM (3er Nivel)

Los resultados de carbono total almacenados en cada parcela, fueron extrapolados a su correspondiente rodal; esto permitirá posteriormente, a través de los datos del inventario (Tabla N° 2) determinar la cantidad total de carbono en la Reserva Nacional Malleco (Figura N° 6).

Tabla N° 2: Superficie por estado de desarrollo en la RNM

	Desarbolado	Regeneración	Brinzal	Latizal	Fustal	Maduro	Sobre maduro	TOTAL (ha)
TOTAL (ha)	785,6	394,2	1331,7	3410,4	1419,4	2824,7	6114,5	16280,6

Fuente: CONAF-ONF, 1997.

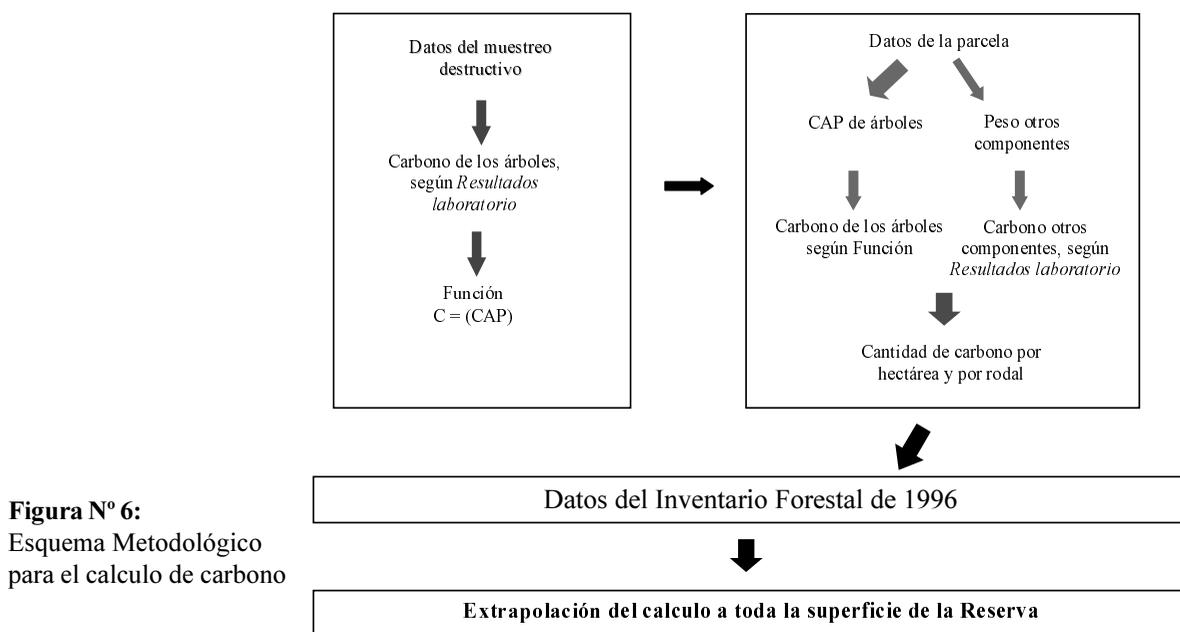


Figura N° 6: Esquema Metodológico para el calculo de carbono

IV. Resultados

Cantidad Total de Carbono por Componente

El cálculo de la cantidad total de Carbono almacenado en cada uno de los componentes, fue determinado a partir de las superficies detalladas para cada estación y estado de desarrollo, según los datos del Plan de Ordenación de la RNM (CONAF-ONF, 1997). A continuación se presentan los valores obtenidos de carbono almacenado por componente, sin los árboles (Tabla N° 3), y los valores de carbono almacenado para los árboles (Tabla N° 4).

Variabilidad del Carbono almacenado por Componente

De acuerdo con el análisis de los resultados de carbono almacenado en la RNM, es posible caracterizar al menos cuatro grupos (Gráfico N° 1).

Foto: Reserva Nacional Malleco. Proyecto Malleco Tolhuaca



Tabla N° 3: Cantidad de carbono por componente del bosque en la RNM, sin los árboles.

	Desechos	Suelos	Árboles muertos	Árboles Pequeños	Arbustos, Quilas y Raíces pequeñas	Hierbas y Hojarasca	TOTAL (Miles Ton)
TOTAL (Miles Ton)	1170,6	4331,0	455,9	141,6	57,3	42,3	6198,7

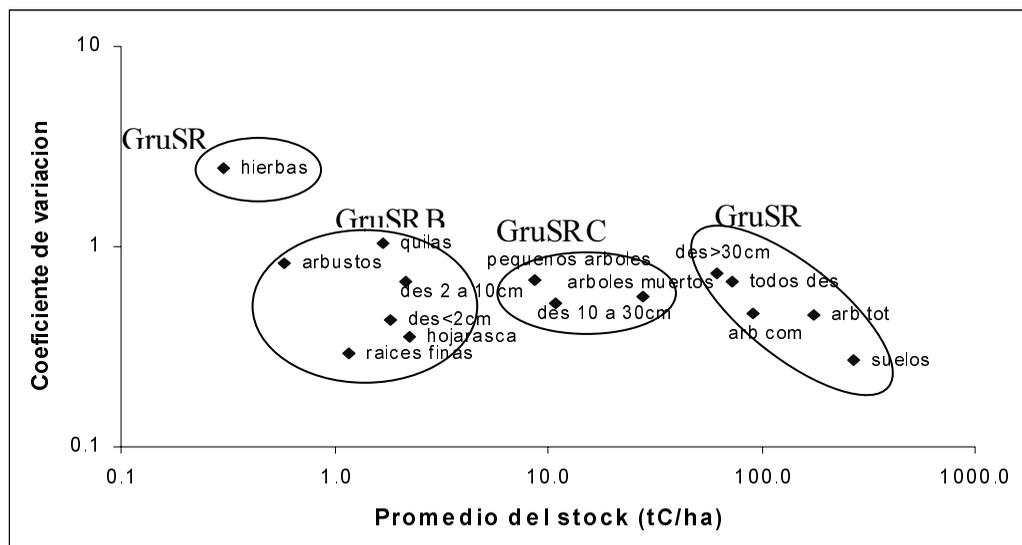


Gráfico N° 1: Variabilidad del carbono almacenado por componente

Principales características de los grupos identificados:

Grupo A: Las hierbas; alta variación, pero representan una cantidad de carbono poco significativa (menos de 0,1% del total);

Grupo B: Los arbustos, quilas, desechos de diámetro inferior a 10 cm, hojarasca y raíces finas; representan menos de 0,5% del carbono total almacenado;

Grupo C: Los árboles pequeños, os árboles muertos y los desechos entre 10 y 30 cm; representan una cantidad de carbono almacenado poco importante (menos de 5% del total).

Grupo D: los árboles de grandes diámetros, desechos y los suelos son responsables de las diferencias importantes entre sitios, y representan la mayor cantidad de carbono almacenado (89,9% del total), de este total el carbono que se encuentra almacenado en el suelo corresponde al 47,9% (Gráfico N° 2).

Cantidad Total de Carbono en los Árboles

El cálculo de carbono almacenado en los árboles corresponde a especies de Raulí (*Nothofagus alpina*) y Coigüe (*Nothofagus dombeyi*) en proporciones iguales.

Cantidad Total de Carbono Almacenado en la Reserva Nacional Malleco (RNM)

Esta cifra esta calculada a partir de la evaluación de la cantidad de carbono realizada directamente en cada componente de las parcelas de muestreo, muestreo destructivo de los árboles y extrapoladas a la superficie total de la Reserva Nacional Malleco utilizando los antecedentes provenientes del Plan de Ordenación.

La cantidad total de carbono contenido en la RNM es:

$$\text{Carbono Total RNM} = \text{Carbono Total Árboles} + \text{Carbono Total Componentes no arbóreos}$$

$$\text{Carbono Total RNM (Miles de toneladas)} = 2.891,3 + 6.198,7 = 9.900$$

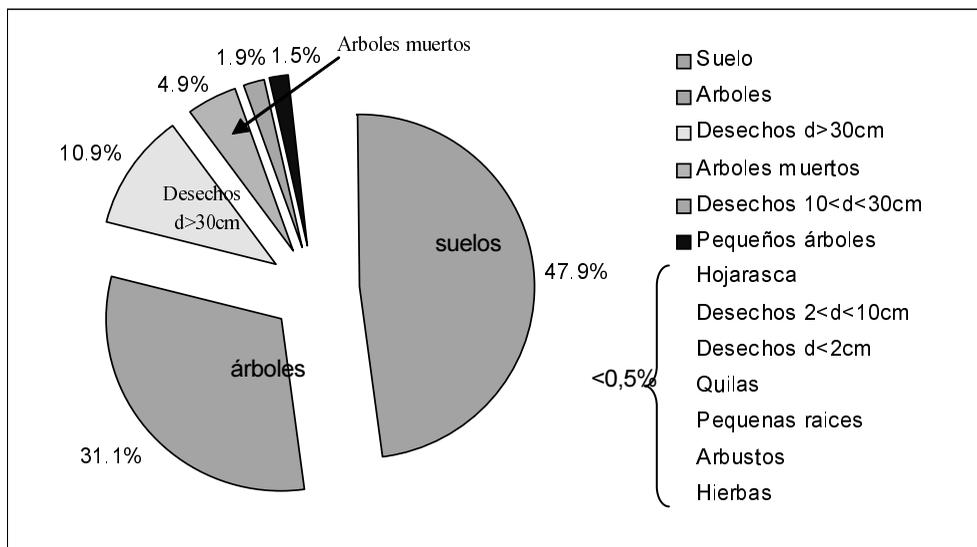


Gráfico N° 2: Repartición del carbono almacenado en el bosque

Tabla N° 4: Carbono contenido en los árboles de la RNM en toneladas

	Regeneración	Brinzal	Latizal	Fustal	Maduro	Sobre Maduro	TOTAL (miles ton)
TOTAL (miles ton)	3,3	26,9	373,6	245,6	621,2	1620,8	2891,3

V. Bibliografía

- CONAF, 1998. El Cambio Climático Global y el Efecto Invernadero: “el rol de los bosques como mitigadores de las emisiones de CO₂”. Retamal, A.; Meza, A. 33 pag.
- CONAF-ONF, 1997. –“Plan de Ordenación de la Reserva Nacional Malleco”. 195 p.
- CONAF-ONF, 1999. “Bilan de la dynamique du type forestier Roble/Rauli/Coigüe , rapport de la première mission courte d’appui”. 63 p.
- CONAF-ONF, 2000 a. “Analyse des données de la première phase de terrain et définition de la deuxième phase, rapport de la troisième mission courte d’appui”. 56 p.
- CONAF-ONF, 2000 b. “Bilan de la dynamique du type forestier Roble/Rauli/Coigüe , rapport de la deuxième mission courte d’appui”.
- CONAF-ONF, 2000 c. “Muestreo destructivo, manual de terreno”.
- CONAF-ONF, 2001. Proyecto «Balance de Dinámica del Carbono en la Reserva Nacional Malleco». Nadler, C.; Consultora ONF. 123 p.
- CONAF-ONF-FFEM, 2000. Proyecto de Cooperación Chileno-Francés. «Apoyo a la Conservación Sustentable del Bosque Nativo de Chile». Propuesta de Presentación a la Convención de Cambio Climático para la Fase Piloto de las Actividades Implementadas Conjuntamente. 45 p.
- Pelissou F., 2000. Proyecto «Apoyo a la Conservación y a la Gestión Sustentable del Bosque Templado de Chile: Historia y Perspectivas». Chile Forestal N° 281, p20-22.

Ecuaciones para Estimar Componentes de Biomasa en Plantaciones Forestales de Durango, México.

José Nívar¹; Nicolás González² y José Graciano³

Resumen

En este reporte de investigación se presentan las ecuaciones convencionalmente usadas para estimar los componentes de biomasa y biomasa total para plantaciones forestales con especies típicas de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Se presentan ecuaciones desarrolladas en regresión lineal, no lineal, múltiple lineal, múltiple no lineal y lineal generalizada que cumplen con los requisitos de aditividad para estimar la biomasa total. Con datos de 56 árboles de cinco especies de pino se estimaron parámetros de los modelos alométricos al nivel de la especie y para el grupo de especies. Los modelos desarrollados en regresión lineal generalizada se ajustaron mejor a la biomasa total, a partir de sus componentes. Por esta razón se recomienda su utilización en la elaboración de tablas de biomasa para estas especies de pino.

Palabras clave: Componentes de Biomasa Aérea, Modelos Aditivos, Regresión Lineal generalizada.

Abstract

Biomass Component Equations for Pine Species Planted in Durango, Mexico.

In this research we present equations conventionally used to estimate biomass components and total biomass for forest plantations with typical species of the Western Sierra Madre mountain range of south central Durango, Mexico. Equations were developed in lineal, non-lineal, multiple linear, multiple non-linear and generalized linear regression techniques, which meet the additivity requirements to estimate total biomass. Data collected from 56 trees from five pine species was used to estimate parameters of allometric equations at the species and group of species scales. Models developed in generalized least squares fitted total biomass better when estimated by estimating its components. Therefore this model technology is recommended to construct biomass tables for these pine species.

Key words: Components of aerial biomass, Additive models, Generalized Linear Regression.

¹ Profesor, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, km 145 Carr Nacional, Linares, N.L., México. 67700 (Email: jnavar@ccr.dsi.uanl.mx).

² Profesor, Centro de Bachillerato Tecnológico Forestal No 4. Ciudad Industrial, Durango, Dgo. México. ³ Consultor Forestal, Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 6. El Salto, P.N., Durango, México.

Introducción

En las últimas décadas se ha dado considerable atención a la estimación de biomasa de árboles individuales y rodales forestales. Se han desarrollado ecuaciones que relacionan la biomasa o sus componentes (raíces, hojas, ramas y fustes) con las características dasométricas de los árboles. El interés radica en entender la productividad del sitio (Bakersville, 1965), en comparar la productividad con modelos convencionales de rendimiento e incremento (Pastor y Bockheim, 1981) y en la estimación de biocombustibles (Agee, 1983).

En la actualidad, los estudios sobre la biomasa tienen como finalidad entender los ciclos de la energía y de los nutrientes. También se están usando para observar el efecto de la vegetación en el ciclo global del CO₂ (Brown, 1997). Algunos modelos de CO₂ (e.g., Makela, 1997; Mohren, 1994) incluyen la estimación de la biomasa o una función de la biomasa como el volumen, sus componentes o algunos parámetros relacionados, para establecer los flujos de este gas entre la vegetación, el suelo y la atmósfera. Dada esta importancia ambiental, las ecuaciones de biomasa se han desarrollado para bosques tropicales, templados y algunos tipos de vegetación semiárida (Schroeder *et al.*, 1997; Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997; Brown *et al.*, 1989; Nívar *et al.*, 2001). Sin embargo, existe muy poca información sobre la estimación de la biomasa en plantaciones forestales de México. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue reportar las tecnologías matemáticas disponibles para estimar los componentes de biomasa en plantaciones forestales de Durango, México.

Materiales y Métodos

Los estudios para desarrollar las ecuaciones de biomasa se realizaron en plantaciones forestales de la

Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 6 del Salto, Durango, México. El área donde se plantaron las especies de pino se caracteriza por ser la parte alta del macizo principal de la Sierra Madre Occidental del centro-sur de Durango. El clima del área se caracteriza por ser templado frío con lluvias veraniegas, con una temperatura y precipitación promedio anual de 11.7°C y 1200 mm, respectivamente. Los suelos son predominantemente Litosoles, Rendzinas y Cambisoles, someros, con textura media, generalmente francos. La vegetación está caracterizada por bosques mixtos de coníferas y latifoliadas, con abundancias relativas caracterizadas por la altitud sobre el nivel del mar y la pendiente (Graciano, 2001). Las especies de pino que dominan son: *P. durangensis*, *P. cooperi* O, *P. teocote*, *P. leiophylla*, *P. engelmannii*. Las especies de encino características son: *Quercus rubra*, *Quercus virginiana*, *Quercus potosina*, *Quercus nigra*, *Quercus sideroxyla*, *Quercus cupreata*, *Q. crassifolia*.

Las plantaciones se realizaron en sitios disturbados por incendios preferencialmente y se realizaron en parcelas de diferentes dimensiones y espaciamientos, dominando los 2x2. Las parcelas estudiadas fueron plantadas desde 1978 hasta 1994. Las características dasométricas se reportan en el Cuadro 1.

Las especies estudiadas se usan tradicionalmente como tutores y latas para cimbras cuando son bajos fustales; para muebles, construcción, pulpa para papel, chapa, aglomerado, cuando son altos fustales.

Muestreo

En las plantaciones forestales se observaron 25 árboles de *P. durangensis*, 19 de *P. cooperi* O, 4 de *P. arizonica*, 2 de *P. cooperi* B y 6 de *P. engelmannii*. Cada uno de los individuos se midió en su diámetro basal, altura total (HT), altura del fuste (HF) y la proyección

Cuadro 1. Parámetros dasométricos promedio de especies típicas del bosque de coníferas de la sierra Madre Occidental del norte de Durango, México

Especies	N	Edad	DB	Std	H	Std	CB	Std
<i>Pinus durangensis</i>	25	14.0	13.4	4.14	5.91	2.31	5.39	2.77
<i>Pinus cooperi</i> O	19	14.0	12.4	3.86	6.27	3.02	4.19	2.52
<i>Pinus arizonica</i>	4	20.0	11.0	2.16	5.48	0.45	2.06	0.18
<i>Pinus cooperi</i> B	1	18.0	16.3	0.00	4.00	0.00	6.26	0.00
<i>Pinus engelmannii</i>	5	9.4	12.1	4.69	3.46	1.09	5.79	0.73

DB= Diámetro basal (cm); H= Altura total (m); HF= Altura del fuste (m); CB = Proyección vertical de la copa (m²); Std= Desviación estándar.

vertical de la copa (CB). Los individuos se seleccionaron cubriendo el rango de características dasométricas y cortados dentro de un período no mayor a 2 meses para que la biomasa sobre todo foliar no mostrara variaciones temporales. Este procedimiento ha sido recomendado por Monserud *et al.* (1996) y Marklund (1983). Los individuos cortados se separaron en hojas, ramas y fuste, se pesaron por separado estos componentes, se colectaron muestras para secar en estufa y se volvieron a pesar después de secado.

Procedimiento

Las ecuaciones comúnmente usada en la estimación de biomasa tienen formas simples lineales, simples no lineales, lineales múltiples y no lineales múltiples (Clutter *et al.*, 1983). En este trabajo se desarrollaron ecuaciones para los componentes de biomasa para cada especie y por grupo de especies, con las siguientes metodologías: (1) relaciones no lineales, ONL, $(y = b_0(DB^2H)^{b_1} + b_2(DB^2H)^{b_3} + b_4(DB^2H)^{b_5})$; (2) relaciones no-lineales, con transformaciones, LTP, $(Ln y = b_0 + b_1 Ln(DB^2H) + b_2 + b_3 Ln(DB^2H) + b_4 + b_5 Ln(DB^2H))$; (3) relaciones lineales sencillas, RL, $(y = b_0 + b_1 DB^2H + b_2 + b_3 DB^2H + b_4 + b_5 DB^2H)$; (4) relaciones lineales múltiples en procedimientos stepwise, MLSP, $(y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_0 + b_3 X_3 + b_4 X_4 + \dots + b_0 + b_n X_n)$; (5) relaciones no-lineales múltiples en stepwise, MNSP $(Ln y = b_0 + b_1 Ln X_1 + b_2 Ln X_2 + \dots + b_0 + b_3 Ln X_3 + \dots + b_0 + b_n Ln X_n)$ y (6) regresiones similares no relacionadas, SUR $(y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + b_3 X_3 + b_4 X_4 + \dots + b_n X_n)$. Las primeras dos ecuaciones usan el parámetro db²h, diámetro basal al cuadrado por la altura total, como la única variable independiente mientras que las dos últimas ecuaciones incluyen solo las variables DB, HT, COB y DB²H. El rasgo deseable de estas ecuaciones es que la suma de los componentes de biomasa resultan en la biomasa total aérea por los modelos aditivos [1], [2] y [3] (Cunia y Briggs, 1985; Reed y Green, 1985; Parresol, 1999):

$$\begin{aligned}
 [1] \quad & \hat{y}_1 = x' b_1 \\
 & \hat{y}_2 = x' b_2 \\
 & \cdot \\
 & \hat{y}_k = x' b_k \\
 & \hat{y}_{total} = x' [b_1 + b_2 + \dots + b_k] \\
 [2] \quad & \hat{y}_1 = f_1(x'_1) \\
 & \hat{y}_2 = f_2(x'_2) \\
 & \cdot \\
 & \hat{y}_k = f_k(x'_k) \\
 & \hat{y}_{total} = \hat{y}_1 + \hat{y}_2 + \dots + \hat{y}_k
 \end{aligned}$$

Donde la aditividad de los componentes en [1] se asegura por el uso de la misma variable independiente. En el modelo [2], la biomasa total de la muestra se define como la función de la suma de cada una de las regresiones individuales. En el modelo [3] la aditividad se asegura por confirmar los coeficientes de la regresión a ciertas restricciones. Los coeficientes de regresión de la ecuación total son calculados agregando los coeficientes de las ecuaciones de los componentes de biomasa.

$$\begin{aligned}
 [3] \quad & y_1 = f_1(X_1) + \epsilon_1 \\
 & y_2 = f_2(X_2) + \epsilon_2 \\
 & \cdot \\
 & y_k = f_k(X_k) + \epsilon_k \\
 & y_{total} = f_{total}(X_1, X_2, \dots, X_k) + \epsilon_{total}
 \end{aligned}$$

La varianza total de la ecuación aditiva [1] y [2] se determinaron de [4] y [5], mientras que para el modelo [3] esta se estimó con el cálculo de la suma de cuadrados del modelo, en forma convencional:

$$\begin{aligned}
 [4] \quad & Var(\hat{y}_{total}) = \sum_{i=1}^j var(\hat{y}_i) \\
 [5] \quad & Var(\hat{y}_{total}) = \sum_{j=1}^k var(\hat{y}_j) + 2 \sum_{i \neq j} cov(\hat{y}_i, \hat{y}_j) \\
 \text{donde:} \quad & cov(\hat{y}_i, \hat{y}_j) = \rho_{y_i, y_j} \sqrt{var(\hat{y}_i) var(\hat{y}_j)} \\
 & \rho_{y_i, y_j} = \text{correlación entre } Y_i \text{ and } Y_j
 \end{aligned}$$

La evaluación de las ecuaciones se realizó por medio de los estadísticos de bondad de ajuste: el coeficiente de determinación, r², el error estándar, S_e, y el coeficiente de variación, CV. Los estadísticos s², S_e, r², y CV de las ecuaciones LTP y MNSP, cuyas variables son transformadas al logaritmo natural no son compatibles con los estadísticos del resto de las ecuaciones desarrolladas. Parresol (1999) y Cunia y Briggs (1985) enfatizaron la necesidad de usar un factor de corrección para transformar los estadísticos a sus dimensiones originales.

En esta investigación primero se estimaron los parámetros de las ecuaciones, después se corrieron las ecuaciones y finalmente los estadísticos de bondad de ajuste se estimaron con las dimensiones originales de los componentes de biomasa. Se usaron técnicas de cuadrados mínimos en regresión no lineal, lineal y múltiple para estimar los parámetros de las ecuaciones.

El procedimiento no lineal se corrió en SAS siguiendo el método de Newton. Este conjunto de ecuaciones siguen los procedimientos de desarrollo de ecuaciones de Burkhart y Sprintz (1984), Green y Reed (1985), Reed y Green (1985) y Parresol (1999). Estos procedimientos se realizaron para cada una de las especies probadas de cada tipo de vegetación.

Resultados y Discusión

Los estadísticos de bondad de ajuste r^2 y S_e de las ecuaciones para cada uno de los componentes de biomasa de cada especie mostraron diferencias importantes. En general, los estadísticos de los modelos para estimar biomasa foliar para cada una de las dos especies probadas resultaron ser muy bajos, con promedio de r^2 de 0.38 y de S_e de 1.21 Kg. Esta falta de precisión en las estimaciones de biomasa foliar se ha reportado por otros investigadores para otras especies (Prado *et al.*, 1987; Clough y Scott, 1989; Castellanos *et al.*, 1996). Este componente, sin embargo representa solo el 13.5% para *P. durangensis* y el 10% para *P. cooperi*. Otros parámetros tales como índice de área foliar, volumen de copa, apertura del follaje podrían ser incorporados adicionalmente para explicar parte de la variación remanente. Los modelos para estimar biomasa de ramas para cada una de las especies presentaron valores promedio de r^2 de 0.66 y de S_e de 1.57 Kg. Los modelos para estimar biomasa de fustes incrementaron la precisión en sus estimaciones, con valores promedio de r^2 de 0.83 y de S_e de 3.12Kg. Los modelos para estimar biomasa total, sin aditividad mostraron los estadísticos de mejor ajuste, con valores promedio de r^2 de 0.87 y S_e de 4.15 Kg. El incremento en la precisión de las estimaciones de la biomasa foliar parece estar relacionado, además de las variables dimensionales del fuste, con la mayor biomasa aérea en los otros compartimentos. Para *P. durangensis* y *P. cooperi*, los fustes, ramas y hojas representaron el 64 y 67%; 22.5 y 22.4% y el 13.5 y 10.6%, respectivamente.

Estos resultados son consistentes con aquellos reportados por Prado y Alarcón (1990) para *E. globulus*. Sin embargo son contrastantes para especies típicas de ecosistemas áridos y semi-áridos, donde una parte importante de la biomasa se concentra en las ramas (Hoda *et al.*, 1993; Návar *et al.*, 2001).

El procedimiento de regresión lineal generalizada, SUR, registró los estadísticos de mejor bondad de ajuste para cada una de las especies y para el grupo de especies. Para *P. durangensis*, el r^2 incrementó notoriamente en contraste con el modelo generado en regresión no lineal. El S_e se redujo hasta un 79% en contraste con el S_e de los otros modelos y hasta un 35% en contraste con el S_e del modelo generado en regresión no lineal. Para la especie *P. cooperi*, el r^2 incrementó en 12% en contraste con el r^2 promedio del resto de los modelos. El S_e se redujo en promedio hasta un 83% en contraste con el S_e promedio del resto de los modelos. Para las dos especies, el r^2 se incrementó en el modelo desarrollado en SUR en un 6% y el S_e se redujo hasta un 84%. Como ha sido observado por otros investigadores (e.g., Cunia y Briggs, 1984; Cunia y Briggs, 1985; Parresol, 1999) los procedimientos SUR para estimar parámetros consistentemente incrementaron la precisión en las estimaciones de la biomasa total por los valores promedio mayores de r^2 (0.91) y los valores promedio menores en S_e (± 4.5 kg). En contraste los modelos aditivos con una sola variable independiente mostraron las menores bondades de ajuste, con valores de r^2 de 0.67 y de S_e de ± 7.9 kg). Los modelos aditivos no lineales mostraron las menores bondades de ajuste con valores promedio entre especies y grupo de especies de r^2 de 0.46 y de S_e de ± 10.8 kg.

El procedimiento SUR de estimación de parámetros incrementa la eficiencia, considerando el aumento en el r^2 y la reducción en el S_e en un 15% en contraste con los otros procedimientos empleados. En particular, el valor de r^2 incrementó en un 13% y los valores de S_e disminuyeron en un 17%, respectivamente cuando se

Cuadro 2. Estimadores promedio de estadísticos de bondad de ajuste para seis ecuaciones aditivas para dos especies de pino de Durango, México

Especie	Estadísticos Promedio de Bondad de Ajuste											
	No lineal		Lineal Simple		Logarítmico		Múltiple Lineal		Múltiple Logarítmico		SUR	
	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx
<i>P. durangensis</i>	38	15085	87	5660	86	6190	89	5760	89	6130	89	5330
<i>P. cooperi</i>	10	12361	90	4370	88	4640	94	3776	93	3890	94	3550
Dos Especies	89	4990	89	4970	87	5400	91	4710	70	8220	91	4560

compararon con los valores promedio estimados con los otros procedimientos. El procedimiento MLSP resultó ser comparable en el coeficiente de determinación con el modelo SUR para cada una de las especies y para el grupo de especies. Sin embargo, el error estándar creció en promedio en 6% en contraste con los estadísticos promedio derivados del procedimiento SUR.

El modelo para estimar la biomasa total en forma aditiva incrementa la eficiencia cuando se deriva una ecuación para las dos especies para todos los modelos. El r^2 creció en promedio en un 7% y este fue más notorio para *P. durangensis*. Para *P. cooperi*, el r^2 se redujo para todos los modelos, con la excepción de aquel derivado en regresión no lineal, en promedio en 8%. Sumando los dos errores estándares de cada especie y contrastando este valor con aquel estimado para las dos especies en conjunto, este valor se redujo en un 50%, como promedio. El modelo generado con el procedimiento ONLS mostró la mayor reducción en el S_e cuando se deriva para las dos especies hasta un 80%. El resto de los modelos mostró reducciones en el S_e hasta en un 50%. Es decir, el S_e derivado de un solo modelo se aproxima al promedio de los dos S_e derivado de cada especie individualmente. En actividades de inventario de biomasa con varias especies de pináceas, es de utilidad entonces generar un solo modelo porque ahorra tiempo y reduce notoriamente el error.

La biomasa total observada y estimada para cada especie y para el grupo de especies, derivada de los modelos aditivos se presenta en el Cuadro 3. Los valores de biomasa total para cada una de las especies y para el grupo de especies fueron similares para los modelos derivados de procedimientos RL, MLSP y SUR. El modelo ONLS subestimó la biomasa total para cada una de las dos especies en promedio en 3.4%, mientras que para el grupo de especies se sobrestimó en 0.8%.

El modelo desarrollado con los procedimientos transformados, LTP y MNSP, sobrestimaron la biomasa para cada una de las especies en promedio en 6.6 y 3.7%,

respectivamente. Para el grupo de las dos especies, estos procedimientos sobrestimaron aun más la biomasa total en 7.1 y 25.7%, respectivamente. Reed y Green (1985) estimaron los componentes de biomasa con un error menor al 5% cuando se usaron tres procedimientos de estimación de componentes de biomasa para árboles de la especie *Q. robur*.

Entre los modelos aditivos, el procedimiento SUR consistentemente mostró valores de biomasa total similares a los observados, con desviaciones promedio de 0.0%. En contraste, los modelos aditivos de los procedimientos LTP, ONL y MNSP sesgaron las estimaciones de la biomasa total. La pérdida de eficiencia en la estimación de la biomasa total con modelos transformados puede ser consecuencia de la consideración de datos extremos en biomasa y sesgando sus estimaciones en la mayoría de los adtos con biomasa pequeña.

Los estadísticos de los modelos aditivos, además de modelos para estimar biomasa total directamente sin considerar sus componentes foliar, ramal y fustal, para el grupo de especies se presenta en el Cuadro 4.

El modelo múltiple lineal que estima la biomasa total, sin considerar los componentes de biomasa, presentó los mejores estadísticos de ajuste, en contraste con el resto de los modelos. Este tipo de modelos no identifica los componentes de biomasa y por consiguiente presenta debilidades. De los modelos aditivos, el procedimiento SUR resultó con los mejores estadísticos de bondad de ajuste y casi comparable con el modelo múltiple lineal no aditivo discutido anteriormente. La pérdida de eficiencia en los modelos aditivos, en contraste con los modelos directos de biomasa total, ha sido reportada también para sauces de Mississippi (Parresol, 1999) y para robles de Michigan (Reed y Green, 1985) y es una consecuencia del número creciente de parámetros considerados dentro de las ecuaciones.

Cuadro 3. La biomasa total medida y estimada por los cinco modelos aditivos en especies típicas de coníferas de la Sierra Madre Occidental de Durnago, México

Especies	Biomasa Total (kg arbusto ⁻¹)						
	Observada	Nolineal	Lineal	Logaritmico	Multiple Lineal	Multiple Log	SUR
<i>P. durangensis</i>	478.0	499.0	478.0	447.0	478.0	463.0	478.0
<i>P. cooperi</i>	323.0	331.0	323.0	301.0	323.0	309.0	323.0
Dos Especies	800.6	794.5	800.6	743.9	800.6	594.9	800.6

Cuadro 4. Estimadores estadísticos de ajuste y de la biomasa total (kg de todos los arbustos de las dos especies) por cada procedimiento de estimación de parámetros en dos especies de pino de Durango, México

Modelo	Ecuación	Biomasa	Estadístico		
			R ²	Se	CV
Observado		800.6			
M1	$B_{total}=1.2244+0.01298d^2h$	800.6	89	4.9	27
M2	$LnB_{total}=-3.0279+0.8252ln d^2h$	756.2	86	5.3	29
M3	$B_{total}=-1.7315+1.2097Cob+0.01073d^2h$	800.6	91	4.3	24
M4	$LnB_{total}=-3.843+1.376ln d+0.4315ln d^2h$	768.1	88	4.9	27
MLSP	$B_{total}=-0.29+0.0093d^2h-1.36+0.71Cob+0.0015d^2h-0.9+0.338d-0.38h+0.21Cob$	800.5	91	4.7	26
MNSP	$LnB_{total}=-4.197+0.351ln h+0.834ln d^2h-4.989+5.323ln d-1.176ln d^2h$	594.8	70	8.2	45
LR	$B_{total}=-0.29+0.0093d^2h+0.378+0.0028d^2h+1.13+0.00085d^2h$	800.5	89	4.9	27
LTP	$LnB_{total}=-4.62+0.98ln d^2h-4.12+0.76ln d^2h-1.83+0.34ln d^2h$	743.9	87	5.4	30
ONLS	$B_{total}=0.008(d^2h)^{1.01}+0.006(d^2h)^{0.89}+0.12(d^2h)^{0.42}$	794.5	89	4.9	27
SUR	$B_{total}=-0.2425+0.01145d^2h-0.2426h+1.1147Cob$	800.6	91	4.5	25

Nota: Los modelos aditivos no se han reducido para observar la ecuación que define cada uno de los componentes de biomasa.

Cuadro 5. Resultados de la validación de los modelos generados con técnicas aditivas y no aditivas para estimar biomasa total en especies de pino plantadas en Durango, México

Especie	Biomasa Observada	Biomasa Total Estimada (kg árbol ⁻¹)									
		M1	M2	M3	M4	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6
<i>P. arizonica</i>	5.63	9.3	9.8	6.4	9.5	7.1	7.0	9.3	9.2	9.4	7.0
<i>P. arizonica</i>	15.02	16.2	16.3	14.7	16.6	15.3	12.2	16.2	15.6	16.4	15.2
<i>P. arizonica</i>	9.21	8.6	9.1	8.2	8.1	8.0	6.3	8.6	8.6	8.7	8.5
<i>P. arizonica</i>	6.16	6.4	6.8	3.9	5.5	3.6	4.6	6.4	6.4	6.4	4.2
<i>P. cooperi</i> B	25.52	14.9	15.1	17.7	20.0	19.1	13.4	14.9	14.4	15.1	18.4
<i>P. engelmannii</i>	17.42	16.5	16.6	23.2	23.1	24.1	15.6	16.5	15.9	16.7	23.7
<i>P. engelmannii</i>	13.67	8.8	9.3	12.8	12.3	13.6	8.8	8.8	8.7	8.9	13.4
<i>P. engelmannii</i>	2.51	1.9	1.2	1.3	1.2	1.0	1.0	1.9	1.4	1.3	2.2
<i>P. engelmannii</i>	14.33	14.3	14.5	21.3	16.9	20.9	11.4	14.3	13.8	14.4	21.5
<i>P. engelmannii</i>	4.27	5.8	6.1	5.1	6.1	5.5	4.4	5.8	5.8	5.8	5.7
Estadísticos de Ajuste	R ²	0.6	0.6	0.6	0.8	0.7	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6
	Se	4.4	4.3	4.6	3.7	11.9	7.1	6.2	6.4	6.1	5.0

Los resultados del ajuste de las pruebas de validación de los modelos para estimar biomasa total, con las ecuaciones del Cuadro 4, se presentan en el Cuadro 5.

Los valores de r² se redujeron en contraste con los valores de r² estimados para las ecuaciones de ajuste de los modelos. Sin embargo, el error estándar continuó siendo similar a aquel de las ecuaciones de ajuste de parámetros. De los modelos aditivos, el procedimiento

SUR de estimación de parámetros continuó siendo el de mejor ajuste. Mientras que los modelos generales, sin componentes de biomasa mejoraron sus predicciones en comparación con sus ajustes iniciales. Estas pruebas de validación son el resultado de ajustar las ecuaciones a árboles de mediana talla en biomasa, ya que su promedio oscila en los 11 kg árbol⁻¹, cuando el promedio de biomasa total para *P. durangensis* oscila en los 19 kg árbol⁻¹ y para *P. cooperi* en los 17 kg árbol⁻¹.

Los modelos aditivos desarrollados en regresión similar sin relación, SUR, en general se ajustaron mejor a la biomasa total para cada especie probada y para el grupo de especies. Estas ecuaciones pierden poca eficiencia cuando contrastadas con las ecuaciones generales de estimación de biomasa total, la cual ha sido discutida por Parresol (1999) y Reed y Green (1985). Sin embargo, los procedimientos aditivos tienen la ventaja de que su ecuación general resulta en la suma de los componentes de biomasa. Para grupos de especies, Brown *et al.*, (1989) usaron modelos lineales múltiples pero no desarrollaron los modelos aditivos ni discutieron su aplicabilidad cuando se estima la biomasa total. Los modelos desarrollados con procedimientos SUR resuelven los problemas de multicolinealidad que presentan los componentes de biomasa y este puede ser un problema importante en la precisión de estimar la biomasa y sus componentes (Cunia y Briggs, 1984; Parresol, 1999).

La utilización de estas ecuaciones en la estimación de los componentes de biomasa y biomasa total se debe de tomar con precaución cuando se realicen inventarios de biomasa en plantaciones forestales de Durango, México. Su aplicabilidad es más eficiente en el rango de parámetros dasométricos observados en este reporte. Cuando aplicadas estas ecuaciones a árboles de mayor talla, las estimaciones de biomasa total podrían resultar sesgadas. Otra fuente de variación adicional incluye el error asociado con la selección aleatoria del rodal (Parresol, 1999). El esquema de muestreo y la variación inherente a la selección de la unidad muestral son las consideraciones más importantes en el error. Los gradientes en altitud sobre el nivel del mar, aunados con otras variables asociadas con la pendiente originan unidades muestrales diferentes en estructura y diversidad y el error total en la estimación la biomasa total puede incrementar considerablemente. Brown *et al.* (1989) incluyeron otras variables tales como la densidad de la madera y la zona de vida de Holdridge para reducir la variación asociada con la selección de la muestra. La inclusión de estas variables en las ecuaciones de biomasa es materia de estudios adicionales en este ecosistema.

Conclusiones

En este trabajo se desarrollaron ecuaciones para estimar los componentes de biomasa y biomasa total para especies típicas de bosques plantados con especies de pino de la Sierra Madre Occidental. Se mostró que la aplicabilidad de las ecuaciones desarrolladas en modelos de regresión similar no relacionada proveen las estimaciones más eficientes y con menor sesgo. Estas ecuaciones se pueden utilizar preliminarmente en inventarios de biomasa aunque requieren de una mayor afinación para ser utilizadas a los niveles espaciales deseados.

Reconocimientos

El CONACyT y PAICYT, financiaron este proyecto de investigación a través de los proyectos 28536-B y CN 323 00, respectivamente.

Referencias

- Agee, J.K. 1983. Field weights of understory-grown conifers in southern Oregon. *Can. J. For. Res.* 13: 648-656.
- Brown, S. 1997. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. In *Actas del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Arbores.* Vol 1. Antalya Turkia 13-22 October of 1997.
- Brown, S., A. J. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci.* 35(4): 881-902.
- Baskerville, G.L. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Can. J. For. Res.* 2: 49-53.
- Burkhart, H.E. and P.T. Sprinz. 1984. Compatible cubic volume and basal area projection equations for thinned old-field loblolly pine plantations. *For. Sci.* 30: 86-93.
- Chiyenda, S.S. and A. Kozak. 1984. Additivity of component biomass regression equations when the underlying model is linear. *Can. J. For. Res.* 14: 441-446.
- Clough, B.F. and K. Scott. 1989. Allometric relationships for estimating aboveground biomass in six mangrove species. *Forest Ecology & Management* 27: 117-127.
- Clutter, J.L., J.C. Forston, L.V. Pienaar, G.H. Brister, and R.L. Bailey. 1983. *Timber management: A quantitative approach.* Wiley, New York. 333 p.

- Cunia, T. and R.D. Briggs. 1985. Forcing additivity for biomass tables: use of the generalized least square method. *Can. J. For. Res.* 15: 23-28.
- Deans, J.D., J. Moran, and J. Grace. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduous tropical moist forest in Cameroon. *For. Ecol. & Manag.* 88: 215-225.
- Green, E.J. and D.D. Reed. 1985. Compatible tree volume and taper equations for pitch pine. *North. J. Appl. For.* 2: 14-16.
- Hooda, M.S., R. Bahadur, and K.S. Bangarwa. 1993. Growth and biomass yield of six multipurpose trees of arid and semiarid India. *Nitrogen Fixing Trees Research Report* 11: 8-9.
- Mákelá: A. 1997. A carbon balance model of growth and self-pruning in tree based on structural relationships. *For. Sci.* 43: 7-24.
- Marklund, L. 1983. Collecting data for biomass equation development: some methodological aspects. *Mesures des biomasses et des accroissements forestiers. Les Colloques de l'INRA Orleáns, France* 19: 37-43.
- Monserud, R., A. Onuchin, and N. Tchebakova. 1996. Needle, crown, stem, and root phytomass of *Pinus silvestris* stands in Russia. *Forest Ecology and Management* 82: 59-67.
- Mohren, F. 1994. CO₂ Fix Model. Institute of Forestry and Nature Research. Wageningen, Netherlands.
- Návar, J., A. Nájera, P.A. Domínguez, and E. Jurado. 2001. Biomass estimation equations in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. In Press in *Journal of Arid Environments*.
- Parresol, B. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *For. Sci.* 45: 573-593.
- Pastor, J. and J.G. Bockheim. 1981. Biomass and production of an aspen mixed hardwood-spodosol ecosystem in northern Wisconsin. *Can. J. For. Res.* 11: 132-138.
- Prado, J., P. Infante, M. Arriaga y S. Aguirre. 1987. Funciones de biomasa para seis especies arbustivas de la zona árida de Chile. *Ciencia e Investigación Forestal* 1(2): 11-20.
- Prado, J.A. y C. Alarcón. 1990. Funciones de biomasa de *Eucalyptus globulus* en la región costera central. *Ciencia e Investigación Forestal* 5(1): 59-70.
- Reed, D. and E.J. Green. 1985. A method of forcing additivity of biomass tables when using nonlinear models. *Can. J. For. Res.* 15: 1184-1187.
- Schroeder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forest of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43 (3) 424-434.
- Ter-Mikaelian, M.T. and M.D. Korzukhin. 1997. Biomass equations for sixty five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97: 1-24.

Ecuaciones para Estimar el Rendimiento e Incremento en Biomasa Total en Plantaciones Forestales de Durango, México.

José Nívar¹; Nicolás González² y José Graciano³

Resumen

En este reporte de investigación se presentan tres modelos para estimar el crecimiento de la biomasa total de plantaciones forestales de Durango, México. Se ajustaron modelos al nivel del rodal (2) y al nivel de árboles individuales (1) a 18 parcelas y se validaron con cinco parcelas plantadas con *P. durangensis*, *P. cooperi* O, *P. cooperi* B., *P. engelmannii* y *P. arizonica*. El modelo al nivel de los árboles individuales predijo mejor el crecimiento en biomasa total y por esta razón se recomienda su utilización preliminar en la estimación de la biomasa total y sus atributos secundarios de plantaciones forestales de Durango, México.

Palabras clave: Sierra Madre Occidental, Modelos al nivel del Rodal y Arboles Individuales independientes de la distancia, Weibull.

Abstract

In this research, we present three models to estimate biomass growth in forest plantations of Durango, Mexico. We fitted models at the stand (2) and at the individual tree (1) scales to 18 stands and validated with five stands planted with P. durangensis, P. cooperi O, P. cooperi B., P. engelmannii y P. arizonica. The individual tree model predicted better biomass growth and therefore it is recommended to be preliminarily used to estimate biomass growth and yield and secondary stand attributes of forest plantations in Durango, Mexico.

Key Words: Sierra Madre Occidental mountain range, Biomass Growth & Yield Models at the Stand, and individual tree models, Weibull.

Introducción

En las últimas décadas se ha dado considerable atención a la estimación de biomasa de árboles individuales y rodales forestales. Se han desarrollado ecuaciones que relacionan la biomasa o sus componentes (raíces, hojas, ramas y fustes) con las características dasométricas de los árboles (Bakersville, 1965; Pastor and Bockheim, 1981; Agee, 1983). En la actualidad existen ecuaciones de biomasa desarrolladas o compiladas para bosques tropicales, templados (Schroeder *et al.*, 1997; Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997; Brown *et al.*, 1989) y

algunos tipos de vegetación semiarida (Nívar *et al.*, 2001). Sin embargo, los modelos de rendimiento e incremento en biomasa son escasos en la literatura científica.

Los estudios sobre el rendimiento e incremento en biomasa tienen como finalidad entender los ciclos de la energía y de los nutrientes. También se están usando para observar el efecto de la vegetación en el ciclo global del CO₂ (Brown, 1997). Algunos modelos de CO₂ (e.g., Makela, 1997; Mohren, 1994) incluyen la estimación del incremento y rendimiento en volumen como el atributo principal de la biomasa y algunos de sus componentes o parámetros relacionados para establecer los flujos de

¹Profesor, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, km 145 Carr Nacional, Linares, N.L., México. 67700 (Email: jnavar@ccr.dsi.uanl.mx).

²Profesor, Centro de Bachillerato Tecnológico Forestal No 4. Ciudad Industrial, Durango, Dgo. México. ³Consultor Forestal, Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 6. El Salto, P.N., Durango, México.

este gas entre la vegetación, el suelo y la atmósfera. Estos modelos adolecen precisión en la estimación de la biomasa porque la densidad específica de la madera no es constante en diámetro y altura por las diferencias estructurales de sus componentes principales albura y duramen. Tampoco la corteza y las hojas poseen densidades específicas similares. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue ajustar tecnologías matemáticas disponibles para estimar el incremento y rendimiento de la biomasa total en plantaciones forestales de la Sierra Madre Occidental de Durango, México.

Materiales y Métodos

El trabajo de campo para desarrollar los modelos de incremento y rendimiento en biomasa se realizó en el municipio de Pueblo Nuevo del Estado de Durango, México. Se estudiaron plantaciones forestales de cinco especies: *P. durangensis* M, *P. cooperi* O, *P. cooperi* B, *P. engelmannii* C, y *P. arizonica*. En total se midieron 23 parcelas plantadas en diferentes tiempos desde 1978 hasta 1994 en áreas incendiadas o plagadas, con coberturas espaciales de menos de 12 ha, densidades iniciales variables y en diferentes espaciamientos entre plántulas.

El área de estudio se ubica en el municipio de Pueblo Nuevo, al sudeste del estado de Durango, México, en el maciso principal de la Sierra Madre Occidental. El clima predominante del área es templado o semifrío subhúmedo, con lluvias veraniegas que ascienden a los 1200 mm anuales, con una temperatura promedio anual de 11.7°C. Los suelos son predominantemente cambisoles, litosoles y regosoles, con profundidades que no exceden los 30 cm. La vegetación nativa se caracteriza por ser bosques desde mixtos e irregulares de pino-encino hasta masas puras de pino en altitudes mayores a los 2500 msnm. Las características dasométricas de las parcelas estudiadas se reportan en el Cuadro 1.

Las especies plantadas se usan tradicionalmente como trocería, postes, pilotes, muebles, combustible, pulpa para papel y cuando son bajos fustales o altos latizales se utilizan como tutores o latas para cimbras.

Muestreo

En cada una de las 23 parcelas se aislaron sitios temporales de muestreo, predominantemente de 20x30 m, dentro de las cuales se midieron y cuantificaron todos los individuos presentes. Las medidas realizadas

Cuadro 1. Parámetros dasométricos promedio de plantaciones con coníferas en la Sierra Madre Occidental de Durango, México

Especies	DB (cm)	H (m)	RCopa (m)	Edad (años)	Densidad No ha ⁻¹	
					Inicial	Edadt
LE1: <i>P. durangensis</i>	12.24	8.15	1.0.3	21	6667	4667
LE2: <i>P. arizonica</i>	10.60	5.78	1.04	21	6667	4217
LE3: <i>P. cooperi</i>	15.52	7.34	1.18	21	6667	1900
LE4: <i>P. arizonica</i>	9.55	4.61	-	21	6667	5500
LE5: <i>P. cooperi</i>	15.69	9.77	-	21	6667	2450
LE6: <i>P. cooperi</i>	15.93	8.63	1.27	21	6667	2882
LE7: <i>P. durangensis</i>	14.77	7.23	1.24	21	6667	3138
LE8: <i>P. durangensis</i>	14.84	8.91	1.22	21	6667	3090
LE9: <i>P. cooperi</i>	10.19	4.81	0.97	21	6667	3100
SA1: <i>P. durangensis</i>	16.27	6.06	1.25	17	2500	1867
SA2: <i>P. durangensis</i>	20.31	7.20	0.90	17	1111	689
SA3: <i>P. durangensis</i>	17.56	6.41	1.45	17	1600	1444
SA4: <i>P. durangensis</i>	14.43	6.14	1.94	17	4444	2633
PI1: <i>P. cooperi</i> B	14.00	3.63		18	2500	1633
AL1: <i>P. durangensis</i>	15.68	7.30	1.09	16	5000	2233
AL2: <i>P. cooperi</i>	11.03	5.83	1.65	16	5000	1817
SP1: <i>P. engelmannii</i>	11.16	2.87	1.06	10	2500	1617
SP2: <i>P. cooperi</i>	8.69	2.66	1.21	10	2500	1867
SP3: <i>P. durangensis</i>	8.41	2.81	1.38	10	2500	2133
LB1: <i>P. engelmannii</i>	5.61	2.80	0.59	11	10000	3575
LB2: <i>P. cooperi</i>	10.55	5.84	1.11	11	10000	4950
LC1: <i>P. durangensis</i>	6.32	2.26	1.29	7	2500	1767
LC2: <i>P. cooperi</i>	4.97	1.74	1.10	7	2500	1950

DB= Diámetro basal (cm); rCopa= radio promedio de la copa (m)

incluyeron el diámetro a la base (DB), la altura total (H) y la cobertura dada por la medición de un radio o un diámetro de copa y ajustada a la superficie de un círculo (COB). Además se cortaron 56 árboles para realizar los estudios de análisis troncales y biomasa, los cuales consistieron en separar los componentes ramas, hojas y fustes. Estos árboles se midieron también en sus características dasométricas mencionadas y además se les tomó el diámetro a cada 0.5m del fuste hasta la parte distal. Se cortaron rodajas para los análisis troncales. Los árboles derribados se pesaron en fresco por componente de biomasa (hojas, ramas y fustes). Se colectaron muestras de los componentes de biomasa; se pesaron, se secaron en el laboratorio por 100°C por 24 horas y vueltas a pesar. El índice peso seco/peso fresco de la muestra sirvió como factor para estimar el peso seco por componente por árbol. Con estos datos se desarrollaron ecuaciones de biomasa desde tres perspectivas de aditividad. Los individuos se seleccionaron cubriendo el rango de características dasométricas y cortados dentro de un período no mayor a 2 meses para que la biomasa sobre todo foliar no mostrara variaciones temporales. Este procedimiento ha sido recomendado por Monserud *et al.* (1996) y Marklund (1983).

Procedimiento

Primero se ajustaron ecuaciones para estimar la biomasa de los árboles individuales cortados. Las ecuaciones comúnmente usadas tienen formas simples lineales, simples no lineales, lineales múltiples y no lineales múltiples (Clutter *et al.*, 1983). En este trabajo se ajustaron dos tipos de ecuaciones que reúnen los requisitos de aditividad descritos por Cunia y Briggs (1985); Reed y Green (1985) y Parresol (1999), donde la aditividad de los componentes se asegura por el uso de la misma variable independiente o se define como la función de la suma de cada una de las mejores regresiones individuales de cada componente en biomasa. La evaluación de las ecuaciones se realizó por medio de los estadísticos de bondad de ajuste: el coeficiente de determinación, r^2 , el error estándar, S_x , y el coeficiente de variación, CV. La ecuación seleccionada y reportada en Nívar *et al.* (2001) es la siguiente:

$$BT = -0.2912 + 0.009299Db^2h - 1.3604 + 0.71155Cob + 0.01512Db^2h - 0.905066 + 0.3385Db - 0.380066H + 0.2165Cob$$

$$r^2 = 0.91; \quad S_x = 4.71Kg; \quad CV = S_x(\%) = 26\%$$

Donde BT= biomasa total (kg), Db=diámetro basal (cm), H=altura total (m) y Cob=cobertura total (m²).

La ecuación [1] no se redujo porque cada parte estima los componentes hojas, ramas y fustes, respectivamente. Esta ecuación se utilizó para estimar la biomasa total de cada árbol de cada parcela para conocer este parámetro al nivel espacial (1 ha).

Con los datos de biomasa total por hectárea, los atributos dasométricos de los árboles medidos de cada parcela, sus promedios por parcela, además de la edad de la plantación, el área basal, el índice de sitio, se procedió a ajustar los siguientes tres modelos de rendimiento e incremento en biomasa. Estos modelos, por tener plantaciones de diferentes edades, suponen que el crecimiento futuro de una plantación seguirá el comportamiento de otra plantación de mayor edad, siempre y cuando su densidad e índice de sitio sean similares. El primer modelo sigue el procedimiento de Clutter (1963) y Clutter *et al.* (1983) y es descrito en Zepeda y Domínguez (1998) para la estimación del incremento y rendimiento en volumen, como sigue:

$$\frac{\partial AB}{\partial E} = -AB \frac{[\ln(AB)]}{E} + c_1 \left(\frac{AB}{E} \right)$$

$$\ln(AB_2) = \left(\frac{E_1}{E_2} \right) * \ln(AB_1) + c_1 \left(1 - \frac{E_1}{E_2} \right)$$

$$\ln(BT) = B_0 + B_1IS + \frac{B_2}{E} + B_3 \ln(AB)$$

$$Ho = \frac{E^2}{B_0 + B_1E + B_2E^2}$$

$$\frac{\partial BT}{\partial E} = BT \left[\frac{-B_2}{E^2} \right] + B_3 \left(\frac{\partial AB}{\partial E} \right)$$

$$\ln(BT_2) = B_0 + B_1IS + \frac{B_2}{E_2} + B_3 \left(\frac{E_1}{E_2} \right) * \ln(AB) + B_4 \left(1 - \frac{E_1}{E_2} \right)$$

Donde E=edad (años), AB= área basal (m²), BT= biomasa total (Mg ha⁻¹), IS= índice de sitio, c, B₀, B₁, B₂, B₃, son parámetros estadísticos.

El segundo modelo de rendimiento e incremento en biomasa total se basa en el ajuste y predicción de parámetros de la distribución Weibull al nivel del rodal,

ponderado por el índice de sitio y su teoría se describe a continuación.

$$\begin{aligned}
 BT &= f(Db, H, Cob) * N * IS \\
 N_2 &= N_1 \left[\frac{E_2}{E_1} \right]^{B_0} \text{Exp}[(B_1 - B_2/S)(E_2 - E_1)] \\
 N_{2CDI} &= f(X) = \frac{\alpha}{\beta} \left[\frac{x - \varepsilon}{\beta} \right]^{\alpha-1} \text{Exp} - \left[\frac{x - \varepsilon}{\beta} \right]^{\alpha} CD \\
 \alpha &= f(Db, Dq, AB, H, Ho) \\
 \beta &= f(Db, Dq, AB, H, Ho) \\
 \varepsilon &= f(Db, Dq, AB, H, Ho) \quad [3]
 \end{aligned}$$

Donde: Dq= diámetro cuadrático promedio (cm), Ho= altura dominante (m), a,b,e= parámetros de forma, escala y posición de la distribución Weibull.

El modelos para árboles individuales basó su teoría en la ecuación [4]:

$$\begin{aligned}
 BT &= I(DE, H, CoE) * I * , 6 \\
 DE_{ei} &= I(E) = DE_1 * B_0 (1 - \text{Exp}S(B_1 E))^{B_2} \\
 H_{ei} &= I(E) = DE_1 * B_0 (1 - \text{Exp}S(B_1 E))^{B_2} \quad [4]
 \end{aligned}$$

Donde: Db_{ei} y H_{ei}= Diámetro a la base (cm) y Altura total (m) a la edad i de la masa; B₀, B₁ y B₂= parámetros estadísticos

Resultados y Discusión

Modelo 1 al nivel del Rodal

El índice de sitio. En la Figura 1 se muestra el índice de sitio estimado para las 23 parcelas de observación para las cinco especies plantadas en la Sierra Madre Occidental de Durango, México. La ecuación de Chapman Richards se ajustó mejor a la tendencia mostrada entre la altura dominante y la edad de las plantaciones, en contraste con el resto de los modelos probados de Weibull, Levakovick, Sloboda y Logístico. La ecuación muestra una constante k=11.9 m y es el resultado de la corta base de datos en edad y altura. El índice de sitio se tomó a la edad base de 15 años.

Las plantaciones de Los Bancos y La Ciudad mostraron los mayores crecimientos en altura a las edades observadas y esto es el resultado de encontrarse en los mejores sitios las especies adecuadas. *P. cooperi* y *P.*

durangensis dominan las partes altas de la Sierra Madre Occidental de esta parte de Durango y se localizan en mesetas, con suelos profundos, ricos en materia orgánica, bien drenados y en altitudes sobre el nivel del mar mayores a los 2600 msnm. No es sorprendente observar como *P. engelmannii* que se encuentra fuera de su rango de distribución, se localiza primordialmente por debajo de los 2400 msnm (Graciano, 2001) ha mostrado crecimientos bajos en altura comparados con las especies nativas localmente.

Los sitios de Piloncillos y San Pablo muestran las calidades más bajas en crecimiento en altura por localizarse en sitios pobres, con suelos poco profundos, rocosos, localizados en bajíos, con poco drenaje.

Los estadísticos de ajuste del modelo 1 mostraron que el área basal se puede predecir con la menor precisión ($r^2=0.35$, $S_x=10.7\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$; $S_x(\%)=63\%$) con parámetro $c=3.1797$. Este parámetro de incremento en biomasa es un tanto bajo en contraste con aquel reportado para rendimiento e incremento en volumen para las plantaciones esteafricanas (Alder, 1979) y de bosques nativos del norte de México (Zepeda y Domínguez, 1998). En contraste, el modelo para predecir la biomasa total tuvo una mejor eficiencia ($r^2=0.95$, $S_x=9.1\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $S_x(\%)=19\%$). En la Figura 2 se muestra el crecimiento en biomasa total, de donde se desprende la cobertura tan amplia en crecimiento en biomasa por los índices de sitio. En este caso se detectó que las parcelas con *P. durangensis* y *P. cooperi* prefirieron suelos bien drenados, con exposiciones zenitales o las derivadas del norte. Las plantaciones de *P. arizonica* y una plantación de *P. cooperi* mostraron rendimientos muy bajos en biomasa, porque la primera especie pertenece a un rango de distribución un poco mas al norte del estado. Otras plantaciones con especies como *P. engelmannii* estan desarrollándose regularmente a pesar de encontrarse fuera de la zona de distribución.

Los estadísticos de bondad de ajuste del modelo al rendimiento en biomasa total reportaron los siguientes valores $r^2=0.58$, $S_x=24.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $CV=50\%$. Para las parcelas de validación del modelo estas estadísticas cambiaron a $r^2=0.20$, $S_x=15.3 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $CV=35\%$.

Modelo 1 al nivel del Rodal 2

La distribución Weibull ajustada a las estructuras diamétricas de varias parcelas se muestran en la Figura 3. Es notorio observar que a medida que la edad de la plantación se incrementa, la distribución se desplaza hacia la derecha. Es decir, la distribución Weibull ajustada crece notoriamente en el parámetro de escala y posición, tratando de desplazarse en su diámetro mínimo e

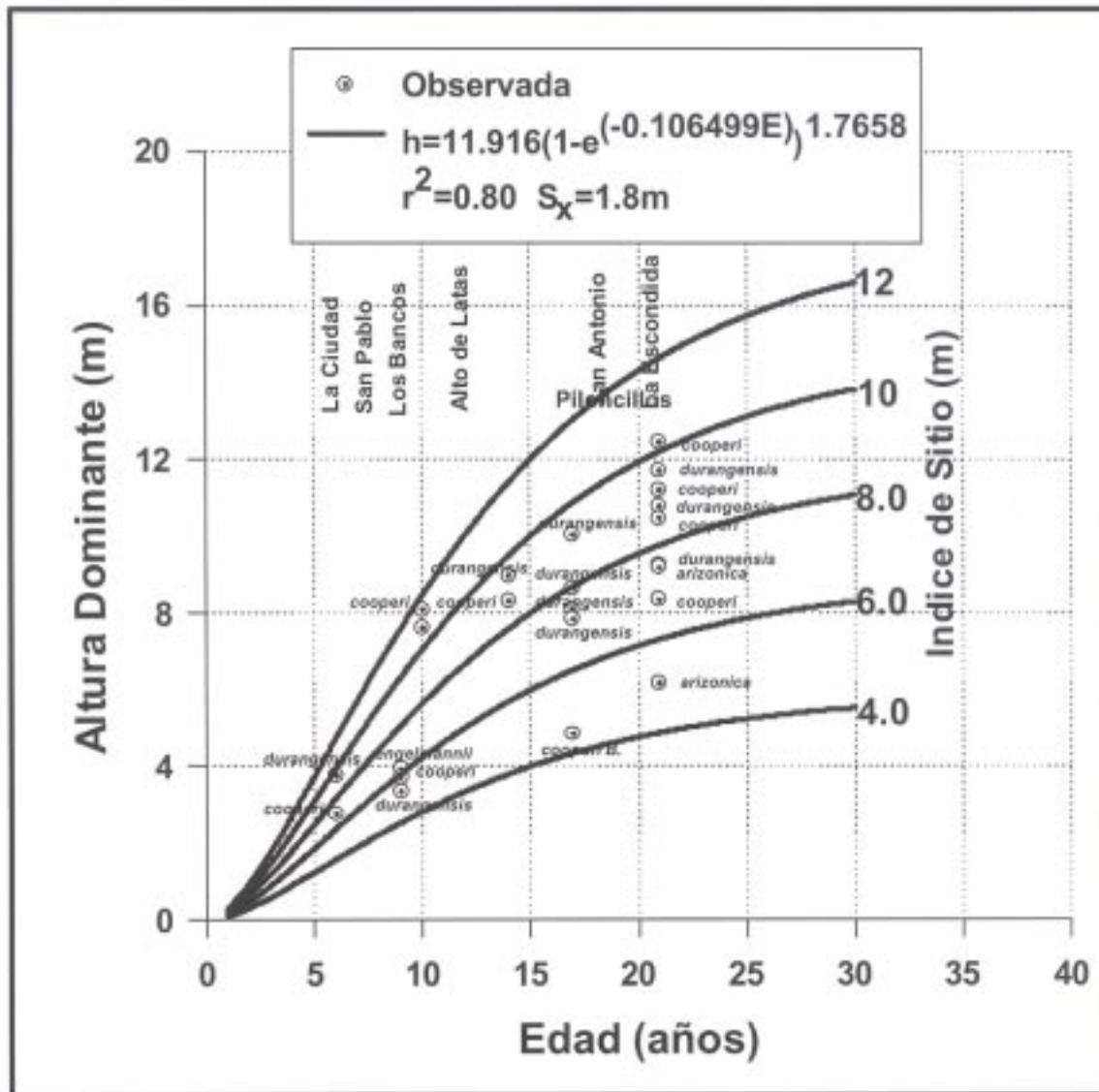


Figura 1. Las curvas de índice de sitio para plantaciones forestales con cinco especies de coníferas de la región del Salto, Durango, México

incrementando su variación diamétrica. El incremento en la variación se debe primordialmente a: (1) la mortalidad de los árboles dominados o suprimidos, los cuales ya no crecen en diámetro pero aún se encuentran en el sitio y (2) al crecimiento de los árboles dominantes, mejor adaptados al sitio. El crecimiento en el parámetro de forma es un proceso casi aleatorio y para todos propósitos se definió como una constante. Es decir, la forma casi de

una curva de Gauss de la estructura diamétrica con diferente edad es característico en plantaciones forestales donde los diámetros se encuentran bien balanceados desde sus primeras etapas de la plantación.

Las ecuaciones de predicción de parámetros de la distribución Weibull se muestran en el Cuadro 2. El parámetro de escala muestra la mayor precisión en sus predicción por el bajo error estándar y el alto coeficiente

Cuadro 2. Ecuaciones para predecir parámetros de la distribución probabilística Weibull ajustada a los diámetros de 18 rodales plantados con 4 especies de pinos en Durango, México

Ecuación	Estadísticos de Ajuste		
	R2	Sx	Sx(%)
$\beta=e(0.1567+.946*\ln(D)+0.033375*\ln(Ho))$	0.99	0.22	1.6
$\alpha= e(-0.198+21.0157*\ln(\beta)- 20.89\ln(Dq)-.1364\ln(H))$	0.92	1.59	48.7
$\varepsilon=e(0.911-44.66\ln(\beta)+31.485\ln(D) + 14.03\ln(dq) + 0.3511\ln(Da))$	0.97	2.57	49.6

de determinación, mientras que los otros dos parámetros adolecen de una falta de mayor precisión por sus altos errores porcentuales. Esto también ha sido observado por Nívar et al. (1996) y Nívar y Corral (2000) en bosques nativos de pinos y encinos de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Con este modelo se acepta el ajuste de la distribución Weibull en 11 de 18 casos, con un error de 0.05, con la prueba de χ^2 . Para los rodales de validación de los modelos, esta distribución se ajusta adecuadamente a 4 de 5 casos, con la misma prueba de hipótesis, con el mismo error probabilístico. Estos resultados definieron la bondad de la primera parte del modelo.

La predicción de D, H, Ho y Da mostraron buenas estadísticas de ajuste, con coeficientes de determinación por arriba del 0.70 y errores estándares porcentuales menores que 50%. Sin embargo, los modelos tendieron a alcanzar constantes rápidamente con la edad $t=20$ años.

El modelo de la densidad también mostró buena bondad de ajuste, aunque también mostró un error porcentual grande (Figura 4). Debido a este artefacto estadístico y a que la densidad inicial fue muy variable, el modelo 3 se corrió con una densidad inicial promedio de 5000 árbolillos.

El modelo al nivel del rodal 2 o de la distribución Weibull tiende a estimar adecuadamente la biomasa total hasta 15 años y posteriormente alcanza un estadio constante no característico de las curvas de rendimiento e incremento (Figura 2). Este artificio matemático se debe a la estimación de los parámetros de altura y diámetro en función de la edad de la plantación y a un artificio matemático de eliminar probabilidades bajas que no alcancen a definir un individuo. Con la aplicación de los modelos sigmoidales y la fuente de datos en edad sin sobrepasar los 20 años, la altura y edad alcanzan estadios constantes en tiempos menores a 20 años. Como consecuencia, los parámetros de la distribución Weibull, donde en plantaciones mayores que 17 años, ya no se desplazan significativamente, sin desplazar tampoco las distribuciones diamétricas. Se recomienda estimar los

parámetros D, H y Ho en función de la edad con datos de mayor edad en tiempo o con datos colectados en la región para las especies estudiadas en rodales naturales.

Los estadísticos de bondad de ajuste del modelo al rendimiento en biomasa total fueron mejores que aquellos reportados para el modelo 1, con $r^2=0.79$, $S_x=16.7$ Mg ha⁻¹ y CV=35%. Para las parcelas de validación del modelo estas estadísticas también mejoraron con valores de $r^2=0.22$, $S_x=14.0$ Mg ha⁻¹ y CV=32%.

Modelo al nivel de los Árboles Individuales

Los modelos de crecimiento en diámetro y altura para los árboles individuales fueron ponderados por el diámetro a la edad actual de cada árbol para mejorar las proyecciones de cada árbol en función de la edad. Para esto se ajustaron tres tipos de modelos sigmoidales de Capman-Richards, Weibull y Logístico. El primer modelo mostró los mejores ajustes y fue considerado en las predicciones del diámetro y la altura en función de la edad. La cobertura fue predicha en función de estos parámetros y con estos parámetros se predijo la biomasa total en función del modelo 1.

El modelo al nivel de los árboles individuales por el contrario crece a una tasa similar a aquella mostrada por el modelo 2. El modelo 4 predice adecuadamente la biomasa de las parcelas en todo el rango de observaciones, con la excepción de la parcela denominada Los Bancos, donde se plantó la especie *P. cooperi*. El crecimiento futuro no es tan pronunciado como aquella tendencia mostrada por el modelo 1 y tampoco alcanza una constante tan rápido como el modelo 2. Estas observaciones se pueden apreciar en la Figura 2, grafica 4.

Los estadísticos de bondad de ajuste del modelo 3 fueron mejores que aquellos reportados para los modelos 1 y 2, con valores de $r^2=0.75$, $S_x=18.1$ Mg ha⁻¹ y CV=37%. Para las parcelas de validación del modelo estas estadísticas también mejoraron con valores de $r^2=0.49$, $S_x=9.7$ Mg ha⁻¹ y CV=22%. Los estadísticos de ajuste y validación de los tres modelos indicaron que la técnica

de predicción al nivel del árbol individual provee los mejores estimadores del rendimiento e incremento de la biomasa total en las plantaciones probadas. Por esta razón se recomienda su utilización preliminar en la estimación de biomasa al nivel del rodal en las plantaciones forestales del Estado de Durango, México.

en plantaciones forestales del estado de Durango, México. El modelo al nivel de los árboles individuales predice mejor el crecimiento en biomasa total y se recomienda su utilización preliminar para la estimación de la biomasa total y sus parámetros secuenciales.

Conclusiones

En este trabajo se ajustaron y validaron tres modelos de rendimiento e incremento de biomasa total

Reconocimientos

El CONACyT y PAICyT, financiaron este proyecto de investigación a través de los proyectos 28536-B y CN 323 00, respectivamente.

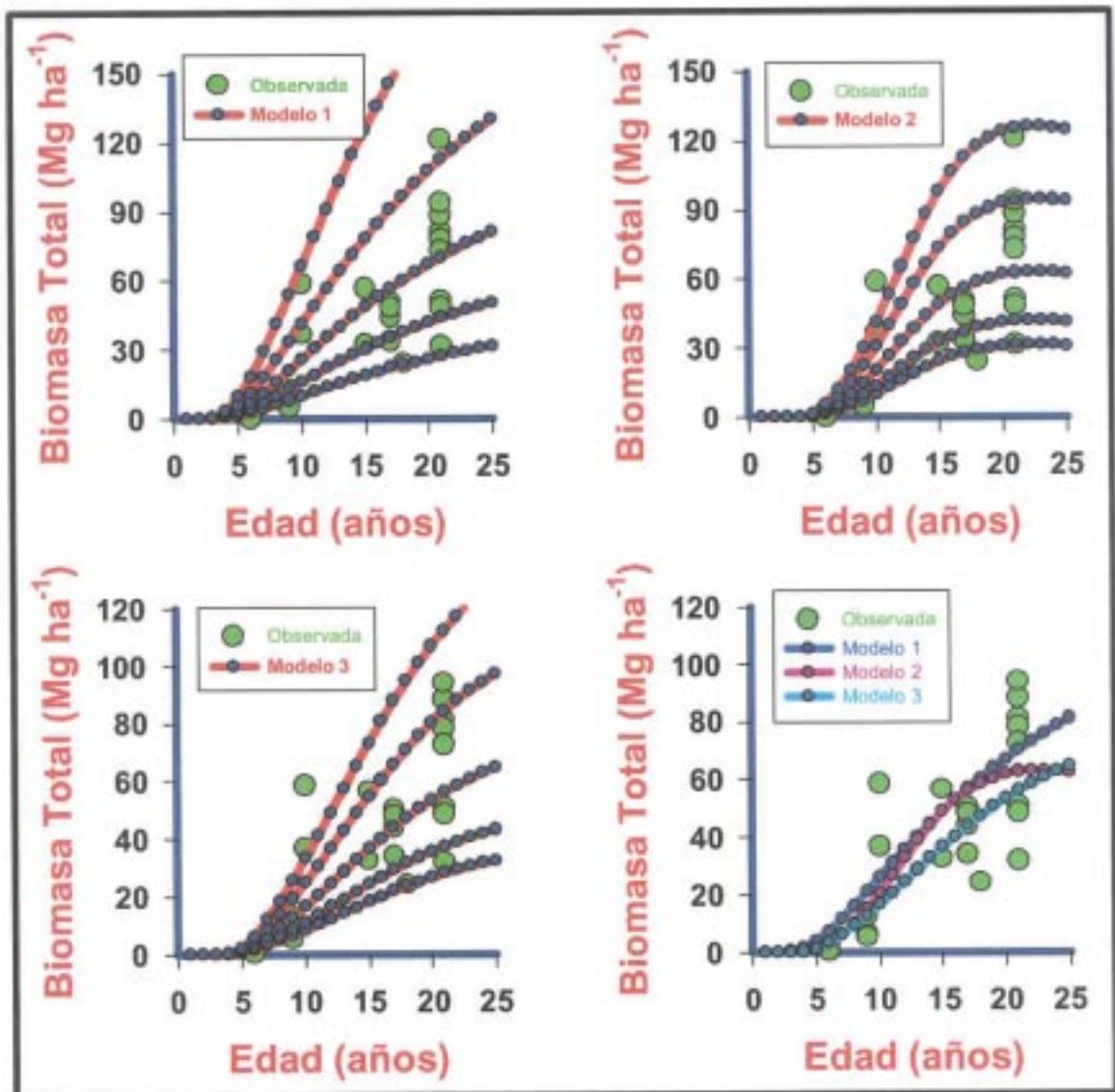


Figura 2. Los modelos de incremento y rendimiento en biomasa total, ponderados por el índice de sitio para plantaciones forestales con cinco especies en Durango, México

Referencias

- Alder, D. 1979. A distance-independent tree model for exotic conifer plantations in east Africa. *For. Sci.* 25: 59-71
- Agee, J.K. 1983. Field weights of understory-grown conifers in southern Oregon. *Can. J. For. Res.* 13: 648-656.
- Brown, S. 1997. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. In *Actas del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Arbores.* Vol 1. Antalya Turkia 13-22 October of 1997.
- Brown, S., A. J. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci.* 35(4): 881-902.
- Baskerville, G.L. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Can. J. For. Res.* 2: 49-53.
- Clutter, J.L. 1963. Compatible growth and yield models for loblolly pine. *For. Sci.* 9: 354-371.
- Clutter, J.L., J.C. Forston, L.V. Pienaar, G.H. Brister, and R.L. Bailey. 1983. *Timber management: A quantitative approach.* Wiley, New York. 333 p.
- Cunia, T. and R.D. Briggs. 1985. Forcing additivity for biomass tables: use of the generalized least square method. *Can. J. For. Res.* 15: 23-28.
- Mákelá: A. 1997. A carbon balance model of growth and self-pruning in tree based on structural relationships. *For. Sci.* 43: 7-24.
- Marklund, L. 1983. Collecting data for biomass equation development: some methodological aspects. *Mesures des biomasses et des accroissements forestiers. Les Colloques de l'INRA Orleáns, France* 19: 37-43.
- Monserud, R., A. Onuchin, and N. Tchebakova. 1996. Needle, crown, stem, and root phytomass of *Pinus silvestris* stands in Russia. *Forest Ecology and Management* 82: 59-67.
- Mohren, F. 1994. CO₂ Fix Model. Institute of Forestry and Nature Research. Wageningen, Netherlands.
- Návar, J., Jiménez, J., Domínguez, P.A., Aguirre, O., Galván M y Páez A. 1996. Predicción del crecimiento de masas forestales mixtas e irregulares en base a las distribuciones diamétricas en el sureste de Sinaloa, México. *Investigación Agraria: Sistemas Forestales* 5: 213-229.
- Návar, J. y Corral, S. 2000. Modelling the Weibull distribution parameters of uneven-aged Pine and oak diameter structures of Durango, Mexico. *International Conference on Forest Ecosystem Restoration.* 10-12 April 2000. Vienna, Austria.
- Návar, J., A. Nájera, P.A. Domínguez, and E. Jurado. 2001. Biomass estimation equations in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. In Press in *Journal of Arid Environments.*
- Parresol, B. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *For. Sci.* 45: 573-593.
- Pastor, J. and J.G. Bockheim. 1981. Biomass and production of an aspen mixed hardwood-spodosol ecosystem in northern Wisconsin. *Can. J. For. Res.* 11: 132-138.
- Reed, D. and E.J. Green. 1985. A method of forcing additivity of biomass tables when using nonlinear models. *Can. J. For. Res.* 15: 1184-1187.
- Schroeder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forest of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43 (3) 424-434.
- Ter-Mikaelian, M.T. and M.D. Korzukhin. 1997. Biomass equations for sixty five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97: 1-24.
- Zepeda Bautista, M.E. y Domínguez-Pereda, A. 1998. Niveles de incremento y rendimiento maderable de poblaciones naturales de *Pinus arizonica* Engl., de El Poleo, Chihuahua.

Existencias y Tasas de Incremento Neto de la Biomasa y del Carbono en Bosques Primarios y Secundarios de Colombia

Sergio Alonso Orrego¹ y Jorge Ignacio del Valle²

Resumen

En 33 parcelas permanentes de 1000 m² (0,1 ha) en bosques primarios y 77 parcelas permanentes de 500 m² (0,05 ha) en bosques secundarios, para un área de muestreo de 7,15 ha, se estimaron las existencias de biomasa y del carbono almacenado en los siguientes compartimientos: biomasa aérea, necromasa, biomasa subterránea y suelo. La biomasa aérea total viva en los bosques primarios promedió 233,494 t/ha, representada 91% por árboles y arbustos dicotiledóneos, 7,58% en palmas (3,8% la palma mil pesos), 1,16% bejucos y sólo 0,26% en hierbas. Los bosques secundarios tuvieron en este compartimiento una biomasa aérea viva 5 veces inferior a los primarios, 45,823 t/ha.

En cuanto a la necromasa total alcanzó 14,772 t/ha en los bosques primarios y 7,312 t/ha en los bosques secundarios. La biomasa radical en los bosques primarios fue 56,381 t/ha, correspondiendo a las raíces finas 31,2% y 68,8% a las gruesas. En los bosques secundarios la biomasa radical fue de 20,481 t/ha, representada en forma muy equitativa entre las raíces gruesas y las finas (47,7% y 52,3%, respectivamente). Para los primeros 30 cm de suelo se registraron 99,248 t/ha de carbono orgánico en los bosques primarios y una cifra similar para los secundarios (93,600 t/ha).

Una segunda medición de todas las parcelas permitió estimar la tasa anual de incremento neto de la biomasa aérea en 12,006 t ha⁻¹ a⁻¹ (5,373 t C ha⁻¹ a⁻¹) en los bosques primarios, y 6,190 t ha⁻¹ a⁻¹ (2,770 t C ha⁻¹ a⁻¹) en los bosques secundarios. Las tasas anuales de incremento neto de las raíces equivalen a 1,816 t ha⁻¹ a⁻¹ (0,813 t C ha⁻¹ a⁻¹) y 1,718 t ha⁻¹ a⁻¹ (0,769 t C ha⁻¹ a⁻¹) para los bosques primarios y secundarios, respectivamente. Con estos resultados e información secundaria es posible estimar la productividad primaria neta (PPN) de los bosques primarios en 21,177 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca, y en 13,860 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca para los bosques secundarios. En términos de los datos de Clark *et al.* (2001) los bosques estudiados se encuentran en el tercio inferior pantropical.

Abstract

Data from permanent plots were used for estimating above-ground biomass, below-ground biomass, necromass and soil carbon. Primary forests were sampled through 35 plots of 0.1 ha, while secondary forests were sampled through 77 plots of 0.05 ha. The above-ground biomass, including trees, lianas, palms and herbaceous vegetation, was about 233.5 ± 146.0 t ha⁻¹ (± standard deviation). For this same pool, secondary forests reached 45.8 ± 30.4 t ha⁻¹, an amount approximately five times lower than the value obtained for primary forests.

A necromass of 14.8 ± 8.5 t ha⁻¹ and 7.3 ± 5.9 t ha⁻¹ are reported for primary and secondary forests, respectively. The root biomass, which comprises both fine and coarse roots, was equivalent to 56.4 ± 52.9 t ha⁻¹ for primary forests. A below-ground biomass of 20.5 ± 8.9 t ha⁻¹ is associated with secondary forests. To determine soil carbon to 30 cm depth was analyzed. Values between 99 ± 16.3 and 93 ± 21.7 t ha⁻¹ were estimated for primary and secondary forests, respectively.

Net increments of 12.0 ± 4.4 and 6.2 ± 3.5 t ha⁻¹ yr⁻¹ for the above-ground biomass were assessed for primary and secondary forests, respectively. If additional information is added to these findings, a net primary productivity ranged between 13.9 and 21.2 t ha⁻¹ yr⁻¹ can be assumed for the forests studied. However, the productivity is likely to be low if reports for tropical forests are considered.

¹Profesor Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. E-mail: saorrego@perseus.unalmed.edu.co

¹A.A. 568 Medellín, Colombia, Sur América; tel.: 57-(4)-4309085; fax: 57-(4)-4309079

²Profesor Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. E-mail: jidvalle@perseus.unalmed.edu.co

Introducción

Los métodos existentes para el monitoreo del CO₂ en bosques (MacDicken 1997) se han desarrollado en los bosques de las regiones frías y templadas, muy diferentes de los tropicales por su bajísima diversidad biológica y su dinámica menos acelerada. Por ello se requiere no sólo adaptar, sino también desarrollar nuevos métodos para que los resultados sean ciertos y consistentes. Por ejemplo, los métodos para el estudio de la demografía de las raíces de los bosques tropicales, están en ciernes. La falta o incertidumbre de anillos de crecimiento en los árboles tropicales obliga a un prolongado monitoreo de su crecimiento así como el diseño y construcción de equipos de alta precisión para medirlos. Para algunas monocotiledóneas arbóreas (guaduas y palmas, por ejemplo) las cuales no tienen crecimiento secundario, no se han desarrollado métodos prácticos para monitorear sus tasas de crecimiento. En el trópico húmedo estas plantas son tan importantes que se deben desarrollar métodos e instrumentos para ello.

El establecimiento de parcelas permanentes constituye una de las actividades fundamentales en el monitoreo de proyectos forestales orientados hacia la materialización de estrategias para mitigar el calentamiento global. Como lo afirman Brown (1997) y MacDicken (1997) las parcelas permanentes tienen ventajas en el monitoreo de carbono, si se considera que suministran información confiable y pueden ser objeto de verificación externa. Pero el monitoreo a largo plazo de las parcelas permanentes, que permiten estimar las tasas de aumento de la biomasa aérea (y por lo tanto del C y del CO₂), así como el monitoreo de los demás compartimientos en donde se almacena el C en las comunidades vegetales (humus, hojarasca, detritos de madera gruesa y raíces) requiere varios años de observación.

Hoy se reconoce que los bosques secundarios y, en general, todas las comunidades serales (rastros bajos, rastros altos, bosques secundarios tempranos y tardíos), actúan como sumideros netos de carbono (Ortiz 1997, Brown 1997, Prebble 1998, Orrego *et al.* 1998); igualmente los bosques plantados (Brown & Lugo 1985) y, por tanto, aportan en la mitigación del cambio climático por cuanto tienen una acumulación neta de C. Quizá la investigación en torno de la medición de captura de carbono por parte de las coberturas vegetales, puede dar luces sobre la posibilidad de contar con opciones de mitigación de gases con efecto de invernadero, las cuales sean técnicamente posibles y económicamente costo-efectivas.

Métodos

Desde el mes de diciembre de 1999 se inició el trabajo de campo para el levantamiento de parcelas permanentes en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II, localizada al noreste del departamento de Antioquia, Colombia, en predios de las Empresas Públicas de Medellín (EPM) (Figura 1). Se establecieron 33 parcelas de 1000 m² (0,1 ha) en bosques primarios y 77 parcelas de 500 m² (0,05 ha) en bosques secundarios, para un área de muestreo de 7,15 ha. En los rastros bajos se cosecharon 10 parcelas de 25 m² cada una. El error de muestreo es del 12% si se considera un muestreo estratificado proporcional al área (Berrouet & Loaiza 2000a). Las parcelas permanentes y los sitios de cosecha de la cobertura correspondiente a rastrojo bajo se georreferenciaron con GPS.

En los bosques primarios las parcelas son de 50 m x 20 m, y en ellas se midió el diámetro normal D a 1,3 m sobre el suelo o arriba de las bambas, si las hubiera, de todas las plantas leñosas (árboles, arbustos, palmas y bejucos), con $D \geq 10$ cm. Por lo regular el instrumento para esta medición fue el calibrador forestal (forcípula), con exactitud de 0,5 mm. Se marcaron con cruces de pintura amarilla los dos puntos de apoyo de las dos quijadas del calibrador forestal.

En los bosques secundarios las parcelas son de 50 m x 20 m, y en ellas se midió el diámetro normal D a 1,3 m sobre el suelo o arriba de las bambas, si las hubiera, de todas las plantas leñosas (árboles, arbustos, palmas y bejucos), con $D \geq 10$ cm. Por lo regular el instrumento para esta medición fue el calibrador forestal (forcípula), con exactitud de 0,5 mm. Se marcaron con cruces de pintura amarilla los dos puntos de apoyo de las dos quijadas del calibrador forestal.

Como el seguimiento futuro no se hará con este instrumento sino con el microdendrómetro sueco (0,01mm de exactitud en incremento radial), se clavaron al tallo tres clavos galvanizados de 3 pulgadas, requeridos para soportar el instrumento, dejando poco menos de 4 cm de cada clavo al aire. Ello permite monitorear el incremento radial por varios años sin cambiar los clavos. Se realizó la primera medición con el microdendrómetro. En algunos árboles con $D < 16$ cm se midió con calibrador digital con quijadas ampliadas (exactitud de 0,01 mm); y se marcaron en el tallo los puntos de apoyo mediante cruces muy finas de pintura amarilla. A las plantas muertas en pie se les aplicó idéntico protocolo que a las vivas.

Por cuanto las palmas existentes en el área del proyecto no tienen crecimiento secundario (diamétrico),



FIGURA 1. Ubicación de la Central Hidroeléctrica Porce II.

este procedimiento no revelaría, al monitorear su diámetro en mediciones futuras, las tasas de cambio de la biomasa de las palmas. Por ello se siguió un procedimiento diferente. Se ascendió a las palmas hasta el punto de inserción de la vaina de la última hoja (la más baja) en el estipe, y se midió con cinta métrica la longitud del estipe hasta este punto. Luego se pintó con pintura amarilla tanto la última porción de la vaina de la hoja, cerca de su punto de inserción, como parte del estipe. Ello tiene por finalidad que al desprenderse esta hoja, quede una marca amarilla circular alrededor del estipe. Aquí vale la pena poner de presente que las palmas tienen un número constante de hojas durante su lapso vital y su crecimiento primario, en altura, es rítmico. Crecen en altura cuando se forma una nueva hoja pero, casi simultáneamente, la hoja más antigua se desprende dejando una cicatriz en el estipe. La distancia entre la base de esa cicatriz en el estipe, que quedará marcada con la pintura, y la base de la hoja que quedó de última, registra el crecimiento en altura del estipe durante el tiempo transcurrido entre la formación de estas dos hojas.

El monitoreo del crecimiento primario de las palmas, en consecuencia, se reduce a medir la distancia entre la mancha amarilla en el estipe y la base de la vaina de la última hoja, durante un lapso de tiempo conocido (el tiempo transcurrido entre dos mediciones de la parcela). Adicionalmente, se les midió a las palmas su diámetro en la base del estipe.

Los monitoreos de carbono en bosques han sido diseñados o asesorados por científicos de fuera del trópico, donde las palmas son inexistentes o muy escasas, lo cual ha llevado a que no se propongan mediciones especiales para ellas (Attiwill & Ovington 1968, Alemdag 1980, Sattoo & Madgwick 1982, Brown 1997, MacDicken

1997, Márquez & Roy 2000). Al monitorear el crecimiento diamétrico de las palmas, su tasa de cambio es cero, subvalorando las tasas de captura del carbono por los bosques tropicales, donde las palmas son un elemento florístico muy importante. A pesar de que algunos recomiendan ecuaciones específicas para las palmas (Márquez & Roy 2000), no es claro cómo monitorean el crecimiento en altura, pues es bien conocido que la mayoría de los instrumentos empleados para medir la altura de los árboles tienen baja exactitud, inaceptable para una medición tan fina (con frecuencia el estipe de las palmas adultas y seniles sólo aumenta unos pocos centímetros al año).

Además, en la tercera esquina de cada parcela, se levantó una subparcela de 0,01 ha (10 m x 10 m). En ella se midieron con calibrador digital los diámetros de todas las plantas leñosas con $1 \text{ cm} \leq D < 10 \text{ cm}$. Se marcaron con pintura amarilla los puntos de contacto del calibrador con el tallo. Las palmas tienen un tratamiento similar al mencionado en los párrafos anteriores.

Tanto los árboles de las parcelas como los de las subparcelas se numeraron con etiquetas gravadas de aluminio, las cuales se cuelgan de los clavos o con un collar holgado de alambre de cobre alrededor del tallo. También se pintó el número en el tronco de los árboles más grandes con pintura amarilla.

En los bosques secundarios se aplicó un protocolo similar, excepto que las parcelas fueron de 0,05 ha (25 m x 20 m) y la subparcela de 0,0025 ha (5 m x 5 m). En toda la parcela se midieron las plantas leñosas con $D \geq 5 \text{ cm}$. En la subparcela se midieron todas las plantas leñosas con $1 \text{ cm} \leq D < 5 \text{ cm}$.

En todas las parcelas se midieron las alturas del 30% de los árboles, excepto lianas, empleando

clinómetros Suunto y Haga. En las subparcelas se midieron las alturas de todas las plantas leñosas, excepto lianas, empleando varas extensibles y flexómetros. Los resultados de estas mediciones los reportan Berrouet & Loaiza (2000b).

En los ecosistemas forestales se pueden identificar diferentes compartimientos en los cuales se almacena el carbono. En términos generales se habla de la biomasa aérea, necromasa, biomasa subterránea, carbono en el suelo, productos derivados de la madera en el caso de aprovechamiento forestal y otros productos no maderables¹⁾. A continuación se detallan los métodos y procedimientos empleados para la estimación de la biomasa de cada uno de estos compartimientos.

Biomasa aérea

Biomasa de árboles, palmas, bejucos y arbustos con diámetro ≥ 1 cm

La estimación de la biomasa tanto en la primera como en la segunda medición se realizó con ecuaciones de biomasa estimadas mediante árboles pesados in situ dentro del área de la investigación, pero por fuera de las parcelas permanentes (Tabla 1). Zapata (2000, 2001) y Colorado (2001) detallan todos los procedimientos de campo y laboratorio, así como los métodos estadísticos y matemáticos para la correcta estimación de los parámetros de este tipo de ecuaciones. Aquí sólo se mencionan algunos aspectos particularmente relevantes. Por cuanto la extrapolación es un procedimiento estadísticamente inaceptable, se trata de evitarla al máximo. En los bosques secundarios casi la totalidad de los diámetros se encuentran por debajo de 30 cm. La ecuación de Colorado (2001) (Tabla 1, ecuación 2) tiene validez en $0,9 \text{ cm} \leq D \leq 40 \text{ cm}$. Para las raíces gruesas de estos bosques la ecuación de Sierra & Hernández (2000) tiene validez para $1 \text{ cm} \leq D \leq 31 \text{ cm}$. En las plantas leñosas de los bosques primarios la ecuación de Zapata (2001) (Tabla 1, ecuación 1) es válida para $0,5 \text{ cm} \leq D \leq 198 \text{ cm}$.

En ninguna de las parcelas existen árboles que superen el rango de validez estadística de las ecuaciones de biomasa aérea; sólo unos pocos superan el límite de la ecuación de raíces gruesas. Igual sucede para la palma mil pesos (Tabla 1, ecuación 6), cuyo rango es $0,5 \text{ m} \leq H \leq 25 \text{ m}$; para las demás palmas $1,0 \text{ m} \leq H \leq 15 \text{ m}$ y para los bejucos $1,0 \text{ cm} \leq D \leq 11 \text{ cm}$.

Para disminuir costos, muchas investigaciones emplean ecuaciones existentes en la literatura. Este

procedimiento conlleva un grave riesgo de error, por cuanto en las zonas bajas tropicales las ecuaciones predicen biomasa para árboles con diámetro superior a 40 cm que difieren en factores desde 2 hasta 6 veces (Brown 1997, Clark & Clark 2000).

Aunque se ensayaron modelos que involucraban tanto D como H (H es la altura de la planta), en sus variables independientes o explicativas para todos los tipos de plantas, excepto los bejucos por cuanto no se les midió su longitud, la inclusión de la altura no mejoró el ajuste. Igual sucedió con las palmas donde la inclusión del diámetro no mejoró el ajuste. Por esta razón estas variables no se incluyen en las ecuaciones de la Tabla 1.

Finalmente, las ecuaciones (1), (2), (3), (4), (6), (7) y (8) (Tabla 1) son transformaciones logarítmicas que buscan linearizar modelos que en su forma original son no lineales. En efecto, todos ellos son modelos alométricos simples. Desde la perspectiva eminentemente estadística, estos modelos se deben linearizar y, por tanto, emplear la regresión lineal. Está comprobado que en su forma no lineal son tremendamente heterocedásticos; vale decir, la varianza tiende a expandirse a medida que aumenta el valor de la variable explicativa. Esto viola un principio de la regresión minimocuadrática empleada por Colorado (2001), y en esta investigación (Tabla 1), así como de la regresión mediante la estimación de parámetros de máxima verosimilitud empleada por Zapata (2001). Este principio es el de la homogeneidad de la varianza. Mediante la transformación logarítmica se hacen homocedásticos (Sato & Madgwick 1982). No obstante, ésta mejora estadística conlleva un sesgo: se subestiman las verdaderas biomasa para cualquier valor de la variable explicativa (diámetro o altura en la Tabla 1).

Sato & Madgwick (1982) explican la razón de este sesgo, en el hecho de que la transformación logarítmica produce ecuaciones que estiman la media geométrica del peso de una planta de una talla determinada (diámetro o altura), y no la media aritmética, como sería el caso si se empleara la regresión no lineal. Como se sabe de la estadística elemental, la media geométrica es siempre menor o igual que la aritmética; la diferencia entre ambas es el sesgo.

Hasta cinco diferentes correcciones se han propuesto para este sesgo (Sato & Madgwick 1982). Zapata (2001) realiza un exhaustivo análisis sobre el asunto, que no obstante haberse estudiado al menos desde 1941 (Finney citado por Zapata 2001), es poco

1) Estos dos últimos compartimientos no son relevantes en el área de Porce, dada la gestión ambiental encaminada a desincentivar cualquier tipo de aprovechamiento forestal en la zona.

TABLA 1. Ecuaciones de biomasa anhidra (80 °C hasta peso constante) para la parte aérea y subterránea empleadas en los cálculos.

Biomasa por tipo de planta	Ecuación	FC	N	%R ²
1. Plantas del bosque primario (D ≥ 1 cm)	= -2,25739 + 2,46443 ln (D)	0,08464	141	98,14
2. Plantas del bosque secundario (D ≥ 1 cm)	= -2,23167 + 2,42225 ln (D)	0,08333	152	97,47
3. Biomasa de raíces gruesas bosque secundario	= - 4,128 + 2,579 ln (D)	0,3424	40	87,70
4. Biomasa de raíces gruesas (ambas comunidades)	= - 0,79200 + 1,17667 ln (G)	0,01958	77	98,23
5. Biomasa de raíces finas (ambas comunidades)	= 6,9981 + 0,2879 (G)		12	48,98
6. Biomasa aérea palma mil pesos (<i>Oenocarpus bataua</i>)	= e ^{1,98914} * H ^{1,13281} + 139,48	E ^{0,10586}	83	82,95
7. Biomasa aérea otras palmas	= 0,63227 + 1,29616 ln (H)		17	75,00
8. Biomasa de bejucos	= -0,23656 + 1,88032 ln (D)	0,08166	9	97,25

Notas: Definiciones de símbolos empleados en las ecuaciones de arriba: la variable dependiente es ln (B), excepto en las ecuaciones (6) y (7) que es B. B = biomasa seca en kg, excepto en las ecuaciones (4) y (5) que se expresa en t/ha, D = diámetro normal (a 1,30 m de la base o arriba de las bambas si existen) en cm, H = altura del estipe en m, G = área basal m²/ha, FC = factor de corrección = ½ (cuadrado medio del error), N = tamaño de la muestra, %R² = coeficiente de determinación por ciento. Ecuación (1): Zapata (2001); ecuación (2): Colorado (2001); ecuación (3), (4) y (5): Sierra & Hernández (2001); ecuación (6): esta investigación; ecuación (7): Galeano (1995); ecuación (8): esta investigación.

conocido. Por lo regular, cuando se realiza el ajuste por sesgo a las ecuaciones de biomasa, tanto los forestales (Bell et al. 1984) como los biólogos (Hughes et al. 1999) emplean la corrección más simple consistente en un medio del cuadrado medio del error (1/2). Al sumarle este valor al término independiente de la regresión lineal, se aumenta el intercepto, pero no se modifica la pendiente.

En las ecuaciones de la Tabla 1 no se hizo la corrección; sin embargo, se ha anotado el factor de corrección en la tercera columna de la Tabla 1, por si alguien deseara emplearlo. La principal razón para no usar las versiones corregidas de las ecuaciones estriba en el hecho, constante en todas las estimaciones de esta investigación, de que en los proyectos donde los bosques actúan como sumideros de carbono, las estimaciones conservadoras son preferibles y le dan más confianza

a un eventual inversionista. En efecto, el uso de las ecuaciones corregidas, aumentaría entre 8 y 10% la biomasa aérea de los bosques primarios y secundarios y hasta en 50% la biomasa de las raíces gruesas. En igual proporción, entonces, aumentará la captura de CO₂.

Biomasa de la vegetación no leñosa

El tamaño de las parcelas varía según el estudio. Por ejemplo, Newbould (1967) sugirió tamaños que van desde 100 cm² para musgos hasta 1 m² para pastos finos uniformes. En este proyecto se estimó la vegetación no leñosa del sotobosque y leñosa, menor de 1 cm de diámetro, mediante seis parcelas de 1 m² en cada una de las parcelas establecidas en bosques primarios y secundarios.

Biomasa de rastrojos altos y bajos

Los rastrojos tanto altos como bajos se evaluaron mediante el método de la cosecha en 10 parcelas de 25 m² (5 m x 5 m). En ellos se cosechó toda la biomasa viva a ras del suelo la cual se pesó en el campo. Igualmente se recogió y pesó toda la biomasa muerta pesándola también en el campo. Se extrajeron muestras de la biomasa viva y de la muerta para secarlas a 80°C hasta peso constante y estimar el peso seco de los componentes en cada parcela cosechada. Los datos de biomasa viva por parcela se presentan en el Anexo 1 y los de necromasa en el Anexo 2.

Necromasa

Hojarasca fina en el suelo

La hojarasca fina está conformada por hojas, flores, frutos, semillas y fragmentos de éstas, ramitas y material leñoso con diámetros variablemente definidos (Proctor 1983, Duivenvoorden & Lips 1995). Para la biomasa se emplearon seis parcelas de 1 m² en proyección ortogonal en todas las parcelas permanentes, en las cuales se colectaron todos los detritos vegetales finos, incluyendo ramitas de menos de 2 cm de diámetro. Se calculó el peso fresco y se les estimó el peso seco con submuestras secadas hasta peso constante a 80°C.

Detritos gruesos (diámetro > 2 cm)

Los detritos gruesos constituyen la masa vegetal muerta compuesta por pedazos de madera, leños, troncos, ramas o árboles muertos en pie o caídos con diámetros > 2 cm (Saldarriaga 1994). En subparcelas de 25m², se pesaron todos los detritos de madera cuyo diámetro superó los 2 cm cuando se midieron en bosques secundarios. En bosques primarios las subparcelas fueron de 100 m². Se calculó el peso seco estimando el contenido de humedad de submuestras secadas a 80°C hasta peso constante.

Mientras se desarrollan ecuaciones de biomasa específicas para los árboles muertos en pie, se evaluó su biomasa como el 70% de la estimación obtenida con las ecuaciones de la biomasa para los árboles vivos. Este procedimiento está avalado por otras investigaciones (Márquez & Roy 2000), así como por el hecho de que estos árboles por lo regular adolecen de toda o casi toda su copa que representa, aproximadamente, 30% de la biomasa de los árboles de estos bosques (Zapata 2001).

Biomasa subterránea

Biomasa de las raíces gruesas (diámetro ≥ 5 mm)

Uno de los principales compartimentos en la medición de la cantidad de carbono almacenada en los bosques es la biomasa de las raíces (MacDicken 1997). La clasificación entre raíces gruesas y finas obedece a un límite relativamente arbitrario. En general, los estudios de la biomasa subterránea permiten considerar las raíces gruesas como aquellas que tienen diámetro ≥ 5 mm, las cuales juegan un papel fundamental como soporte mecánico del árbol y como medio de transporte de nutrientes y agua. Para las raíces gruesas en bosques secundarios se emplearon ecuaciones de biomasa (ecuaciones 3 y 4, Tabla 1). Para las raíces gruesas en bosques primarios se optó por la extracción de las mismas en calicatas de 1 m³ de volumen en 20 parcelas permanentes, con la idea de estimar una relación entre la biomasa de raíces y el área basal de las parcelas.

Biomasa de las raíces finas (diámetro < 5 mm)

Las raíces finas cumplen una importante función en la absorción de agua y nutrientes por el árbol. No obstante, la determinación de su biomasa es una tarea ardua y laboriosa. El método utilizado fue el siguiente:

- En diez parcelas de bosques secundarios y en tres de primarios se tomaron cinco muestras imperturbadas de suelo de 0-15 cm y cinco de 15-30 cm empleando un barreno de raíces (Eijkelpamp) de 750 cm³.
- Las muestras se lavaron en un tamiz fino donde se eliminaron el suelo y las raíces gruesas.
- Las raíces se secaron hasta peso constante a 80°C.
- Se estimó el peso por hectárea.

Posteriormente, se estimó la biomasa de raíces finas (BR_f) por parcela en función del área basal de la misma (G) en m²/ha, usando las relaciones matemáticas encontradas por Sierra (2001) (ecuación 5, Tabla 1).

Carbono en el suelo (0-30 cm)

Con el cambio en el uso del suelo como resultado de la destrucción del bosque declina no solamente el carbono existente en la biomasa aérea, sino también el contenido de carbono edáfico. A su vez, actividades de rehabilitación, revegetalización y restauración, conducen al aumento del carbono en los diferentes compartimentos. Dada la dinámica y la magnitud de las existencias de carbono en el suelo en los distintos

ecosistemas forestales, es dable pensar en la necesidad de su cuantificación y medición. Siguiendo a MacDicken (1997) se muestrearon los primeros 30 cm, mediante el siguiente procedimiento:

- Se determinó la densidad aparente en 74 parcelas mediante la extracción, en cada una, de 8 cilindros de 750cm³ de volumen y 15 cm de longitud. El número de muestras dependió del muestreo y de la teoría estadística (Lara 2000).

- Se determinó el contenido de carbono de una muestra compuesta de 20 muestreos de suelo, extraídos entre 0 - 30 cm de profundidad. Para determinar el número de muestras por parcela se realizó un muestreo (Lara 2000).

- Se calcularon las toneladas por hectárea, al multiplicar la densidad aparente por la profundidad de muestreo, por 10.000 como factor de equivalencia de una hectárea en m², y por el contenido de carbono, previo análisis de laboratorio.

Resultados y discusión

Existencias de biomasa y carbono para la medición 1999-2000

El establecimiento y la primera medición de las parcelas permanentes se realizó entre noviembre de 1999 y julio de 2000. En la Tabla 2 se presentan los resultados del primer inventario de la biomasa en los tres compartimentos, así como del carbono edáfico, tanto para los bosques primarios como secundarios.

La biomasa aérea total viva en los bosques primarios promedió 233,494 t/ha, representada 91% por árboles y arbustos dicotiledóneos, 7,58% en palmas (3,8% la palma mil pesos), 1,16% bejucos y sólo 0,26% en hierbas. Este resultado invita a una reflexión en torno de los costos del monitoreo en bosques primarios. El monitoreo de las hierbas es costoso por cuanto consume tiempo en el montaje de las parcelas, en el pesado en el campo y luego en el laboratorio (Herrera 2000), que difícilmente se compensaría con su magro aporte a la biomasa total, por cuanto los demás componentes representan 99,74% de la biomasa aérea viva. En proyectos comerciales de monitoreo, que no tengan como objetivo la investigación, esta componente se debería estimar, a medida que las investigaciones publicadas aporten tal información, casi inexistente en la actualidad.

El alto coeficiente de variación de este compartimento en los bosques primarios (62,85%) revela la poca uniformidad de estos bosques debido,

probablemente, a la abrupta e irregular topografía y, sobre todo, a la corta furtiva de árboles y palmas.

Los bosques secundarios tuvieron en este compartimento una biomasa aérea viva 5 veces inferior a los primarios, 45,823 t/ha (Tabla 2); y su alto coeficiente de variación (66,37%) es explicable, tanto por la irregularidad de la respuesta por el uso previo del suelo y el impacto de la ganadería, uso que se prolongó después de que EPM comprara los terrenos (este proceso se inició hace 12 años y terminó hace 6 años) hasta el presente, así como por la diversidad de edades de estos bosques; seis hasta probablemente unos 25 años. A este respecto se demostró en México, en condiciones de bosques muy húmedos tropicales, que la duración del uso previo en ganadería y cultivos de maíz tuvo un efecto dramático en la respuesta de la sucesión medida en tasas de acumulación de la biomasa seca. La curva de respuesta fue una exponencial negativa. Cuando el uso previo duró sólo 2 años, el bosque secundario creció 12,8 t ha⁻¹a⁻¹; cuando el uso previo se prolongó por 30 años, la tasa de recuperación bajó a 4,3 t ha⁻¹ a⁻¹ (Hughes et al. 1999).

La palma mil pesos, típica indicadora de bosques primarios, no se encontró en ninguna parcela de bosques secundarios. Las otras palmas sólo contribuyeron con 1,1% de la biomasa viva; y su altísimo coeficiente de variación (860,46%) demuestra su existencia en muy pocas parcelas, caracterizadas por altas biomásas y pertenecer a procesos sucesionales más avanzados. Las palmas en los bosques secundarios son indicadoras de un incipiente proceso de restauración de la biodiversidad, que es preciso acelerar con técnicas apropiadas.

En los bosques secundarios la biomasa de los bejucos es sólo 19,5% de la existente en los bosques primarios, pero las hierbas superan en 42% al bosque primario. Estos resultados son coherentes con la dinámica del proceso sucesional. Los bejucos tardan en establecerse en los bosques secundarios, de allí su relativamente alto coeficiente de variación (168,15%); además, crecen lentamente y por ello, los que se encuentran, por lo regular tienen bajas dimensiones. Como consecuencia de que el dosel de los bosques secundarios es menos denso, el piso del bosque recibe mayor iluminación lo que estimula el crecimiento de las hierbas.

En cuanto a la necromasa total alcanzó 14,772 t/ha en los bosques primarios; esto es 6,3% de la biomasa aérea viva; con respecto a este mismo compartimento, la hojarasca fina y los detritos de madera gruesos representan 5,17%. Estos detritos son costosos y difíciles de medir (Herrera 2000) y una cuidadosa revisión

de literatura podría llegar a promedios para los bosques húmedos tropicales que permitirían estimarlos, especialmente, en monitoreos comerciales. Más aún, porque su duración es efímera por cuanto tienen una vida media corta debido al proceso de descomposición. Su cambio en el tiempo también es lento porque a medida que se descomponen, igualmente se acumulan a tasas sensiblemente similares (del Valle 2001a, 2001b). Los árboles muertos en pie alcanzaron 2,676 t/ha, y representan sólo 1,14% de la biomasa aérea viva, cifra muy baja comparada con los resultados reportados para la Amazonia colombiana. Saldarriaga (1994) encontró 8,9% y Álvarez (1993) 18,97%, ambos en bosques primarios imperturbados.

En los bosques secundarios la necromasa total fue 7,312 t/ha, 49,5% de la de los primarios. Los árboles muertos en pie y los detritos gruesos fueron muy inferiores en cantidad que en los bosques primarios; por el contrario, la hojarasca fina representa 81% de la de los bosques primarios. Ello conduce a pensar que de las variables de la necromasa, la hojarasca fina es la más dinámica y rápidamente tiende a igualar las cantidades existentes en los bosques primarios.

La biomasa radical en los bosques primarios fue 56,381 t/ha, correspondiendo a las raíces finas 31,2% y 68,8% a las gruesas. Ello implica una relación entre la biomasa subterránea a biomasa aérea viva de 24,1%, similar a la registrada por Saldarriaga (1994) en la Amazonia (27,8%) y a la citada por Sierra & Hernández (2000) para bosques sobre oxisoles tropicales (19,9%), pero dos veces superior al promedio de veintitrés estudios en bosques de tierras bajas tropicales (Sierra & Hernández 2000). Las diferencias de métodos entre los autores aportan gran incertidumbre a estas comparaciones.

En los bosques secundarios la biomasa radical fue de 20,481 t/ha, representada en forma muy equitativa entre las raíces gruesas y las finas (47,7% y 52,3%, respectivamente). En estos bosques sucesionales la biomasa radical llega al 44,7% de la aérea. Al menos como hipótesis se podría argumentar que en las fases tempranas de la sucesión, las plantas asignan una mayor proporción de recursos fotosintéticos al desarrollo de un potente sistema radical, en especial de raíces finas, por cuanto así acceden a mayores cantidades de agua y de nutrientes de por sí escasos en estos suelos depauperados por la ganadería extensiva, llevada a cabo durante décadas previas a la iniciación del proceso sucesional. La literatura es escasa en este tema. Saldarriaga (1994) reporta cifras de 18,6% de relación biomasa subterránea a aérea para bosques sucesionales de menos de 20 años de la Amazonia. Pero sus datos

provienen de sucesiones que, aunque se hallaban sobre suelos pobres, habían sido chagras indígenas cuyo uso agrícola es muy efímero y nunca estuvieron sometidos a la ganadería.

Por otra parte, Sips (1997) aporta evidencias de que las tasas relativas de crecimiento de la biomasa de las raíces de los bosques secundarios, superan las de la biomasa aérea; este proceso dura de dos a tres décadas. A partir de ahí, la biomasa radical permanece constante, en tanto que la aérea continúa creciendo hasta los 80 años, último registro existente.

Para los primeros 30 cm de suelo se registraron 99,248 t/ha de carbono orgánico en los bosques primarios y una cifra similar para los secundarios (93,600 t/ha). Obsérvese que el contenido relativo de carbono orgánico en los bosques primarios supera significativamente (Lara 2000) el de los bosques secundarios (2,978% vs. 2,340%). La razón de que estas diferencias se atenúen al calcular los pesos de carbono radica en que la densidad aparente de los bosques secundarios (1,335 t/m³), difiere significativamente de la de los primarios (1,117 t/m³) (Lara 2000). Este aumento de la densidad aparente se debe, sin duda, a la compactación producida por la ganadería no tecnificada durante varias décadas. No debe causar sorpresa que la compactación alcance hasta los 30 cm de profundidad, por cuanto Müller & Solís (1997) reportan información de Costa Rica donde se evidencia este efecto hasta 70 cm de profundidad del suelo.

Una comparación más equitativa, que evite el sesgo introducido por el aumento de la densidad, consiste en emplear para los bosques secundarios la densidad aparente del bosque primario que no ha sufrido compactación. Este cálculo arroja 78,413 t/ha de carbono, más de 20 t/ha inferior al de los bosques primarios.

En términos globales, los suelos contienen tres veces más carbono en el primer metro de suelo que la biomasa viva y muerta contenida en la biota (Rozenweig & Hillel 2000). Pero en los bosques tropicales se acumula la más baja cantidad de carbono edáfico de todos los biomas mundiales; en ellos la relación de carbono en la biota a carbono en el suelo se acerca a la unidad, en tanto que en los bosques boreales la relación es de 1 a 5 (IPCC 2000). En los bosques primarios se conserva esta relación, por cuanto al multiplicar la biomasa aérea viva por el contenido promedio de carbono de los diferentes componentes de la biomasa, 44,75%, se obtiene 104,489 t/ha de carbono; así la relación biomasa aérea a suelo sería para los bosques primarios 104,489/99,248; una relación 1/1 hasta la primera cifra decimal para 30 cm de profundidad.

TABLA 2. Resultado del inventario de biomasa y del carbono edáfico en los cuatro compartimientos donde se almacena el carbono (biomasa aérea viva, necromasa, raíces y suelo), tanto para los bosques primarios como secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porco II. Primera medición: 1999-2000.

	Bosques Primarios						Bosques Secundarios					
	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total
	Biomasa aérea viva (t/ha)											
\bar{x}	212,429	8,819	8,887	2,712	0,647	233,494	43,879	0,000	0,496	0,529	0,919	45,823
N	33	33	33	33	33	33	77	77	77	77	70	77
%CV	71,97	169,91	136,99	98,26	58,36	62,85	66,09	-	860,46	168,15	64,03	66,37
	Necromasa (t/ha)											
	En Pie	Hojarasca fina	Detritos gruesos	Total			En Pie	Hojarasca fina	Detritos gruesos	Total		
\bar{x}	2,676	6,028	6,068	14,772			0,41	4,88	2,022	7,312		
N	33	33	31	33			77	70	70	77		
%CV	149,89	21,02	119,49	57,84			227,88	42,38	208,26	80,40		
	Raíces (t/ha)											
	Raíces gruesas	Raíces finas	Total			Raíces gruesas	Raíces finas	Total				
\bar{x}	38,774	17,607	56,381			9,762	10,719	20,481				
N	20	33	34			77	77	77				
%CV	109,61	17,87	93,76			70,02	20,72	43,83				
	Carbono en el suelo (t/ha)^a											
	%C	ρ (t/m ³)	Total			%C	ρ (t/m ³)	Total				
\bar{x}	2,978	1,117	99,248			2,340	1,335	93,6				
N	35	35	35			74	74	74				
%CV	7,91	7,91	16,4			6,42	6,42	23,18				

^a Hasta 30 cm de profundidad.

La cifra porcentual de carbono empleada para la vegetación difiere del 50% comúnmente aceptada por el IPCC (Houghton *et al.* 1990), como una regla práctica cuando no hay datos locales. La cifra aquí presentada se basa en el análisis de ochenta y dos muestras de todos los componentes, y de las especies más abundantes de bosques primarios y secundarios del área del proyecto. Estas muestras fueron analizadas en la Universidad Internacional de la Florida, mediante el analizador Carlo – Erba NA Series 1500 NC. Este instrumento de combustión en seco, se considera el más adecuado para estos propósitos. Los suelos se analizaron en el laboratorio de suelos de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, por el método de Walkey & Black, método de combustión húmeda recomendado para los suelos en proyectos de sumideros de carbono (MacDicken 1997). El contenido de carbono de la biomasa

fue muy parecido al de un estudio similar realizado en México donde el C promedió 46,6% (Hughes *et al.* 1999)

Si bien es cierto que los datos por biomasa del IPCC (2000) corresponden a contenidos de carbono hasta un metro de profundidad, también es cierto que esta variable disminuye exponencialmente con la profundidad. La información es confirmada en el área del proyecto hasta 4 m de profundidad (F. Moreno, comunicación personal). A un metro de profundidad, cuatro muestras arrojaron sólo 0,446% C, apenas el 15% del superficial. Por ello, la relación obtenida se afectaría poco si se incluyesen los 70 cm de suelo adicionales.

La disminución del porcentaje de carbono en los suelos secundarios se debe atribuir a dos causas ante todo: la erosión y la descomposición del carbono orgánico. La erosión estimulada por la ganadería afecta la porción superficial del suelo, portadora del mayor

contenido de materia orgánica edáfica. La descomposición por el cambio microclimático inducido por la deforestación tiende a aumentar la temperatura del suelo, y con ello, la descomposición de la materia orgánica.

Existencias de biomasa y carbono para la medición 2000-2001

La remediación de las parcelas permanentes se llevó a cabo entre noviembre de 2000 y marzo de 2001. Para el caso de los bosques secundarios, casi después de un año, ya no existían las parcelas BS056, BS064, BS070 y BS075 por corte total de la cobertura existente en las mismas. A su vez, la parcela del bosque primario BP023 no se remidió por la presencia de un enjambre de agresivas abejas africanizadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.

Como promedio, en la biomasa viva del bosque primario aumentaron su participación en la biomasa total todos los componentes medidos, excepto los árboles que mantuvieron su biomasa aérea y las hierbas que no se midieron de nuevo; su aparente disminución (compárense las Tablas 2 y 3) con respecto a la primera medición se debe a la falta de la parcela 23 que registró uno de los mayores valores en este componente (1,043 t/ha). La disminución de la biomasa viva de los árboles entre las dos mediciones se debe, ante todo, al efecto de la mortalidad, acentuada en la parcela 19 que tuvo la más alta biomasa (939,842 t/ha en 1999/2000), pero que en el período entre las mediciones sufrió la mortalidad de un árbol gigante, reduciendo su biomasa en 274,890 t/ha. En los bosques secundarios los componentes de la biomasa viva mantuvieron una participación similar con respecto a la biomasa total registrada en la primera medición. En cuanto a la necromasa los datos de los detritos gruesos y finos son los mismos de la primera medición. Las diferencias observadas entre las Tablas 2 y 3 se deben a que en las parcelas cortadas o no medidas en la segunda medición, no se tuvieron en cuenta estas variables para el promedio de estos componentes en la segunda medición.

Los árboles muertos en pie si aumentaron en biomasa por un factor de 4 en los bosques secundarios y de casi 5 en los bosques primarios. El altísimo coeficiente de variación de esta mortalidad en los bosques primarios (326,48%), indica que este es un fenómeno concentrado en unas pocas parcelas, o gregario, como ya se había mencionado en el caso de la parcela 19. En los bosques secundarios el fenómeno se encuentra distribuido de manera más aleatoria.

La biomasa muerta en pie en los bosques primarios es similar a la de la literatura para bosques húmedos

tropicales (Saldarriaga 1994, Álvarez 1993, Hughes *et al.* 1999); lamentablemente, pocos autores registran este tipo de información. En cuanto a los bosques secundarios los resultados de Saldarriaga (1994) y Hughes *et al.* (1999) muestran biomasa muerta en pie para bosques menores de 20 años, entre dos y cinco veces superiores de los aquí registrados. Esto puede atribuirse a las bajas tasas de crecimiento de los bosques secundarios del área del proyecto, asunto que se discutirá más adelante y, por tanto, a las pequeñas dimensiones de los árboles.

En cuanto a las raíces se deben hacer estos comentarios. En los bosques primarios las raíces gruesas no cambiaron por cuanto esta cifra correspondió a la extracción de estas raíces en 20 calicatas de un metro cúbico cada una (1m x 1m x 1m), establecidas en igual número de parcelas permanentes, buscando correlacionar su peso seco con el área basal medida en una parcela puntual, empleando el Relascopio de Bitterlich. Al no obtenerse relación significativa entre las dos variables (Sierra 2001), se optó por asignar igual peso en ambas mediciones. Por esta razón, al compararlas (Tabla 2 y Tabla 3), las raíces de los bosques primarios parecen menos dinámicas que las de los secundarios en las que se empleó la ecuación 3 (Tabla 1).

En cuanto al comportamiento del carbono en el suelo se emplearon los mismos datos de la primera medición.

Existencias de biomasa aérea y carbono en los rastrojos bajos

Después del abandono de los potreros, o mejor, porque la ganadería continuó accediendo a estas áreas, cuando se dejan enmalezar, como en efecto sucedió, empiezan a aparecer numerosas plantas herbáceas y leñosas así como arbustos, en gran profusión pero de pequeño tamaño. También se encontraron a veces allí árboles pioneros típicos de pequeño tamaño pertenecientes al género *Vismia*, así como numerosas Melastomataceae que tratan de emerger entre una maraña de helechos (*Pteridium aquilinum*) de cortadera (*Scleria* sp) y de pastos que empiezan a morir por la poca iluminación que reciben. El dosel en este tipo de cobertura generalmente se encuentra por debajo de 2,0 m de altura. A esta cobertura se ha denominado generalmente rastrojo bajo.

Teóricamente no deberían existir estos rastrojos en las propiedades de EPM, por cuanto ya hace seis años compró los últimos predios, tiempo suficiente al menos para el establecimiento de un incipiente bosque secundario. Si ello no es así es por estas razones: uso continuado de la ganadería, aun después de la compra

TABLA 3. Resultado del inventario de biomasa y del carbono edáfico en los cuatro compartimientos donde se almacena el carbono (biomasa aérea viva, necromasa, raíces y suelo), tanto para los bosques primarios como secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porco II. Segunda medición: 2000-2001.

	Bosques Primarios						Bosques Secundarios					
	Biomasa aérea viva (t/ha)											
	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total
\bar{x}	212,285	9,648	11,926	2,761	0,634	237,255	49,888	0,000	0,613	0,633	0,895	52,029
N	32	32	32	32	32	32	73	73	73	73	67	73
%CV	54,63	166,41	155,74	88,91	59,37	45,68	60,22	-	159,13	159,13	63,64	61,63
	Necromasa (t/ha)											
	En Pie	Hojarasca fina	Detritos gruesos	Total	En Pie	Hojarasca fina ^a	Detritos gruesos ^a	Total				
\bar{x}	12,805	6,095	6,101	25,001	1,694	4,951	2,088	8,733				
N	32	32	30	32	73	67	67	73				
%CV	326,48	20,11	120,81	184,29	121,59	41,37	205,54	69,68				
	Raíces (t/ha)											
	Raíces gruesas ^a	Raíces finas	Total	Raíces gruesas	Raíces finas	Total						
\bar{x}	38,774	18,191	56,965	11,182	11,205	22,387						
N	20	32	34	73	73	73						
%CV	109,61	18,57	94,4	64,11	19,98	41,68						
	Carbono en el suelo (t/ha) ^a											
	%C	ρ (t/m ³)	Total	%C	ρ (t/m ³)	Total						
\bar{x}	2,978	1,117	99,248	2,34	1,335	93,6						
N	35	35	35	74	74	74						
%CV	7,91	7,91	16,45	6,42	6,42	23,18						

^a Se emplearon los mismos datos del inventario 1999-2000 de la Tabla 1.

TABLA 4. Biomasa aérea viva y necromasa de los rastrojos bajos en t/ha. Se incluyen también las tasas medias (t ha⁻¹ a⁻¹) de ambas. Edad estimada 2,5 años.

	Biomasa aérea viva	necromasa
\bar{x}	5,437 (2,433) ^a	6,308 (2,822) ^a
Tasa medias	2,175	2,523
D.E. ^b	1,503	4,049
%C.V. ^c	27,65	64,20

^a Equivalente en carbono, con un porcentaje de 44,75.

^b Desviación estándar.

^c Coeficiente de variación.

de los terrenos por EPM; uso del fuego para favorecer los pastos; excesiva degradación del suelo.

Para evaluar las tasas de acumulación de biomasa y carbono en estos rastrojos bajos, se determinó la biomasa viva y la necromasa por el método de la cosecha en 10 parcelas de 25 m² cada una. En la Tabla 4 se presentan los resultados para este tipo de coberturas tanto para la biomasa anhidra viva como muerta y las tasas medias de aumento de la biomasa, estimando la edad promedio de estos rastrojos en 2,5 años.

A los dos y medio años la biomasa aérea viva sólo registra 5,437 ± 1,503 t/ha (± es la desviación estándar) de biomasa seca, y 2,175 t ha⁻¹ a⁻¹ de tasa media anual de incremento neto. Una cifra similar se obtuvo para la biomasa muerta: 6,308 ± 4,049 t/ha y 2,523 t ha⁻¹ a⁻¹ de tasa media anual de incremento.

Aunque se dispone de pocos datos de la literatura para comparar, Fontaine *et al.* (1978) citan tasas medias de incremento de la biomasa viva en Filipinas de 15,6 t ha⁻¹ a⁻¹ a los 2,5 años y en Guatemala de 7,10 t ha⁻¹ a⁻¹. En Borneo Hashimoto *et al.* (2000) encontraron a los 2,5 años 10,816 t ha⁻¹ a⁻¹. Sánchez (1976) cita datos de Yangambi, Zaire, que permiten estimar una acumulación media de biomasa a los dos años y medio de 12,8 t ha⁻¹ a⁻¹. Los resultados del área del proyecto son casi tres veces menores que la más baja de las cifras citadas. De hecho, las tasas de acumulación de biomasa son comparables con las de algunas sabanas naturales (Koechlin 1979), y no con las fases más tempranas del desarrollo de barbechos en los procesos de sucesión secundaria de las zonas tropicales húmedas. Aquí, como en los bosques secundarios, no parece haber explicación distinta del agotamiento de unos suelos, de hecho pobres, así como de su compactación producto de una ganadería extensiva y de prácticas de manejo, que como la quema, son supremamente destructivas.

La biomasa muerta se ha acumulado a tasas medias un poco mayores que la viva (2,523 t ha⁻¹ a⁻¹), pero es difícil compararla con otras investigaciones por no haberse encontrado información de este compartimiento en la literatura. La suma de estos compartimientos (viva más necromasa) es una buena aproximación de la productividad primaria neta de la biomasa aérea, 4,698 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa. Por tanto, la tasa de acumulación de carbono es 2,102 t ha⁻¹ a⁻¹.

Tasa anual de incremento neto de las raíces (TINR)

Para los bosques secundarios la tasa de incremento neto de las raíces gruesas se determinó así: Sierra (2000) ajustó la relación alométrica entre la biomasa de las raíces gruesas en función del diámetro de los árboles

secundarios (ecuación 3, Tabla 1). Por tanto, al aplicar esta ecuación a las dos mediciones de los diámetros de cada una de las parcelas permanentes, se obtienen las tasas de aumento periódico de las raíces gruesas. Estas se llevan linealmente a tasa anual y se ajustan por el factor de expansión previamente citado según se trate de la subparcela o de la parcela. En la Tabla 5 se presentan los resultados promedios para todas las parcelas de bosques secundarios.

Para los bosques primarios, como ya se había mencionado, la regresión entre el peso de las raíces extraídas de las calicatas y el área basal no funcionó. Al aplicar el mismo valor para ambas mediciones, las raíces gruesas tendrían una tasa de cambio nula, subestimándose este componente. Por esta razón se empleó la ecuación 4 (Tabla 1) que cubre gran parte del rango de área basal de los bosques primarios. Con base en esta ecuación los cambios de área basal de parcelas permanentes producidos entre las dos mediciones, permiten estimar los cambios de la biomasa de las raíces gruesas, los cuales se ajustan linealmente a un año. Los promedios para todas las parcelas se presentan en la Tabla 5.

Para estimar la tasa de cambio de las raíces finas se empleó la ecuación 5 (Tabla 1) válida tanto para bosques primarios como secundarios. Mediante esta ecuación los cambios en las raíces finas se asocian con cambios en el área basal. Como en los casos anteriores, estas cifras se expresan linealmente en t ha⁻¹ a⁻¹.

En la Tabla 5 aparecen los resultados de las tasas anuales de incremento neto de las raíces. Los bosques primarios y secundarios presentaron tasas muy similares (1,816 t ha⁻¹ a⁻¹ vs. 1,718 t ha⁻¹ a⁻¹, respectivamente), pero cuando se calculan las tasas específicas o relativas las raíces de los bosques primarios sólo crecen 3,2% ([1,816/56,382] 100), en tanto que las raíces de los bosques secundarios lo hacen al 8,4% ([1,718/20,481] 100). Ello confirma que los bosques secundarios asignan proporcionalmente más energía fotosintética al crecimiento radical que los primarios.

Tasas anuales de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) y del carbono contenido en ella

Para este cálculo se revisó la clásica aproximación de Beers (1962). De las cinco diferentes versiones mencionadas por este autor para el estudio de las tasas de crecimiento, cuando se monitorea el crecimiento de las plantas individualmente, la más lógica parece ser, para el balance anual de la biomasa y del carbono, la tasa de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA)

$$TINBA = \Delta_s + I - C - M,$$

TABLA 5. Tasas anuales netas de incremento de las raíces gruesas, finas y totales (TINR) en $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ para los bosques primarios y secundarios. Período: 1999/2000-2000/2001.

	Bosques primarios			Bosques secundarios		
	Δrg^a	Δrf^b	$TINR^c_1$	Δrg	Δrf	$TINR^d_2$
\bar{X}	1,410	0,406	1,816	1,282	0,437	1,718
<i>N</i>	32	32	32	73	73	73
%CV	65,78	65,74	65,75	65,06	60,32	63,77

^aTasa anual de incremento neto de las raíces gruesas.

^bTasa anual de incremento neto de las raíces finas.

^cTasa anual de incremento neto de las raíces (gruesas + finas) de los bosques primarios.

^dTasa anual de incremento neto de las raíces (gruesas + finas) de los bosques secundarios.

donde: Δ_s = cambio de biomasa de las plantas sobrevivientes; o sea aquellas vivas en ambas mediciones, estimadas con los diámetros correspondientes a la segunda medición, menos los de la primera medición,

I = biomasa de los árboles que superaron el diámetro mínimo establecido en la primera medición, registrado en la segunda medición,

C = biomasa de los árboles cortados entre dos mediciones,

M = biomasa de los árboles muertos entre dos mediciones.

Pero un análisis más detallado de esta fórmula revela imprecisiones e inconsistencias, a pesar de su amplio uso hasta la actualidad como se deduce de su inclusión en la última edición del Forestry Handbook (Bell et al. 1984: 343). De acuerdo con las instrucciones de Beers (1962), los ingresos (I) entrarían con la biomasa correspondiente al diámetro registrado en la segunda medición, cuando los diámetros de las plantas de una parcela permanente se miden en dos ocasiones distanciadas en el tiempo; así, si el diámetro mínimo registrado fuese de 10 cm, un árbol que no superase ese límite en la primera medición y que en la segunda apareciese como ingreso con $D = 10,5$ cm, acumularía la biomasa correspondiente a un árbol de 10,5 cm de diámetro. No obstante, si un árbol tenía en la primera medición $D = 10$ cm y en la segunda medición su diámetro fuese $D = 10,5$ cm, sólo acumularía en biomasa la diferencia entre estas dos biomasa: la correspondiente a 10,5 cm de diámetro menos la correspondiente a 10 cm de diámetro, cifra muy inferior a la del árbol ingresado. Lo lógico no es sumar I sino ΔI , siendo esta cifra la diferencia entre la biomasa correspondiente al diámetro observado en la segunda medición (10,5 cm) y la del diámetro límite (10 cm en este ejemplo).

En el caso de las plantas muertas sucede lo siguiente: cuando estas plantas no se encuentran en pie en la segunda medición, se descuenta el total de la biomasa por cuanto $M = \Delta M$ y $\Delta M = 0 - D_1$ (la biomasa correspondiente al diámetro en la segunda medición es cero, en razón de que $D_2 = 0$). La planta muerta que yace en el suelo se evalúa en el compartimiento de detritos de madera gruesa (DMG) si $D > 2$ cm, y en la hojarasca fina si $D \leq 2$ cm. Pero si la planta permanece muerta en pie debe monitorearse su diámetro y sumar algebraicamente ΔM a la biomasa correspondiente al diámetro en la segunda medición (D_2), menos la biomasa correspondiente al diámetro en la primera medición (D_1). Con frecuencia los árboles muertos en pie, al irse descomponiendo disminuyen su diámetro; entonces $D_2 < D_1$, luego el ΔM será negativo; pero también puede ser que $D_2 > D_1$ y, por tanto, que se sume una biomasa muerta. Este procedimiento es mucho más lógico que la propuesta de Beers (1962), sobre todo cuando, como en este caso, se trata de determinar el balance del carbono contenido en la vegetación. En efecto, aunque la planta esté muerta ello no significa que no contenga carbono, o que éste se halla emitido instantáneamente a la atmósfera en forma de CO_2 , una vez la planta murió.

Mientras se conoce más sobre el proceso de descomposición de los árboles y otras plantas muertas en pie, se ha empleado para estimar su biomasa 70% del valor estimado con la correspondiente ecuación de biomasa. Ello se sustenta tanto en estudios previos (Márquez & Roy 2000), como en el hecho de que los árboles muertos en pie pierden rápidamente su follaje y luego sus ramas. Según la información local (Zapata 2001), aproximadamente 70% de la biomasa de los árboles del área de estudio corresponde a los tallos. Este es, en

consecuencia, un tratamiento conservador en términos de evaluar el bosque como sumidero de carbono.

En cuanto a las plantas cortadas, al no disponerse del segundo diámetro, se descuenta la totalidad de la biomasa correspondiente al diámetro inicial. Esto tiene lógica por cuanto desde el punto de vista del bosque, los árboles cortados generalmente salen de él y, por tanto, su carbono. Igualmente, dentro del IPCC (Houghton et al. 1990) los árboles cortados se tratan como emisión instantánea, aproximación muy conservadora que sólo podría aplicarse en rigor, si la biomasa se empleara para dendroenergía. Para otros usos se debería determinar la vida útil de los productos obtenidos, asunto del que se adolece de información. Por tanto, este descuento conlleva un análisis conservador en proyectos forestales donde los bosques actúan como sumideros de carbono. Con base en lo expresado se ha optado por estimar la TINBA así

$$TINBA = \Delta S + \Delta I - C + \Delta M.$$

Como el lapso de tiempo entre las dos mediciones de cada una de las parcelas (período: 1999/2000 y 2000/2001) en algunas parcelas fue inferior a un año (365 días) y en otras superior, cada parcela se ajustó linealmente a un año. En los bosques primarios en los cuales se midieron todas las plantas con $D \geq 10$ cm en 0,1 ha, el resultado se extrapoló a 1ha linealmente. De igual manera, en los bosques secundarios donde se midieron todas las plantas con $D \geq 5$ cm en 0,05 ha, se extrapoló linealmente su biomasa a una hectárea. Así todas las unidades se expresan en $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$.

El tratamiento para las subparcelas de 100 m² establecidas en los bosques primarios y de 25 m² establecidas en los secundarios, fue el siguiente: en los bosques primarios se midieron en estas subparcelas las plantas con $1\ cm \leq D < 10\ cm$. Luego, a una planta que ingresó en la segunda medición con diámetro $1\ cm < D_2 < 10\ cm$, su ΔI se estima con la biomasa correspondiente a D_2 , menos la biomasa correspondiente a $D_1 = 1\ cm$ (diámetro límite de registro en la subparcela), multiplicado este resultado por 100 para ajustar a 1 ha. Ahora bien, una planta que se encontraba en la subparcela en la primera medición ($1\ cm < D_1 < 10\ cm$) y que en la segunda medición registró un $D_2 > 10\ cm$, su cambio de biomasa se determina así: se calcula el entre las biomásas correspondientes a $D_2 = 10\ cm$ y D_1 . El resultado se multiplica por 100. Luego se calcula el ΔI (ingreso a la parcela de 0,1 ha) como la biomasa correspondiente a $D_2 > 10\ cm$, menos la biomasa correspondiente a $D_1 = 10\ cm$. Este resultado se multiplica por 10 para obtener los resultados en términos de hectárea. Un razonamiento similar se aplica para ΔM .

Igual procedimiento se aplica para los bosques secundarios, pero teniendo en cuenta que el diámetro límite no es 10 cm sino 5 cm, y que los factores de expansión son 400 (10.000 m²/25 m²) para las subparcelas y de 20 (10.000 m²/500 m²) para las parcelas.

En la Tabla 6 se presentan los promedios anuales por tipo de planta y los totales de la TINBA para los bosques primarios. En los bosques primarios las plantas leñosas (árboles), responden por 85,6% de la TINBA, el resto básicamente corresponde a las palmas (12,4%) y los bejucos 2%; o sea, si se hubiesen monitoreado las palmas con base en su diámetro, no se hubiese detectado el 12,4% de la TINBA, o unas 1,5 t ha⁻¹ a⁻¹.

El valor de la TINBA obtenido (12,006 t ha⁻¹ a⁻¹) es realmente muy alto, superior a treinta y nueve registros revisados por Clark et al. (2001) para bosques tropicales viejos (old-growth) quienes registran tasas entre 0,3 y 3,8 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono versus los datos de esta investigación de 5,37 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono (12,006 x 0,4475). Phillips et al. (1998) encontraron en 478 parcelas en bosques maduros imperturbados del trópico húmedo, los cuales teóricamente deberían tener una tasa neta de incremento igual a cero, que estos bosques crecieron a una tasa media de $0,38 \pm 0,22\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ de carbono (son los límites de confianza al 95%). El efecto de fertilización del CO₂ atmosférico producido por la combustión de combustibles fósiles, parece ser una de las causas para que estos bosques no se encuentren en el equilibrio esperado. La razón para que estos bosques tengan tan altas tasas de incremento de biomasa seca (y de carbono) hay que buscarla en su historia. Aun hoy, cuando estos bosques son vigilados por los guardabosques de EPM, se presentan aprovechamientos furtivos de las especies maderables más valiosas y útiles, así como de las palmas con el fin de extraer su dura madera (macana), las fibras de sus hojas para hacer escobas y el renuevo foliar para los llamados "ramos benditos" durante las semanas santas. En el pasado esto debió haber ocurrido con mayor intensidad por la escasa o nula vigilancia que de ellos se hacía. La existencia de maderas valiosas tan cerca de una gran metrópoli como Medellín, que las demanda hábidamente para las industrias del mueble y de la construcción, son una presa muy codiciada por los traficantes de madera. Las evidencias encontradas, representadas por tocones de árboles y palmas cortadas y de entables de aserraderos, llevan a considerar estos bosques como primarios intervenidos, lejos de su condición de equilibrio dinámico. Teóricamente los bosques aumentan su biomasa siguiendo una función

sigmoideal. Cuando los bosques han permanecido inalterados por mucho tiempo (más de 200 años en la Amazonia según Saldarriaga 1994), su biomasa se encuentra muy cerca de la asíntota de la curva. La intervención selectiva de los bosques reduce su biomasa hasta la zona de mayor pendiente de la curva, el bosque se recupera entonces a tasas muy altas de incremento de la biomasa aérea y subterránea hasta alcanzar, de nuevo, el equilibrio perdido, proceso que puede durar varias décadas (Botkin 1993). Esta es la situación de los bosques primarios intervenidos de Porce.

Es preferible llamarlos primarios intervenidos y no maduros como se usa en la literatura anglófona en oposición lógica a los secundarios. En los primarios, aparentemente no ha habido en los últimos siglos una intervención antrópica o evento natural que halla eliminado totalmente estos bosques para dedicar el suelo, durante prolongados lapsos de tiempo, a otros usos. Quizá sólo la intervención indígena en pequeñas chagras de las que el bosque se recupera relativamente rápido. Las intervenciones selectivas aunque reducen la biomasa del bosque así como su valor económico y

estético, mantienen en gran medida la estructura y el funcionamiento del ecosistema boscoso, pero no su madurez, concepto que parece aludir el equilibrio dinámico perdido por las intervenciones localizadas. Por el contrario, los bosques secundarios surgen después de intervenciones extensas y prolongadas de la cubierta original para dedicar el suelo a otros usos, generalmente la ganadería y la agricultura, y al ulterior abandono de este nuevo uso. Los bosques sucesionales son, al menos en el trópico húmedo, diferentes en estructura y función de los primarios, situación que puede ser permanente o durar muchas décadas (Finegan 1997, Sips 1997).

En la Tabla 7 se resumen los resultados de la tasa de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) de los bosques secundarios. La TINBA de los bosques secundarios arrojó cifras bajas ($6,190 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) si se comparan con las citadas por Sánchez (1976), Fontaine et al. (1978), Ortiz (1997) y Hughes et al. (1999), pero son similares a los promedios de Saldarriaga (1994) a los 10 años. La TINBA de los bosques secundarios en términos absolutos resultó ser casi la mitad de la de los bosques primarios, representada en 98,0% por arbustos y árboles

TABLA 6. Tasa anual de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) en $\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ desde el diámetro normal $D \geq 1 \text{ cm}$, de 32 parcelas permanentes en bosques primarios. Período: 1999/2000 – 2000/2001. Nota: Á. = árboles y otras plantas erectas leñosas, excepto palmas, con $D \geq 1 \text{ cm}$; P.M.L. = palma mil pesos (*Oenocarpus bataua*); O.P. = otras palmas; B = bejucos con $D \geq 1 \text{ cm}$.

	Δ Sobrevivientes				Δ Ingresos				Δ Muertos				Cortados			TINBA	
	A.	P.M.P	O.P	B.	A.	P.M.P	O.P	B.	A.	P.M.P	O.P	B.	A.	P.M.P	O.P		B.
\bar{x}	9,049	0,113	0,528	0,164	1,168	0,291	0,498	0,060	0,070	0,161	0,008	0,031	0,000	0,131	0,000	0,004	12,006
%CV ^a	35,68	152,2	143,4	161,1	262,5	321,4	290,6	377,0	545,7	554,6	439,5	608,8		565,7		565,7	36,63
Σ^b		9,854				2,017				0,270				0,135			

^a Coeficiente de variación.

^b $9,854 + 2,017 + 0,270 - 0,135 = 12,006$

TABLA 7. Tasa anual de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) en $\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ desde el diámetro normal $D \geq 1 \text{ cm}$, de 73 parcelas permanentes en bosques secundarios. Período: 1999/2000 - 2000/2001. Nota: Á. = árboles y otras plantas erectas leñosas, excepto palmas, con $D \geq 1 \text{ cm}$; O.P. = otras palmas; B = bejucos con $D \geq 1 \text{ cm}$.

	Δ Sobrevivientes			Δ Ingresos			Δ Muertos			Cortados			TINBA	
	A.	O.P	B.	A.	O.P	B.	A.	O.P	B.	A.	O.P	B.		
\bar{x}	5,909	0,032	0,172	0,102	0,00	0,036	-0,002	0,00	-0,001	0,058	0,00	0,00	6,191	
%CV ^a	55,8	839,3	170,3	299,4		825,2	838,6		109,2	584,7			55,95	
Σ^b		6,113			0,138			-0,003			0,058			

^a Coeficiente de variación.

^b $6,113 + 0,138 - 0,003 - 0,058 = 6,191$

(árboles en la Tabla 7). No obstante, la TINBA relativa de los bosques secundarios ($[6,190/45,823] 100$), 13,5%, más que duplica la de los primarios ($[12,006/233,494] 100$), que es 5,1%.

Resulta interesante y útil en la práctica constatar que el coeficiente de variación de la biomasa aérea total, tanto en la primera como en la segunda medición, es muy superior (Tablas 2 y 3) que el de las tasas anuales de incremento de la biomasa aérea total, tanto para bosques primarios como secundarios (Tablas 6 y 7). Por ello, si se recalculara el tamaño de la muestra éste habría sido más bajo que el encontrado (Berrouet & Loaiza 2001), o los límites de confianza habrían resultado mucho más cercanos a la media.

Tasas anuales de incremento neto de la biomasa total (aérea más subterránea)

Con base en la información aportada en las Tablas 5 y 6, la tasa anual de incremento neto de la biomasa total (TINBT1) en los bosques primarios es la suma de su TINR1 (Tabla 5) más la TINBA, (Tabla 6), o sea 13,822 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa anhidra o 6,185 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono. Para los bosques secundarios (Tablas 5 y 7) resulta ser 7,909 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa anhidra, o 3,539 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono.

Con base en información secundaria y algunas suposiciones conservadoras es posible estimar la productividad primaria neta (PPN) de estos dos tipos de bosques. Empleando la información de Clark et al. (2001), se relacionaron los diez datos de parcelas más parecidos por su biomasa aérea a los bosques primarios de este estudio (los bosques con biomasa aérea entre 206 t/ha y 249,7 t/ha en promedio). En estos bosques el promedio de pérdida por consumidores fue de 0,41 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono, lo cual equivale a 0,82 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa, empleando el mismo factor de Clark et al. (C = 50% de biomasa). En estas parcelas los compuestos orgánicos volátiles promediaron 0,22 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono; o sea 0,44 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa.

Si se asume que en términos de hojarasca fina estos bosques se encuentran en equilibrio, como supuesto conservador por cuanto con la ecuación propuesta por Brown & Lugo (1982) basada en la temperatura y la precipitación se estimarían 9 t ha⁻¹ a⁻¹ (temperatura promedio 22,8 C, precipitación 3000 mm anuales), y si se tiene en cuenta que el promedio pantropical de hojarasca caída en los bosques tropicales húmedos es de 9,5 0,74 t ha⁻¹ a⁻¹ (los límites de confianza al 95%) (del Valle 2000a), entonces la hojarasca fina registrada en la Tabla 3 debe equivaler al aporte anual de hojarasca (6,095 t ha⁻¹ a⁻¹). Por tanto, la PNN de los bosques primarios

sería 21,177 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca que, en términos de los datos de Clark et al. (2001), se encuentra en el tercio inferior pantropical.

De igual manera, tomando la información de la pérdida por consumidores y por sustancias volátiles de las cinco parcelas de biomasa más baja (44,8 t/ha), la pérdida por consumidores se estima en 0,3 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono (0,6 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa) y la pérdida por sustancias volátiles en 0,2 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono (0,4 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa). Si como mínimo los detritos finos caídos equivalen a los encontrados en el piso (4,951 t ha⁻¹ a⁻¹ Tabla 3), la PPN para los bosques secundarios sería 13,860 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca, localizándose también en el tercio inferior del rango pantropical de Clark et al. (2001).

Agradecimientos

Esta investigación se realizó dentro de la línea de investigación Bosques y Cambio Climático, proyecto “Eficiencia de las Coberturas en la Asimilación de CO₂, Central Hidroeléctrica Porce II”, dirigido por los autores y cofinanciado por las Empresas Públicas de Medellín E.S.P. y la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Contrato 3/DJ-1367/17, Acta 19.

Literatura citada

- ALEM DAG, I. S. 1980. Manual of data collection and processing for the development of forest biomass relationship. Canadian Forest Service, Patayaw National Forest Institute, Information Report PI – 4.
- ÁLVAREZ, E. 1993. Composición florística, estructura y biomasa de un bosque inundable en la Amazonia colombiana. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Medellín.
- ATTIWILL, P. M., AND J. D. OVINGTON. 1968. Determination of forest biomass. *Forest Science* 14: 13 – 15.
- BEERS, T.W. 1962. Components of forest growth. *Journal of Forestry* 60: 245 – 248.
- BELL, J.F., A. L. EK, H.C. HITCHCOCK, K. L. MACMILLAN, CH. I. MILLER, AND J. W. MOSER. 1984. Section on timber measurement. In K. F. Wenger (Ed.). *Forestry Handbook*, pp. 253 – 360. Wiley & Sons, New York.
- BERROUET, L. M., Y L. M. LOAIZA. 2000a. Cálculo del tamaño de muestra. In S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). *Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂*. Informe de Actividades N° 7, pp. 16 – 27. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

- BERROUET, L. M., Y L. M. LOAIZA. 2000b. Relaciones alométricas. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades N° 7, pp. 29 – 37. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- BOTKIN, D. B. 1993. *Forest Dynamics : An ecological model*. Oxford Univ. Press, Oxford, U. K.
- BROWN, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO Forestry Paper 134, FAO, Rome.
- BROWN, S., AND A.E. LUGO. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161-187.
- _____. 1985. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forestry Research* 16: 390-394.
- CLARK, D. A., S. BROWN, D. W. KICKLIGHTER, J. Q. CHAMBERS, J. R. THOMLINSON, J. NI, AND E. HOLLAND. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11 (2): 371 – 384.
- CLARK, D.B., AND D. A. CLARK. 2000. Landscape – scale variation in forests structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 137: 185 – 198.
- COLORADO, G. J. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea para los árboles de los bosques secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (en preparación).
- DEL VALLE, J. I. 2001a. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina en bosques pantanosos, Colombia. Sometido a la Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.
- DEL VALLE, J. I. 2001b. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. Sometido a *Biotropica*.
- DUIVENVOORDEN, J. F., AND J. M. LIPS. 1995. A land ecological study of soil, vegetation and plant diversity in colombian Amazonia. *Tropenbos, Wageningen*.
- FINEGAN, B. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques secundarios en zonas húmedas del trópico americano, recuperación de la biodiversidad y producción sostenible de madera. *In* V. Carazo y I. B. Zapata (Eds.). *Memorias del Taller Internacional sobre el Estado Actual y Potencial del Manejo y Desarrollo del Bosque Secundario Tropical en América Latina*, pp. 106 – 119. TCA, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú.
- FONTAINE, R. G., A. GÓMEZ – POMPA, AND B. LUDLOW. 1978. Secondary successions *In* Unesco/UNEP/FAO (Eds.). *Tropical Forest Ecosystems: A State – of – Knowledge Report*, pp. 216 – 232. Unesco – UNEP, París.
- GALEANO, P. E. 1995. Ecuaciones de biomasa de los bosques de Guandal: informe técnico. Programa de Investigación, Proyecto Bosques de Guandal PNUD/Col/89/011. Convenio Universidad Nacional – PNUD – Corponariño, Medellín.
- HASHIMOTIO, T., K. KOJIMA, T. TANGE, AND S. SASAKI. 2000. Changes in carbon storage in fallow forests in tropical lowland of Borneo. *Forest Ecology and Management* 126: 231-337.
- HERRERA, M. A. 2000. Biomasa de la vegetación herbácea y leñosa pequeña y necromasa en bosques primarios y secundarios. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades N° 7, pp. 103 – 118. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- HOUGHTON, G., J. G. JENKINS, AND J. J. EPHRAMES. 1990. *Climate change: the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HUGHES, R. F., J. F. KAUFFMAN, AND V. JARAMILLO. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology* 80: 1892-1907.
- IPCC. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*. <http://www.grida.no/climate/ipcc/emission/index.htm>.
- KOECHLIN, J. 1979. Phenology and primary production. *In* Unesco (Ed.). *Tropical Grazing Land Ecosystems*, pp. 118-145. Unesco/UNEP/FAO, París.
- LARA, W. 2000. Carbono orgánico en suelos de rastrojos, bosques secundarios y bosques primarios. *In* S. Orrego y J.I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades No. 7, pp.120-137. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- MACDICKEN, K.G. 1997. *A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects*. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington.
- MÁRQUEZ, L., AND A. ROY. 2000. Elementos técnicos para inventarios de carbono en uso del suelo. Fundación Solar, Guatemala.

- MÜLLER, E., y M. SOLIS. 1997. Estudios de caso: los bosques secundarios de Costa Rica. *In* V. Carazo y I. B. Zapata (Eds.). Memorias del Taller Internacional sobre el Estado Actual y Potencial del Manejo y Desarrollo del Bosque Secundario Tropical en América Latina, pp. 119 – 158. TCA, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú.
- NEWBOULD, P. J. 1967. Methods for estimating the primary production of forests. International Biological Program, Oxford.
- ORREGO, S. A., L. F. JARAMILLO, y L. M. LOAIZA. 1998. Venta de servicios ambientales: posibilidades y limitaciones para el departamento del Chocó. Fundación Espavé e Instituto de Investigaciones del Pacífico, Quibdó, Colombia.
- ORTÍZ, R. 1997. Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation activities to reduce atmospheric CO₂. Beijer Seminar, Punta Leona, Costa Rica, November 1997, 18 p.
- PHILLIPS, O. L., Y. MALHI, N. HIGUCHI, W. F. LAURANCE, P. V. NÚÑEZ, R. M. VÁSQUEZ, S. G. LAURANCE, L. V. FERREIRO, M. STERN, S. BROWN, AND J. GRACE. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long – term plots. *Science* 282: 439 – 442.
- PREBBLE, C. 1998. Cambios climáticos: el factor bosque. *Actualidad Forestal Tropical* 6: 2-5.
- PROCTOR, J. 1983. Tropical forest litterfall I. Problems of data comparison. *In* S. L. Sutton, T. C. Whitmore, and A. C. Chadwick (Eds.). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*, pp. 267-273. Blackwell Scientific, Oxford.
- ROSENZWEIG, C., AND D. HILLEL. 2000. Soils and global climate change: challenges and opportunities. *Soil Science* 165 (1): 47 – 56.
- SALDARRIAGA, J. G. 1994. Recuperación de la selva de “Tierra Firme” en el alto río Negro Amazonia Colombiana – Venezolana. Tropenbos, Colombia. Estudios en la Amazonia Colombiana, Santafé de Bogotá.
- SÁNCHEZ, P. 1976. Properties and management of soils in the tropics. Wiley & Sons, New York.
- SATOO, T., AND H. A. I. MADGWICK. 1982. Forest biomass. Martinus Nijhoff/Dr. Junk Publisher. The Hague.
- SIERRA, C. 2001. Biomasa radical de los bosques secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (en preparación).
- SIERRA, C. A., Y HERNÁNDEZ, P. A. 2000. Biomasa de raíces gruesas en árboles del bosque secundario. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades N° 7, pp. 81 – 101. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- SIPS, P. 1997. Management of secondary rain forests in Latin America. *In* V. Carazo y J. B. Zapata (Eds.). Memorias del Taller Internacional sobre el Estado Actual y Potencial de Manejo y Desarrollo del Bosque Secundario Tropical en América Latina, pp. 230 – 272. TCA, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú.
- ZAPATA, M. 2000. Ecuaciones de biomasa aérea para bosques primarios. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación de CO₂, pp. 48-79. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- ZAPATA, M. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea para los bosques primarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (en preparación).

Evaluación de los Efectos del Uso de la Tierra sobre el Contenido y Flujos de Carbono en los Llanos del Orinoco

Jose J. San José¹; Rubén A. Montes²

Abstract

Evaluation of land use on carbon stocks and fluxes across the Orinoco Llanos

Across the physiognomic types of the Orinoco llanos, periodic inventories and changes in land-use between 1982 - 1992 are estimated. Results indicate that the area under pastures and forest plantations is increased by $0.005337 \times 10^6 \text{ km}^2$, whilst reducing the area of croplands by $0.000119 \times 10^6 \text{ km}^2$. This is a net increase of $0.005218 \times 10^6 \text{ km}^2$. The gross carbon release is 174.66 Tg C per year to the atmosphere and transferring from cultivated and native vegetation to wood products (1.62 Tg C per year) and slash (1.18 Tg C per year). The processes of land preparation contribute 1.40 Tg C per year to the atmosphere. From the tree savannas, woodlands and forests 0.73 Tg C per year are estimated to have been transferred to the soil following clearance and burning over this period, and 1.05 Tg C per year from herbaceous savannas when were buried and decomposed at 0.84 Tg C per year. The estimate of carbon balance here by inventories and changes in land-use approach indicates that the Orinoco llanos is a sink of -17.53 Tg C per year. The carbon turnover time in the Orinoco system is 68 years, which provide a limited route for carbon sequestration. The calculated potential of the Orinoco llanos for storing carbon is 8300 Tg C. Ecological options to achieve this potential value are addressed. However, nutrient deficiency and seasonal water supply are serious drawbacks to take into account for increasing carbon accretion. These results are particular for the Orinoco llanos, even though described processes could be similar to world-wide savannas, where a gradient exist of carbon heterogeneity exists.

Introducción

Los sistemas árbol - gramínea cubren veinte a treinta por ciento de la superficie de la tierra (Scholes y Hall, 1996), donde los árboles son los componentes predominantes en sabanas y gramíneas de estepas. La inmensa área de estas sabanas sugiere una contribución significativa a los flujos gaseosos y la economía del carbono global. Los flujos pueden acumular hasta 500 Tg C, cantidad que puede coadyuvar con el ineficaz sumidero global de carbono (Scurlock y Hall, 1998). En relación a la existencia de materia orgánica en el suelo, los pastizales representan una fuente de carbono de 200

- 300 Pg C (Scurlock y Hall, 1998), con una gama de 10 a 30 por ciento del sumidero global de carbono (Eswaran et al., 1993).

Las extensas áreas ocupadas por sabanas, incluyen una amplia gama de tipos fisionómicos que ocurren bajo diferentes características climáticas de tierras, sometidas a un nivel variante de interferencia humana. Sin embargo, el efecto de la heterogeneidad de sabanas sobre la economía del carbono global ha sido escasamente considerado. Actualmente, la presión humana sobre los recursos de la sabana, a través de los efectos del fuego, ganadería, prácticas agrícolas y la

¹Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Apartado 21827, Caracas 1020-A, Venezuela. E-mail: jsanjose@oikos.ivic.ve

²Departamento de Estudios Ambientales, Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080-A, Venezuela. E-mail: rmontes@oikos.ivic.ve

extracción de recursos ocurren en asociación con una densidad de población sobre 24 personas por km² (Weiner, 1979). El impacto del uso de las sabanas y bosques ha resultado en una degradación significativa de la vegetación y el suelo, con una pérdida neta de carbono de los ecosistemas a la atmósfera, y por consiguiente, en muchos casos en la desertificación.

Existe una controversia acerca del papel de las sabanas como fuentes o sumideros de carbono en la economía global del carbono. Un análisis basado en el cambio del uso de la tierra indicó que las sabanas son una fuente de carbono (Houghton, 1995); sin embargo, Parton et al. (1995) y Scurlock y Hall (1998) han estimado que las sabanas del mundo pueden secuestrar hasta 500 Tg C de carbono por año. Estas estimaciones se basan en diferentes propuestas metodológicas. Las proposiciones apoyadas en el cambio del uso de la tierra esta dirigida a una porción del flujo neto de carbono, mientras que la evaluación de inventarios de vegetación representa un acercamiento complementario, el cual incluye los cambios inadvertidos (Houghton, 1995).

El objetivo del presente trabajo es inventariar las reservas de carbono en las vegetaciones del Orinoco y evaluar hasta que punto las prácticas desarrolladas están afectando los sumideros y flujos del carbono en esta cuenca heterogénea. Estos resultados pueden ayudar a aumentar nuestra comprensión del equilibrio de carbono neto en estos pastizales y manejar el cambio global previsto.

1. - Materiales y métodos

1.1. - En la estimación de las fuentes y flujos de carbono en las vegetaciones nativas y cultivadas

El análisis es basado en los tipos fisionómicos de las vegetaciones nativas y cultivadas encontradas en los llanos del Orinoco (0.39 x 106 km²), las cuales incluye: a) la región norte delimitada por el sistema de la costa caribeña (8° 56' N; 67° 25' W) y el río Orinoco (7° 46' N; 64° 25' W) y b) la región occidental, localizada entre las latitudes 3° y 6° N, al este de la cordillera andina, y entre las latitudes 71° y 68° W en el margen occidental del río Orinoco. Los suelos son Oxisols y Ultisols, de acuerdo con el U.S. Soil Taxonomy System. En este trabajo se incluyen los inventarios de vegetación y los cambios en el uso de la tierra. Así, se agruparon los tipos fisiológicos de la vegetación nativa en cuatro clases del dosel. Estas clases fueron: a) las sabanas herbáceas con menos del 10 por ciento cubierto de árbol, y representadas por

veintiún sitios (n = 21), b) sabanas arboladas con 10 - 50 por ciento cubierto por plantas leñosas y una capa de graminea desarrollada (n = 13), c) los bosquetes con 50 - 100 por ciento cubierto de árbol y una capa del graminaceous esparcido (n = 6) y d) los bosques semi-decuidos con 100 por ciento cubierto de árbol (n = 5). Para cada tipo fisionómico, la selección del sitio fue basada en un estudio que incluyó la heterogeneidad del paisaje. Esto comprende mesetas disectadas, eólicas y conservadas así como llanuras colluviales - aluviales que se formaron de los materiales de detritos acumulados durante las primeras etapas del Pleistoceno, en una formación geológica conocida como Mesa. Se seleccionaron las unidades del paisaje con base a mapas, fotografías aéreas y viajes de campo a través de la cuenca del Orinoco. Además de la vegetación nativa, se analizaron los sistemas modificados por actividades humanas. Para cada grupo fisionómico, se evaluaron desde 1982 hasta 1992, las tasas de cambios del uso de la tierra siguiendo las variaciones inducidas por la actividad humana, relacionadas con el aclareo de la vegetación nativa para el establecimiento de pastizales, cultivos y plantaciones forestales. También, se evaluaron los cambios dinámicos de cultivos a pastizales y de pastizales a vegetación nativa (re-crecimiento) durante el mismo periodo.

1.2. - Cambios en las comunidades nativas debido al uso de la tierra

Los cambios en el uso de la tierra entre 1982 y 1992 fue evaluado haciendo uso de imágenes del satélite de LANDSAT (Escáner Multi-espectral y Mapper Temático). Estas imágenes han sido usadas para elaborar mapas de vegetación y definir los sistemas agrícolas de Venezuela y Colombia. La información cartográfica resultante fue corroborada por viajes de campo a través de los llanos del Orinoco.

1.3. - Inventarios temporales de vegetación nativa

En cada sitio de estudio, se estimó el contenido de carbono y su fluctuación a partir de los inventarios de vegetación nativa, incluyendo el efecto del fuego y la ganadería. Se cuantificó la cantidad de carbono liberado por la vegetación nativa hacia la atmósfera, a través de: a) la quema, b) materiales de la combustión de la vegetación y c) la descomposición. Se calculó el flujo neto de carbono como la suma de estos valores menos el carbono absorbido por la vegetación nativa. Los valores negativos representan la pérdida de carbono hacia la atmósfera. La tasa de renovación de carbono es

considerada como la proporción del intercambio de carbono neto anual y su contenido en el sistema.

2. - Resultados, discusión y conclusiones

Las dos propuestas (los inventarios periódicos y cambios del uso de la tierra) indicaron que el sistema del Orinoco actúa como un sumidero de carbono (-17.53 Tg C yr⁻¹). La liberación más importante debido a las emisiones totales fue de 174.66 Tg C yr⁻¹, mientras que la absorción más significativa por la vegetación nativa y cultivada fue de -190.40 Tg C yr⁻¹, la vegetación de bosques recuperados incorporó -0.23 Tg C yr⁻¹, la reforestación -1.43 Tg C yr⁻¹ y el aumento del carbono edáfico fue de -0.13 Tg C yr⁻¹. El total representa 192.19 Tg C yr⁻¹. La absorción de carbono fue 1.10 veces más alta que la liberación de carbono. Estos resultados de intercambio del carbono corroboran las medidas micrometeorológicas realizadas en las sabanas del Orinoco (San José et al. del et., 1991). A nivel mundial las sabanas han sido consideradas como un sumidero de carbono moderado en gamas de 500 a 2,000 Tg C yr⁻¹ (Parton et al., 1995, Scholes y Hall, 1996, Scurlock y Hall, 1998). Por consiguiente, la incorporación de carbono por los llanos del Orinoco fue de 0.8 - 3.5 por ciento con relación a las estimaciones globales para las sabanas y pastizales.

Aunque el sistema del Orinoco es un sumidero de carbono moderado y la principal fuente de carbono en los trópicos es el área boscosa, el impacto por el fuego y las prácticas agrícolas en los llanos del Orinoco ha conducido a la emisión de gases de efecto invernadero, reducción en la biodiversidad y la degradación del suelo. La heterogeneidad en la distribución del carbono en los llanos del Orinoco ha ido aumentando bajo las actividades actuales de manejo. En las áreas cultivadas, el reemplazo de vegetación nativa ha llevado a una disminución en el contenido de carbono en el suelo durante un periodo unos pocos años. Esta tendencia sería reversible protegiendo el sistema de sabana, lo cual permitiría el almacenamiento de carbono en el suelo y en la biomasa. Se ha calculado que el volumen del carbono en una sabana protegida podría aumentar de 7,081 a 21,411 g C m⁻² en 51 años (San José et al. del et., 1998a). Si el área cubierta por los llanos del Orinoco (0.39 x 106 km²) en el norte de América del Sur se comporta de la misma manera como la vegetación protegida, entonces el secuestro de carbono por los bosques restaurados sería de 8,300 Tg C. Esta cantidad representa el potencial para almacenar carbono en los llanos del Orinoco. Sin embargo, el contenido actual del carbono (1,204.17 Tg C) es 14.5 por

ciento de la capacidad calculada para el secuestro del carbono. Esta diferencia podría ser debida principalmente a las emisiones del carbono, a través del efecto del fuego en la vegetación nativa y los cambios en el uso de la tierra. Fisher et al. (1994) ha calculado un sumidero de carbono para las tierras de pastoreo en Sudamérica (2.5 x 10⁶ km²) que va desde 100 a 500 Tg C yr⁻¹. Scholes y Hall (1996) han calculado un potencial para el secuestro de carbono en las sabanas del mundo de 94,300 Tg C.

El tiempo de recuperación del carbono en el sistema del Orinoco es de 68 años (-17.53 Tg C yr⁻¹ / 1,204.17 Tg C = 0.014 yr⁻¹) y por consiguiente, la cuenca provee un sumidero limitado de secuestro de CO₂. Particularmente, el valor en el compartimento del suelo (19.01 Tg C yr⁻¹ / 1,010.11 Tg C = 0.018 yr⁻¹) es un término más corto de tiempo (53 años) lo cual concuerda con los datos del Harrison et al. (1990) y Lobo et al. (1990). Ellos encontraron que el tiempo de recuperación de la materia orgánica incrementa con la profundidad del suelo y los valores fueron de 15 a 40 años en los primeros 0.10 m de la superficie y más de 100 años a una profundidad de aproximadamente 0.25 m. Batjes y Sombroek (1997) han reportado un tiempo medio de recuperación de la materia orgánica del suelo de 22 a 5,000 años. El tiempo de recuperación del suelo está relacionado con la capacidad de secuestro de CO₂ como lo muestran Tiessen et al. (1982), Tiessen et al. (1992), Trumbore et al. (1996), Bird et al. (1996) y Batjes y Sombroek (1997). Por consiguiente, la magnitud del tiempo de recuperación en los suelos del Orinoco indica que existe la capacidad para el secuestro de carbono en un plazo relativamente corto.

En los llanos del Orinoco, las emisiones del carbono atmosférico han aumentando progresivamente debido a los cambios bruscos en el uso de la tierra que han ocurrido como resultado del sobrepastoreo, quemas frecuentes y extensas y la conversión de vegetación nativa a cultivada. Por otro lado, la capacidad del sumidero de la vegetación del Orinoco está limitada por condiciones climáticas, tipo, pH, minerales y drenaje del suelo (San José et al., 1998b). Estos hallazgos se comparan favorablemente para otros sistemas (Jones, 1973; Franzmeier et al., 1985; Tate, 1992; Eswaran et al., 1993; Mausbach y Spivey, 1994; Anger y Carter, 1996; Carter, 1996; Carter et al., 1997), donde existen limitaciones serias para incrementar la eficiencia en el uso del agua. Por lo tanto, es necesario identificar las prácticas de manejo que pueden fomentar el secuestro del carbono, así como mitigar las pérdidas de carbono. Follett (1993), Kern (1994), Carter y Hall (1995), Nilsson y Schopfhauser (1995) y Houghton et al. (1993) han propuesto opciones para el secuestro de carbono. Particularmente, en los llanos del

Orinoco, las prácticas de manejo para la conservación de CO₂ podrían mejorarse usando sistemas agroforestales y agrosilvopastorales (Laarman y Sedjo, 1992; Polley et al., 1997) En suelos ácidos y oligotróficos, las estrategias deberían ser basadas en la combinación de pastizales, forrajeras/leguminosas y árboles. Los componentes leñosos podrían modificar las tasas y patrones de secuestro del carbono (Sedjo, 1983,; McPherson et al., 1993; Belsky et al., 1989), concentración de nutrimentos y almacenamiento de agua (Belsky et al., 1993; Schlesinger et al., 1990; Joffre y Rambal, 1993,; Stock et al., 1995); así como reducir la erosión del suelo (Castaño y Lugo, 1984), proteger la biodiversidad (Sedjo, 1983) y mejorar el microclima (Belsky et al., 1993). Por consiguiente el secuestro del carbono puede ser logrado por el manejo adecuado, sin embargo, es necesario tomar en cuenta la capacidad y estructura socio - económica de la región (San José, 1995).

Referencias

- Angers, D.A., Carter, M.R., 1996. Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. In: Carter, M.R., Stewart, B. A., (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton. Florida. pp. 193-211.
- Batjes, N.H., Sombroek, W.G., 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology* 3, 161 - 173.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J., Ali, A.R., Mwangi, S.M., 1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *J. Appl. Ecol.* 26, 1005 - 1024.
- Belsky, A.J., Mwangi, S.M., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Ali, A.R., 1993. Comparative effects of isolated tree on their under canopy environments in high- and low-rainfall savannas. *J. Appl. Ecol.* 30, 143 - 155.
- Bird, M.I., Civas, A.R., Head, J., 1996. A latitudinal gradient in carbon turnover times in forest soils. *Nature* 381, 143 - 146.
- Brown, A., Lugo, A., 1984. Biomass of tropical forest: A new estimate based on forest volume. *Science* 223, 1290 - 1293.
- Carter, M.R., 1996. Analysis of soil organic storage in agroecosystems. In: Carter, M.R., Stewart, B.A., (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton. Florida, pp. 3 - 11.
- Carter, M.R., Hall, D.O., 1995. Management of carbon sequestration in terrestrial ecosystems. In: Beran, M., (Ed.), *Prospects for Carbon Sequestration in the Biosphere*. NATO ASI, Springer, Berlin. pp. 227 - 238.
- Carter, M.R., Angers, D.A., Gregorich, E.G., Bolindes, M.A., 1997. Organic carbon and nitrogen stocks and storage profiles in cool, humid soils of eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.* 77, 205 - 210.
- Eswaran, H., van der Berg E., Reich, P., 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Soc. Amer. J.* 57, 192-194.
- Fisher, M.J., Rao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. Thomas, Vera, R.R., 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 37, 236 - 238.
- Follett, R.F., 1993. Global climate change. *U.S. Agriculture and Carbon Dioxide*. *J. Prod. Agric.* 6, 181-190.
- Franzmeier, D.P., Lemme, G.D., Miles, R.J., 1985. Organic carbon in soils of north Central United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 702-708.
- Harrison, A.F., Harkness, D.D., Bacon, P.J., 1990. The use of bomb ¹⁴C for studying organic matter matter and N and P dynamics in a woodland soil. In: Harrison, A.F., Ineson, P., Heal, O.W., (Eds.), *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field Methods, Applications and Interpretation*. Elsevier, Barking. pp. 246-258.
- Houghton, R.A., Unruh, J., Lefebvre, P.A., 1993. Current land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon. *Global Biogeochem. Cycles* 7, 305 - 320.
- Houghton, R.A., 1995. Effects of land-use change, surface temperature, and CO₂ concentration on terrestrial store of carbon. In: Woodwell, G.M., Mackenzie, G.T., (Eds.), *Biotic Feedbacks in the Global Climate System: will the warming speed the warming?* Oxford University Press, New York, pp. 333 - 350.
- Joffre, R., Rambal, S., 1993. How tree cover influences the water balance of Mediterranean rangeland. *Ecology* 74, 570 - 582.
- Jones, M.J., 1973. The organic matter content of the savanna soils of western Africa. *J. Soil Sci.* 24, 42 - 53.
- Kern, J.S., 1994. Spatial patterns of soil organic carbon in the contiguous United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 439 - 455.
- Laarman, J., Sedjo, R.A., 1992. *Global forests, issues for six billion people*. McGraw-Hill. New York. 337 p.
- Lobo, P.F.S., Barrera, D.S., Silva, L.F., Flexor, J.M., 1990. Carbon isotopes on the profile of characteristics soils of the south of the state of Bahia, Brazil. *R. Bras. Cienc. Soil.* 4, 74 - 82.

- McPherson, G.R., Boutton, T.W., Midwood, A.J., 1993. Stable carbon isotope analysis of soil organic matter illustrates vegetation change at the grassland/woodland boundary in Southeastern Arizona, USA. *Oecologia* 93, 95 - 101.
- Mausbach, M.J., Spivey, L.D., 1994. Significance of two soil components of the pedosphere as carbon sinks. In: Rounsevell, M.D., Loveland, P.J., (Eds.), *Soil Responses to Climatic Change*. NATO ASI Series, Vol 23, Springer, Berlin, pp. 229 - 230.
- Nilsson, S., Schopfhauser, W., 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Climatic Change* 30, 267 - 293.
- Parton, W.J., Scurlock, J.M., Ojima, D.S., Schimel, D.S., Hall, D.O., Group members SCOPE GRAM., 1995. Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Chang. Biol.* 1, 13 - 22.
- Polley, H.W., Johson, H.B., Mayeux, H.S., 1997. Leaf physiology, production, water use and nitrogen dynamics of the grassland invader *Acacia smallii* at elevated CO₂ concentration. *Tree Physiol.* 17, 89 - 96.
- San Jose, J.J., Montes, R., Nikonova-Crespo, N., 1991. Carbon dioxide and ammonia exchange in the *Trachypogon* savannas of the Orinoco llanos. *Ann. Bot.* 68, 321 - 328.
- San Jose, J.J., 1995. Environmentally sustainable use of the Orinoco savannas. *Scientia Guaianae* 5, 175 - 194.
- San Jose, J.J., Montes, R., Fariñas, M.R., 1998a. Carbon stocks and fluxes in a temporal scaling from savanna to a semideciduous forest. *Forest Ecol. Manag.* 105, 251 - 262.
- San Jose, J.J., Montes, R., Mazorra, M.A., 1998b. The nature of savanna heterogeneity in the Orinoco Basin. *Global Ecol. Biogeo. Letters* 7, 441 - 455.
- Schlesinger, W.H., Reynold, J.F., Cunningham, G.L., Huennaka, L.F., Jarrell, W.M., Virginia, R.A.S., Whiford, W.G., 1990. Biological feedback in global desertification. *Science* 247, 11043-1048.
- Scholes, R.J., Hall, D.O., 1996. The carbon budget of tropical savannas, woodlands and grasslands. In: Breymeyer, A.I., Hall, D., Melillo, J.M., Agren, G.I., (Eds.), *Global Change: Effects on Coniferous Forest and Grasslands SCOPE*. John Wiley and Sons. New York, pp. 69 - 100.
- Scurlock, J.M.O., Hall, D.O., 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biol.* 4, 229 - 233
- Sedjo, R.A., 1983. *The Comparative Economics of Plantation Forestry: A global Assessment*. Resources for the Future. John Hopkins University Press. Baltimore. MD USA.
- Stock, W.D., Wienand, K.T., Baker, A.C., 1995. Impacts of invading N₂-fixing *Acacia* species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ¹⁵N natural abundance values. *Oecologia*. 101, 375 - 282.
- Tate, K.R., 1992. Assessment, based on a climosequence of soils in tussock grasslands of soil carbon storage and release in response to global warming. *J. Soil Sci.* 43, 697 - 707.
- Tiessen, H., Steward, J.W., Bettany, J.R., 1982. Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soils. *Agron. J.* 74, 831 - 835.
- Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Amundson, R., 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science* 272, 393 - 396.
- Weiner, J.S., 1979. Human biology. In: *Tropical Grazing Land Ecosystem*, UNESCO, Paris, 655 pp.

Balance de Carbono en Suelos Arenosos con Plantaciones de *Pinus radiata*, en Chile Central¹

Juan E. Schlatter y Víctor Gerding

*Instituto de Silvicultura, Universidad Austral de Chile
Valdivia, Chile*

jschlatt@uach.cl vgerding@uach.cl

Resumen

El balance del carbono en ecosistemas forestales es posible de analizar en los suelos arenosos con independencia de una serie de complejas interrelaciones, características de la mayoría de los suelos. Los suelos arenosos destacan en Chile como dunas en el litoral y como sedimentos aluviales en el gran cono aluvial del río Laja, VIII Región. En siete de estos sitios con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don se efectuaron inventarios de carbono, considerando la biomasa aérea de la plantación (copa y fuste), el mantillo y el suelo (hasta 120 cm de profundidad). Para homogeneizar la edad de los rodales muestreados (17 – 33 años) se estimaron los inventarios de la biomasa para una edad constante de 25 años, a partir de los respectivos incrementos medios anuales.

En los suelos arenosos recientes (dunas litorales) se observó una gradiente de acumulación de carbono dependiente de la edad de la plantación. Bajo el bosque de mayor edad (33 años) se presentó más carbono en el suelo, con respecto al suelo del rodal de menor edad (19 años): 6,8 y 1,1 t/ha, respectivamente, principalmente debido a lo reciente del sustrato en este último. En ambos rodales la tasa promedio anual de acumulación de carbono en el vuelo (copa + fuste) fue de 3,7 t/ha.

En suelos de arenas más antiguas (sedimentos aluviales), el gradiente de acumulación de carbono se observó en relación con la textura y el régimen de humedad (rango de 3,5 a 9,3 t/ha·año de carbono en el vuelo). En suelos de textura más fina se produjo mayor cantidad de biomasa aérea y se encontró mayor acumulación de carbono en el suelo. Lo mismo ocurrió con una mayor oferta de humedad en el suelo; en un suelo de textura gruesa, pero con buen abastecimiento de agua, se alcanzó a 6,6 t/ha·año de acumulación de carbono en el vuelo. La edad de las plantaciones (17 – 28 años) tuvo menor relación con la acumulación de carbono en estos suelos (61 – 547 t/ha de carbono en el suelo).

Los sitios de arenas más recientes y los de texturas más gruesas y secos, son más susceptibles a las pérdidas de carbono por efectos de las cosechas y el tipo de preparación del terreno de plantación (quemadas, trituración), que aquellos sitios con suelos más finos y/o más húmedos, debiéndose prever en ellos sistemas de establecimiento alternativos, como por ejemplo la regeneración natural. El carbono de la biomasa (vuelo + mantillo) representó sobre un 75 % de todo el carbono en el ecosistema en sitios con suelos jóvenes de arena, entre 50-60 % en sitios con suelos más antiguos y de textura gruesa y entre 30-50 % en suelos de textura más fina.

¹ Trabajo realizado en el marco del proyecto DID-S-9628 de la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Austral de Chile.

Introducción

La acumulación de carbono en ecosistemas terrestres ha sido considerada una de las medidas que permiten mitigar al aumento del carbono en la atmósfera como CO₂ causado principalmente por la quema de combustibles fósiles. Entre estos ecosistemas deben nombrarse las plantaciones forestales, que crecientemente son utilizadas para aumentar la producción forestal y que de paso sirven de acumuladoras de carbono.

Las plantaciones forestales pueden ser ecosistemas acumuladores de carbono, siempre y cuando los sistemas de manejo favorezcan la permanencia de la materia orgánica en el sitio.

Sin embargo, la mayoría de las plantaciones forestales ejercen un efecto contrario, es decir disminuyen la cantidad de materia orgánica del suelo debido a las prácticas de preparación del suelo durante su implantación y al tipo de cosecha que en ellas predomina: la tala rasa. Esta forma de cosecha prácticamente obliga a la aplicación de una quema de los desechos que como consecuencia de una tala de ese tipo quedan en grandes cantidades en el lugar, dificultando el acceso y la plantación posterior. Además constituyen un serio riesgo de incendios. La extracción de mayor cantidad de biomasa del sitio también es una posibilidad para disminuir los volúmenes de desecho, pero eso implica una pérdida de materia orgánica y carbono para el sitio. A esto se agrega que el suelo permanece expuesto a la radiación solar, por lo tanto al secamiento y una mayor tasa de descomposición de la materia orgánica. Finalmente, como consecuencia de todo lo anterior, el nivel de materia orgánica disminuye en el sitio (Sands, 1982; Feller, Kimmins y Scoullar, 1982; Francke, 1991). Sin embargo, existen alternativas de manejo que permiten que esta tendencia sea distinta, es decir, que permitan acumular materia orgánica o al menos mantenerla en el sitio.

El presente trabajo efectúa un análisis del balance del carbono en suelos arenosos, naturalmente de poca acumulación de materia orgánica, y por lo tanto sitios en que es posible lograr un aumento de ella. Los suelos arenosos son menos complejos que los suelos francos y arcillosos y permiten efectuar este análisis con

independencia de las complicadas interrelaciones que caracterizan a los suelos de textura fina. El inventario de la biomasa en sitios de arenas (dunas litorales y arenas continentales) con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile Centro, serán el objeto que permita a través de este análisis evaluar la tasa de acumulación de carbono y proponer la forma de manejo forestal que logre aumentar su cantidad en el sitio.

Material y Método

Origen de los datos

Los datos provienen de una serie de estudios anteriores que comprende plantaciones adultas de *P. radiata*, abarcando la principal zona de distribución de esta especie en Chile (33 - 41 S) (Delmastro et al., 1981; Peters et al., 1985; Schlatter, 1986; Gerding, 1991; Ruiz, 1997; Edwards, 1997; Arancibia, 1999; Pavéz, 1999). En tales trabajos se describe detalladamente la metodología

Cuadro 1. Identificación y ubicación de los sitios.

Sitio	Elevación (m s.n.m.)	Latitud sur	Longitud oeste	Región
Chanco-1	15	35°43'	72°34'	VII
Chanco-2	10	35°43'	72°34'	VII
Dañicalqui	170	37°04'	72°09'	VIII
Cholguán	230	37°10'	72°05'	VIII
Laja	110	37°14'	72°26'	VIII
Tres Pinos	95	37°20'	72°40'	VIII
Canteras	280	37°21'	72°00'	VIII

empleada en la obtención de datos. Para el actual trabajo se presenta, a continuación, una síntesis con los principales aspectos metodológicos.

Sitios seleccionados y sus características climáticas

Se seleccionaron siete sitios con suelos de arenas. De ellos, cinco se ubican en la VIII Región y son representativos de los principales suelos del cono aluvial del río Laja. Los otros dos sitios corresponden a dunas litorales de la VII Región (cuadro 1).

El clima en estos sitios (cuadro 2), según Santibáñez y Uribe (1993), se caracteriza por presentar: 840-1.450 mm de precipitación anual, 11,7-13,4 °C de temperatura media anual y 5,3-7,0 meses secos al año. Las dunas litorales de Chanco presentan el clima más seco de los

Cuadro 2. Características climáticas de los sitios.

Sitio	Temperatura anual (°C)			Índice humedad anual (pp/etp)*	Precipitación total anual (mm)	Período seco (meses/año)	Período libre de heladas (días/año)
	media	mínima	máxima				
Chanco-1 y Chanco-2	11,7	8,8	15,8	0,74	840	7,0	365
Dañicalqui y Cholguán	12,6	7,2	19,3	1,05	1.225	5,5	210
Laja y Tres Pinos	13,4	7,7	20,4	0,92	1.093	5,5	235
Canteras	12,2	7,0	18,5	1,29	1.450	5,3	200

*Precipitación anual/evapotranspiración potencial anual.

Fuente: Santibáñez y Uribe (1993)

sitios, pero gracias a su cercanía al mar se moderan su régimen térmico y balance hídrico. El sitio de Canteras, por el contrario, muestra las condiciones más húmedas y más frías. En una situación intermedia se encuentran los otros cuatro sitios, pero Laja y Tres Pinos muestran una condición un poco más seca y más cálida que Dañicalqui y Cholguán.

Rodales

Los rodales en estudio eran de primera rotación y no presentaban ningún tipo de manejo (cuadro 3). Las plantaciones fueron establecidas a un espaciamiento inicial de 2 x 2 m y las características genéticas de las poblaciones eran similares (Delmastro *et al.*, 1981). Los rodales se describieron a través de una parcela cuadrada de 900 m², en la cual se inventariaron todos los árboles. Los rodales presentaron rangos de: 17-33 años de edad, 600-1.644 árboles/ha, 18,3-32,3 m de índice de sitio y 132-470 t/ha de biomasa aérea.

La estimación de la biomasa aérea (vuelo) se efectuó aplicando las funciones de peso verde para árboles adultos, desarrolladas por Peters *et al.* (1985), a la tabla de rodal de cada sitio. Se estimaron con alto grado de confianza los componentes: madera del fuste, corteza del fuste, total de tejidos vivos del árbol y total del árbol. A continuación, de acuerdo con Rodríguez (1989) y Gerding (1991), se estimaron las proporciones de los componentes de la copa: acículas, ramillas, ramas verdes, ramas muertas y conos. De esta manera se aseguró que la suma de los componentes de la copa correspondiera a la diferencia entre el peso total del árbol y el peso del fuste. Las funciones de peso verde de estos componentes de la copa (Peters *et al.*, 1985), fueron desechadas por no lograr una estimación confiable (Prado *et al.*, 1985). Posteriormente, se determinó la materia seca aplicando las relaciones peso seco/peso verde para cada componente según Rodríguez (1989).

Cuadro 3. Características dasométricas de los rodales.

Sitio	Edad (años)	Altura (m)	IS* (m)	Densidad (N/ha)	Área basal (m ² /ha)	Biomasa aérea (kg/ha)
Chanco 1	19	18,5	19,2	1.311	35,8	133.426
Chanco 2	33	24,2	18,3	1.367	53,9	251.146
Dañicalqui	28	35,6	29,1	940	66,4	371.450
Cholguán	18	19,8	21,4	1.300	34,4	132.134
Laja	17	22,9	25,9	1.644	52,9	234.044
Tres Pinos	22	34,8	32,3	984	56,0	362.505
Canteras	25	35,1	30,5	600	71,1	469.896

*Según García (1971)

Cuadro 4. Estratos de profundidad de muestreo del suelo y textura.

Sitio	Profundidad del suelo (cm)			Arena total (%)			Arena fina+Limo+Arcilla (%)		
	p1	p2	p3	p1	p2	p3	p1	p2	p3
Chanco-1	0-7	7-25	25-120	100	100	100	3	5	5
Chanco-2	0-5	5-45	45-120	100	100	100	2	3	5
Dañicalqui	0-8	8-22	22-150	98	98	98	4	4	4
Cholguán	0-21	21-45	45-170	93	99	99	13	1	2
Laja	0-10	10-34	34-150	44	95	99	67	27	6
Tres Pinos	0-8	8-30	30-130	64	33	61	96	98	92
Canteras	0-12	12-40	40-130	84	98	93	35	9	17

A cada componente de la biomasa de los rodales se les determinó la concentración de carbono total (oxidación húmeda, colorimetría). Las cantidades de carbono en cada rodal se calcularon para cada uno de los componentes de la biomasa, como el producto de su materia seca (peso seco) por la concentración del elemento en tal componente.

Suelos

En cada sitio se realizó un reconocimiento del suelo con bastón pedológico en un área de aproximadamente 0,5-1 ha y se describió el perfil del suelo en una calicata representativa (Schlatter *et al.*, 1981). Se tomaron muestras para determinaciones de densidad aparente (método del cilindro, tres repeticiones por estrato muestreado) y de carbono total. Para el análisis químico del primer horizonte se obtuvo una muestra mezcla de cinco puntos distribuidos en el área de reconocimiento. Para las muestras de mayor profundidad, se consideraron tres estratos en la calicata de acuerdo con la morfología del perfil (cuadro 4).

A partir de las concentraciones de carbono en cada estrato de muestreo y las respectivas cantidades de suelo por hectárea (peso seco del suelo), se calcularon las cantidades de carbono de cada suelo.

En el cuadro 4 se presenta el espesor de los estratos del suelo, utilizados como profundidades de muestreo. La profundidad uno (p1) representa el suelo superficial (horizonte A), salvo en el caso de Cholguán donde incluye el segundo horizonte AC. La segunda profundidad (p2) es la que mejor diferencia las dunas de los suelos de arena continental: en dunas corresponde al material de origen sin evolución y en los suelos continentales a una transición del horizonte A al C, presentando incorporación de materia orgánica. La profundidad tres (p3) corresponde al material de origen. La excepción es el suelo en Canteras, donde aparecen

tres capas de sedimentos distintos, que alguna vez estuvieron expuestos a procesos pedogenéticos en la superficie.

Los sitios de Chanco representan los suelos más homogéneos en textura, contienen fundamentalmente arena gruesa. El material fino que presentan está formado principalmente por arena fina y responden a las características de sedimentos eólicos o dunas.

Los sitios de Dañicalqui y Cholguán corresponden a la serie de suelo Coreo, de arenas gruesas. Cholguán presenta entre un 20 – 37 % de grava y en el suelo fino domina la arena gruesa. Sólo el horizonte A tiene una mayor proporción de arena fina y limo. Dañicalqui no presenta proporciones significativas de grava (<3%), pero está formado preponderantemente de arena gruesa.

Laja representa las dunas continentales que los vientos Sur y Oeste devolvieron hacia el continente, luego de haber ocurrido el aluvión del río Laja. En este suelo la proporción de arena fina y limo destaca frente a los suelos anteriores. Especialmente el horizonte A es el de mayor proporción de finos, con alto contenido de limo, en cambio hacia la profundidad el limo disminuye, la arena fina es la que destaca y en el subsuelo domina la arena gruesa (94 %).

Tres Pinos representa suelos sedimentarios, depositados por el río Bío-Bío en sus orillas, como consecuencia del aluvión del Laja. Domina en este suelo el material fino como arena fina y limo.

En Canteras las arenas están mezcladas con cenizas volcánicas. Especialmente destaca por esto el horizonte A, pero también los horizontes más profundos presentan una proporción importante de finos, entre 9 – 17 %, lo que para la retención de agua es fundamental.

Mantillo

El muestreo del mantillo se realizó en los rodales de Chanco, Cholguán y Laja a través de nueve puntos de 0,1 m² cada uno, distribuidos en el área de reconocimiento de suelos. En los rodales de Dañicalqui, Tres Pinos y Canteras se obtuvieron seis puntos con igual procedimiento. En cada una de estas muestras se determinó el peso seco y en tres muestras mezcla, de cada sitio, se efectuó el análisis de carbono total (Delmastro *et al.*, 1981; Schlatter, 1986; Gerding, 1991). La cantidad de carbono en el mantillo se obtuvo como el producto de la masa (peso seco) por la concentración del elemento.

Inventario de Carbono

A partir de las cantidades de carbono del vuelo, del mantillo y del suelo, se elaboraron los respectivos inventarios de este elemento en cada sitio (Gerding, 1991; Ruiz, 1997; Edwards, 1997; Arancibia, 1999; Pavéz, 1999). Para homogeneizar los sitios en relación con la edad de los rodales, se calcularon para una edad de 25 años los inventarios de carbono del vuelo y del mantillo a partir del incremento medio anual de cada componente. En el caso del mantillo se proyectó el peso seco de la materia orgánica, considerando constante su contenido de cenizas.

Como un indicador de la estabilidad de los sitios se calculó el índice de reserva de la vegetación (IRV), según Fassbender y Bornemisza (1987):

$$\text{IRV} = \frac{\text{Reservas en vegetación} + \text{mantillo (kg/ha)}}{\text{Reservas en el suelo mineral (kg/ha)}}$$

Resultados y Discusión

Dinámica de Acumulación de Carbono

La población de sitios con plantaciones de *P. radiata* en arenas permite separar dos situaciones (figura 1), una en que se identifica el efecto de la edad sobre la tasa de acumulación del carbono en el sitio y corresponde a los sitios de Chanco, donde Chanco-1 < Chanco-2. El otro es una secuencia según el grado de retención de humedad en el suelo, en el siguiente orden de menor a mayor humedad: Cholguán < Laja < Canteras < Tres Pinos. Dañicalqui es un caso especial, que es influido por agua freática, fluctuante, y que favorece mucho a los árboles por ese motivo, a pesar de presentar una composición granulométrica gruesa, similar a Cholguán, y por lo tanto poseer una baja capacidad de retención de

agua. Este efecto permite que logre productividad similar al sitio en Laja.

Cholguán, si bien tiene un poco mejor índice de sitio que las dunas de Chanco (cuadro 3), presenta una productividad muy similar a estos (figura 1). Laja aumenta esa productividad casi al doble, gracias a su textura más fina y mejor capacidad de agua aprovechable. Canteras mejora el resultado de Laja, principalmente por presentar más pluviometría anual, ya que su composición granulométrica tiene menor cantidad de finos que Laja. El incremento medio anual en biomasa aérea del rodal de Canteras incluso supera al de Tres Pinos, que tiene la mayor proporción de finos en el suelo, pero que se ubica en un sitio considerablemente más seco (cuadro 2).

El análisis de las características de los sitios favorece el entendimiento de la capacidad de acumulación de carbono en el suelo (cuadro 5). A ello debe agregarse la acumulación de carbono en el mantillo, producto del balance entre la productividad del sitio y el ritmo de descomposición de la materia orgánica. Los sitios más productivos acumulan normalmente más mantillo, por una mayor caída de desechos vía ciclo biogeoquímico. Gerding (1991) obtuvo una buena correlación (0,52 p<0,01), entre el peso seco de la materia orgánica del mantillo y la biomasa del árbol medio del bosque, como mejor variable explicativa en una población de 70 sitios entre Valparaíso y Osorno. Sin embargo, las desviaciones son aún importantes en esa relación.

El sitio con el rodal de mayor edad en Chanco-2 por ejemplo, presenta menor acumulación en el mantillo que Chanco-1. Esto puede explicarse por dos factores: uno es que representa un ecosistema más variado, con sotobosque disperso y posiblemente mejor flora y fauna que la duna más joven de Chanco-1. Por otra parte, la plantación de Chanco-1 presenta una mayor caída de desechos que Chanco-2, debido a diferencias de productividad y vigor (ver biomasa de copas, cuadro 5), posible efecto de la edad. Es decir, el balance producción/descomposición es más equilibrado en Chanco-2, dando origen a una menor acumulación. En los restantes sitios se observa una buena asociación entre productividad de la plantación y acumulación de carbono en el mantillo. En Canteras es proporcionalmente algo menor, posiblemente por una mejor dinámica de descomposición.

La materia orgánica (carbono) acumulada en el suelo presenta dos poblaciones (cuadro 5): las dunas y las arenas continentales. Las dunas son suelos mucho más jóvenes y por ello han acumulado menos. Chanco-1 muestra el suelo más joven, con acumulación sólo en su primer horizonte de 7 cm de espesor. En cambio,

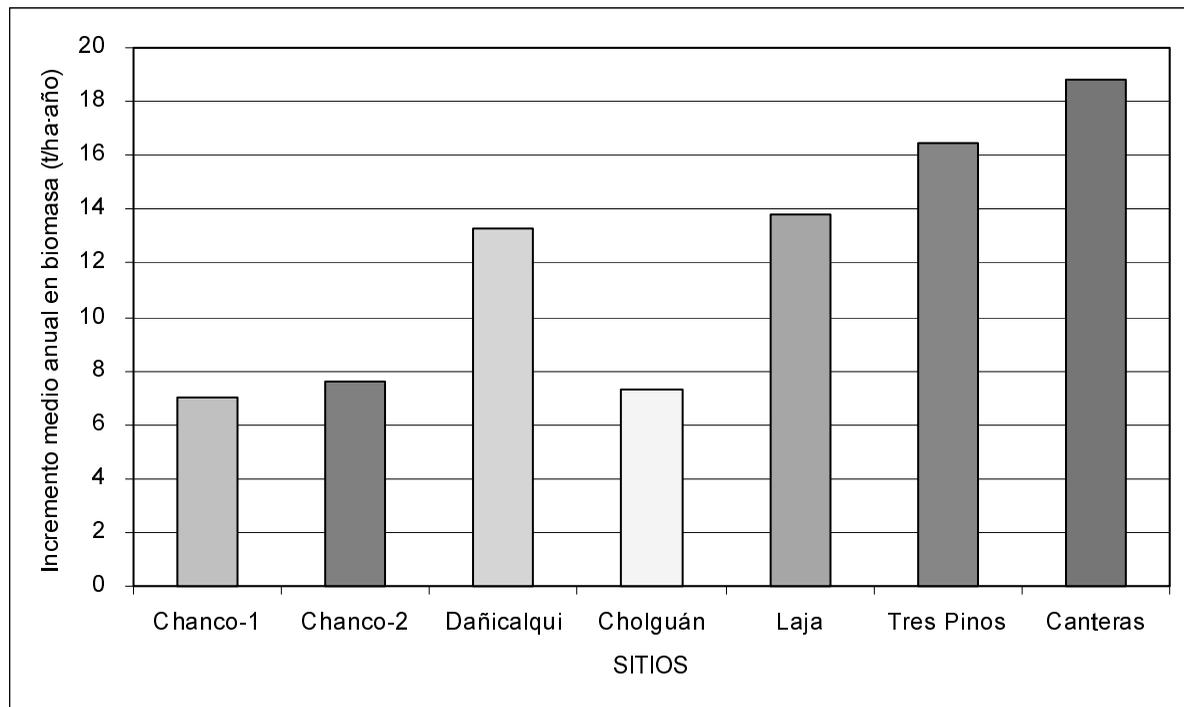


Figura 1. Incremento medio anual en biomasa aérea de los rodales de *Pinus radiata* en siete sitios con suelos arenosos

Cuadro 5. Inventario de carbono (kg/ha) e índice de reserva de la vegetación (IRV) por sitio; rodales de *Pinus radiata* de 25 años y suelo de 120 cm de profundidad

Componente	Chanco-1	Chanco-2	Dañicalqui	Cholguán	Laja	Tres Pinos	Canteras
Copa	38.299	23.818	35.426	30.173	44.428	44.261	36.368
Fuste	53.031	67.689	130.294	58.473	127.524	158.718	197.023
Vuelo	91.330	91.507	165.719	88.646	171.952	202.978	233.391
Mantillo	9.782	6.555	14.724	7.638	15.366	20.207	20.691
Suelo p1	1.071	9.075	53.280	21.017	11.880	12.416	65.664
Suelo p2	0	21.000	16.744	14.880	23.451	66.528	125.216
Suelo p3	0	38.250	53.614	30.996	25.542	152.550	355.680
Suelo	1.071	68.325	123.638	66.893	60.873	231.494	546.560
TOTAL	102.183	166.386	304.081	163.176	248.192	454.679	800.642
IRV de carbono	94,41	1,44	1,46	1,44	3,08	0,96	0,46

Chanco-2 es una duna más antigua y sus 68 t/ha de carbono son producto combinado de una vegetación anterior que estabilizó la duna y luego la plantación de *P. radiata*.

El grupo de las arenas continentales representa suelos más antiguos con un largo historial de acumulación orgánica. Los sitios más secos de Cholguán y Laja presentan la menor acumulación. Laja es un suelo más joven en comparación a Cholguán y eso explica

porque no presenta más acumulación a pesar de su textura más fina. En cambio, Dañicalqui representa un sitio similar a Cholguán en su textura, pero más favorable desde el punto de vista de la oferta de agua, lo que permitió una vegetación más densa y por lo tanto mayor acumulación histórica en el suelo. Lo mismo es válido para Tres Pinos y Canteras, especialmente este último, que representa un sitio de vegetación histórica más exuberante. Tres Pinos es un sitio más seco, que además

Cuadro 6. Distribución (%) del carbono por sitio; rodales de *Pinus radiata* de 25 años y suelo de 120 cm de profundidad.

Componente	Chanco-1	Chanco-2	Dañicalqui	Cholguán	Laja	Tres Pinos	Canteras
Copa	37,5	14,3	11,7	18,5	17,9	9,7	4,5
Fuste	51,9	40,7	42,8	35,8	51,4	34,9	24,6
Vuelo	89,4	55,0	54,5	54,3	69,3	44,6	29,2
Mantillo	9,6	3,9	4,8	4,7	6,2	4,4	2,6
Suelo p1	1,0	5,5	17,5	12,9	4,8	2,7	8,2
Suelo p2	0,0	12,6	5,5	9,1	9,4	14,6	15,6
Suelo p3	0,0	23,0	17,6	19,0	10,3	33,6	44,4
Suelo	1,0	41,1	40,7	41,0	24,5	50,9	68,3
TOTAL	100,0						

Cuadro 7. Tasa promedio (kg/ha·año) de acumulación de carbono en la biomasa de *Pinus radiata* por sitio.

Componente	Chanco-1	Chanco-2	Dañicalqui	Cholguán	Laja	Tres Pinos	Canteras
Copa	1.532	953	1.417	1.207	1.777	1.770	1.455
Fuste	2.121	2.708	5.212	2.339	5.101	6.349	7.881
Vuelo	3.653	3.660	6.629	3.546	6.878	8.119	9.336
Mantillo	391	262	589	306	615	808	828
TOTAL	4.044	3.922	7.218	3.851	7.493	8.927	10.163

tuvo mayor actividad agrícola (viñas) antes de la plantación forestal, lo que explica la menor acumulación en el primer horizonte.

La distribución proporcional que entrega el cuadro 6 muestra que en suelos recientes la acumulación se concentra en el vuelo (vegetación) y en el mantillo, como es el caso de Chanco-1 y Laja (99 y 75,5 %, respectivamente). En suelos más evolucionados la participación del suelo aumenta, logrando proporciones levemente superiores a 40 % en sitios con suelos de arena gruesa o más secos (Chanco-2, Dañicalqui, Cholguán), y entre 50-70 % en sitios con suelos más finos (Tres Pinos, Canteras).

El alto valor del índice de reserva de la vegetación (IRV) en el sitio de la duna más joven en Chanco-1 (cuadro 5), señala claramente su inestabilidad como ecosistema. Laja también presenta un IRV que destaca del resto, indicando que es de estabilidad marginal en el elemento, a diferencia de los demás sitios donde las plantaciones presentaron estabilidad según este indicador (Gerding, 1991).

La tasa promedio de acumulación de carbono en el vuelo y en el mantillo juntos (cuadro 7) muestra que los sitios de Chanco son muy homogéneos. Cholguán, el

sitio con el suelo de textura más gruesa entre las arenas continentales, se acerca a ellos. Laja, por poseer un suelo más fino tiene una tasa de acumulación más alta que Dañicalqui, la que se acerca a Laja por su oferta adicional de agua, pero no por efecto de su textura. Tres Pinos y Canteras, el primero con suelo más fino y el segundo con mayor pluviometría anual, presentan las mayores tasas de acumulación, pero Canteras muestra clara superioridad.

Dinámica causada por las cosechas

La dinámica causada por el efecto de la cosecha y posterior manejo de los residuos se presenta a base de dos casos distintos: Chanco-1, un suelo muy joven que presenta un mínimo de reservas de carbono en el suelo, y Tres Pinos que presenta altas reservas de carbono en el suelo (figura 2).

La cantidad de carbono exportado a través de la cosecha de la madera es el resultado de su productividad y/o acumulación que ha logrado hasta la edad de cosecha. Chanco-1 y Tres Pinos tienen 3 años de diferencia, pero aún así este último es un sitio más productivo y el resultado de la cosecha será, por una

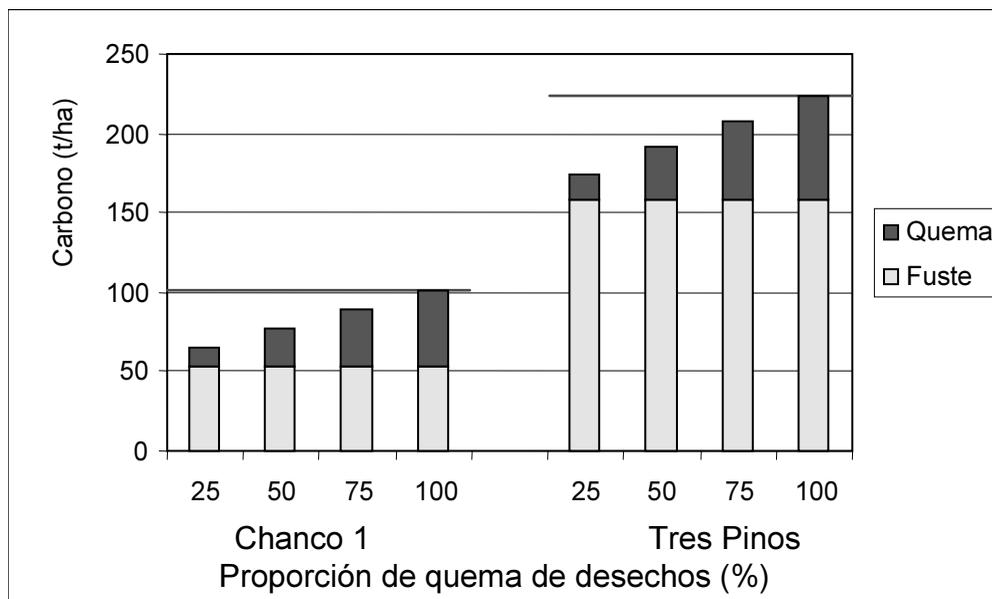


Figura 2. Pérdidas de carbono (t/ha) en dos sitios con suelos arenosos (120 cm de profundidad) y rodales de *Pinus radiata* de 25 años de edad, según la cosecha del fuste y la intensidad de quema de los residuos (copa+mantillo).

parte, una mayor exportación de carbono con los troncos y, por otra, una mayor pérdida si se produce una quema de los desechos de cosecha. Las pérdidas por quema pueden alcanzar distintos niveles, de acuerdo a la intensidad del fuego y el período que la quema permanece en acción. En la figura 2 se esquematizan cuatro distintos niveles de pérdida (25, 50, 75 y 100 % de pérdida de carbono por quema de desechos).

Según la figura 3, el efecto final sobre el balance del carbono es mucho mayor en el sitio de Chanco-1, con el suelo más joven y con bajas reservas en él. En el suelo reciente de esa duna, sobre el 90 % del carbono del sitio se encuentra en el vuelo y el mantillo. Es decir, una cosecha con quema significa una pérdida del 87 % del carbono acumulado. No así en Tres Pinos donde la mayor

parte del carbono se encuentra en el suelo. Aquí una cosecha con quema puede significar un 46 % de pérdida del carbono acumulado en el sitio, bastante menos que en el caso anterior, pero aún significativo. Este análisis complementa el resultado del índice de reserva de la vegetación mencionado anteriormente (cuadro 5), el que indica sobre la estabilidad del ecosistema en cuanto al balance del carbono frente a manipulaciones de la vegetación. Al respecto debe añadirse, que el resultado obtenido en la simulación aquí presentada con respecto a la cosecha de troncos más la quema de desechos en un 75 %, equivale a la exportación de carbono producida por la cosecha de árbol completo, es decir tronco y copa, sin aplicar quema (cuadro 6, figura 3).

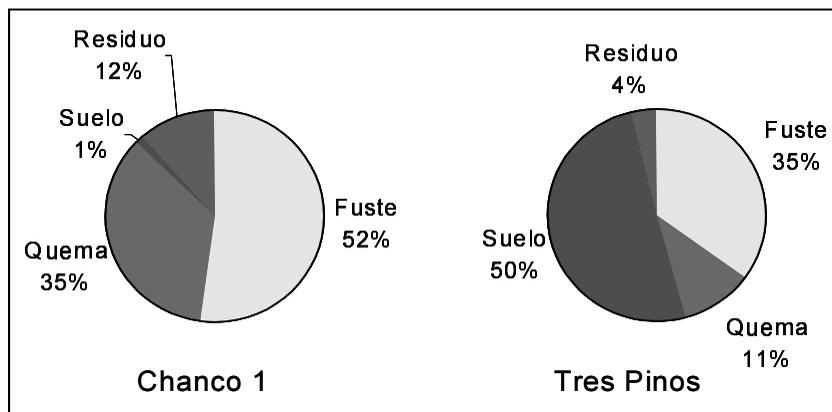


Figura 3. Distribución (%) del carbono del vuelo y suelo en dos sitios con suelos arenosos (120 cm de profundidad) y rodales de *Pinus radiata* de 25 años de edad, para una intensidad de quema del 75 % de los residuos de cosecha (copa+mantillo).

Los resultados obtenidos en este análisis permiten inferir que las medidas de manejo forestal, en ecosistemas como los citados, deben considerar su susceptibilidad a perder carbono tanto por cosechas extractivas, como también por quema de desechos de cosecha para preparar el terreno para la próxima plantación y por exposición del suelo con o sin uso de labrado, que estimulen la descomposición de la materia orgánica. Esta problemática ya fue tratada por Squire y Flinn (1981) y Sands (1982) en Australia y Francke (1991) en Chile. Según los primeros autores la cosecha de troncos, quema de residuos en otoño, cultivo del suelo y control de malezas con herbicidas causaron la pérdida de un 39 % de todo el nitrógeno en el sistema, lo que significa al menos la pérdida de similar proporción de carbono. En cambio Sands (1982) destaca el efecto que tiene la pérdida de materia orgánica en las propiedades físicas de un suelo arenoso, afectando su porosidad, retención de agua, densidad aparente y arraigamiento. Francke (1991) concentra su análisis en las propiedades química nutritivas del suelo, determinando una disminución de las reservas nutritivas por efecto de las quemaduras en suelos arenosos, con efectos negativos posteriores en el crecimiento de la nueva plantación. Un estudio posterior desarrollado por Alarcón y Prado (1992), el astillar los desechos de cosecha para cubrir con ellos el suelo resultó el mejor tratamiento para la serie Coreo (suelos como los de Cholguán y Dañicalqui), en comparación a la eliminación de los desechos por quema o extracción, para el resultado en el establecimiento de plantaciones de *P. radiata*, beneficiando esa cobertura la conservación del agua del suelo.

Lo anterior motiva a buscar nuevas estrategias de manejo forestal para las plantaciones de *Pinus radiata* en suelos de arena. Una forma sería la indicada por Alarcón y Prado (1992). Pero también está la posibilidad del reemplazo de la tala rasa, como método de cosecha en suelos de arena. Un sistema de cosechas sucesivas al final de la rotación (cortas de protección), permitirían la regeneración natural de *P. radiata* o la plantación de este bajo una cubierta protectora. Esto tendría la ventaja que el suelo nunca sería descubierto, lo que impide el uso del fuego y mantiene una cobertura doble: de copas como protección de la radiación excesiva, y de desechos dispersos y mantillo que cubren el suelo, para evitar su secamiento. La regulación adecuada de la cantidad de luz permite favorecer la regeneración natural de *P. radiata* y controlar otro tipo de vegetación espontánea. También, al evitarse los tratamientos al suelo hay una disminución de costos. En sectores donde ya se ha logrado un avance en la calidad genética de las plantaciones, su

regeneración natural conserva gran parte de sus características y es muy probable que las ganancias obtenidas en crecimiento, calidad de forma de los árboles y menor costo de establecimiento sean mayores que las ganancias posibles por mejora genética. Sin embargo, es necesario lograr una red de caminos de saca adecuada para facilitar el acceso continuo y la aplicación de volteo dirigido, para evitar el daño a la regeneración, con extracción cuidadosa de los troncos, durante las intervenciones de cosecha. Este sistema tendría además la ventaja de favorecer la acumulación de materia orgánica, es decir carbono, en estos ecosistemas.

Conclusiones

En dunas litorales, con suelos recientes, la acumulación de carbono en el suelo depende del tiempo que existió vegetación sobre ellos. En plantaciones forestales de *Pinus radiata* la tasa de acumulación de carbono fue muy homogénea (3,7 t/ha-año) y, en consecuencia, plantaciones de mayor edad presentan una acumulación total más elevada. En estos suelos la conservación del carbono en el sitio es afectada en forma pronunciada por cualquier intervención de cosecha, y mientras más extractiva sea ésta. Por tal motivo, en ellos debieran privilegiarse sistema de cosecha que extraigan lo estrictamente necesario y favorezcan la regeneración natural de la especie, cuidando de mantener cubierto el suelo.

En suelos de arenas continentales, formados por el aluvión del Laja, se determinó una mayor tasa de acumulación de carbono en sitios con *Pinus radiata* sobre suelos de textura más fina y mayor oferta de agua (7,2 - 8,9 t/ha-año), que en sitios más secos (3,9 t/ha-año). También fue mayor en zonas climáticas de mayor pluviometría (10,2 t/ha-año), es decir, la oferta de agua fue decisiva para el desarrollo de la vegetación. Los suelos en el área de arenas continentales presentan mayor acumulación histórica de carbono mientras más fina es su textura, más oferta de agua tenga el sitio y finalmente más edad tenga el suelo.

Los suelos más susceptibles a la extracción de biomasa por cosechas son, en consecuencia en el grupo indicado, los de textura gruesa en sitios más secos y los suelos más jóvenes en dunas más recientes, con menor carbono acumulado en el suelo. En ellos las cosechas deberán extraer la menor cantidad de biomasa posible y favorecer la mantención de cobertura permanente, privilegiando el sistema de regeneración natural para reestablecer el bosque. En ningún caso debiera usarse la

quema como un método de preparación del terreno de plantación, como tampoco la cosecha de árbol completo.

En sitios de mayor oferta de agua puede favorecerse alguna vegetación acompañante bajo *Pinus radiata*, que pueda mejorar la acumulación de carbono y nitrógeno en el suelo. Por esta vía también se puede mejorar la fertilidad del suelo.

Bibliografía

- Alarcón, C.; Prado, J. A. 1992. Efecto del tratamiento de los desechos de explotación en la mantención de la productividad de la segunda rotación de *Pinus radiata*. En: *Pinus radiata*, Investigación en Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, (208-222).
- Arancibia, C. 1999. Características y productividad de sitios con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en suelos de dunas y sedimentos marinos de las Regiones VII y VIII. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 118 p.
- Delmastro, R.; Diaz-Vaz, J.E.; Schlatter, J. E. 1981. Variabilidad de las características tecnológicas hereditarias del *Pinus radiata* (D. Don). Informe N°3. Serie Técnica, Proyecto CONAF/PNUD/FAO/CHI/76/003. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia. 187 p.
- Edwards, A. 1997. Características y variabilidad de arenales de la VIII Región, plantados con *Pinus radiata* D. Don. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 102 p.
- Fassbender, H. W.; Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José (Costa Rica). 420 p.
- Feller, M.C., Kimmins, J.P. y Scoullar, K.A. 1982. FORCYTE - 10: calibration data and simulation of potencial long-term effects of intensive forest management on site productivity, economic performance, and energy benefit/cost ratio. En: IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity, Seattle, Washington. For. Service, U.S. Dept. of Agric., Portland, Oregon, U.S.A., (179 - 200).
- Francke, S. 1991. Efectos del manejo de residuos de explotación en el suelo y crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus radiata*, en las series de suelo Coreo (zona de arenales) y Colico (zona de Arauco). I y II partes. Documentos Técnicos N° 51 y 52, Chile Forestal.
- García, O. 1971. Índices de sitio para pino insigne en Chile. Serie de Investigación N° 2. Instituto Forestal. Santiago. 29 p.
- Gerding, V. 1991. *Pinus radiata*-Plantagen in Zentralchile: Standortsfaktoren der Produktivität und Nährstoffverteilung in Beständen. Tesis doctor Ciencias Forestales. Universität Georg-August. Göttingen (Alemania). 182 p.
- Pavéz, G. 1999. Características y variabilidad de sitios con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en suelos de carácter arenoso de las Regiones VII y VIII. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 98 p.
- Peters, R.; Prado, J.; Aguirre, S.; Kunz, M.; Cubillos, V. 1985. Mantención de la productividad de sitio para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. Funciones de biomasa. Instituto Forestal. Santiago. 64 p.
- Prado, J. A.; Peters, R.; Aguirre, S.; Kunz, M. 1985. Funciones de biomasa para bosques adultos de pino insigne (*Pinus radiata* D. Don). En: *Pinus radiata* Investigación en Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, (325-329).
- Rodríguez, C. 1989. Producción potencial en sitios característicos para *Pinus radiata* D. Don. Tesis Magister en Ciencias. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 160 p.
- Ruiz, M. A. 1997. Características y variabilidad de sitios con plantaciones de *Pinus radiata* (D. Don) en suelos de cenizas volcánicas de las Regiones VIII y IX. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 86 p.
- Sands, R. 1982. Physical changes to sandy soils planted to radiata pine. En: IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity, Seattle, Washington. For. Service, U.S. Dept. of Agric., Portland, Oregon, U.S.A., (146-152).
- Santibáñez, F.; Uribe, J. 1993. Atlas Agroclimático de Chile. VI, VII, VIII y IX Regiones. Laboratorio de Agroclimatología. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. Ministerio de Agricultura, Fondo de Investigación Agropecuaria, Corporación de Fomento de la Producción. Santiago. 99 p.
- Schlatter, J. E. 1986. Mantención de la productividad de sitio para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. Determinación del contenido de elementos nutritivos en la biomasa, mantillo y suelo. Serie Técnica. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia. 11 p.
- Schlatter, J. E.; Grez, R.; Gerding, V. 1981. Manual para el reconocimiento de suelos. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 81 p.
- Squire, R.O.; Flinn, D. W. 1981. Site disturbance and nutrient economy of plantations with special reference to radiata pine on sands. En: Proceedings Australian Forest Nutrition Workshop on Productivity in Perpetuity, Australian Forestry Council. Canberra. 320 p.

Estimación de la Biomasa y Carbono en Bosques del Tipo Forestal Siempreverde

Bastienne Schlegel

Universidad Austral de Chile
E-mail: bcschlegel@netscape.net

Resumen

Este estudio contempla la cuantificación de la biomasa y el carbono fijado en bosques templado-lluviosos en la región centro-sur de Chile identificados con el nombre de bosques del tipo forestal siempreverde. Se incluyeron seis diferentes sitios de muestreo, tres en el sector de la Precordillera de los Andes y tres en la Cordillera de la Costa, entre las latitudes 39°49' y 40°36' sur y entre los 200 y 880 m.s.n.m. En base a ensayos destructivos, se realizaron mediciones directas de biomasa en 269 individuos de 12 especies arbóreas, raíces, sotobosque, necromasa y hojarasca. Las respectivas cantidades de carbono acumulado se obtuvieron en laboratorio.

Con la información obtenida, se desarrollaron ecuaciones alométricas. Con ellas se estimó en forma indirecta, utilizando para información de inventarios forestales, la biomasa aérea total de los árboles con un DAP ³ 5 cm. Por otro lado, se calcularon factores de expansión para cada sitio de estudio, determinando de esta forma, la biomasa total en base al volumen comercial de los inventarios y la densidad básica de la madera de las especies.

La cantidad de carbono almacenado en los sitios estudiados es muy variable y depende del tipo y estado de desarrollo del bosque. En general, los sitios localizados en la Precordillera de los Andes presentan una acumulación más alta (máximo 662,06 Ton C/ha¹) que los de la Cordillera de la Costa (máximo 423,86 Ton C/ha). El carbono acumulado en estos bosques es bastante más alto que lo registrado en la literatura para bosques tropicales y templados del hemisferio norte.

¹ Toneladas de carbono por hectárea.

Introducción

El dióxido de carbono (CO₂)¹ es el gas de efecto invernadero más importante producido por las actividades humanas. Una de estas actividades es la deforestación. En los últimos 150 años, esta forma de utilizar los recursos naturales ha contribuido en forma muy significativa al aumento de las concentraciones de CO₂ en la atmósfera de la tierra. Actualmente, cerca de un 20% de las emisiones de CO₂ resultan de la eliminación y degradación de los ecosistemas forestales. La detención de la deforestación y la reversión a través de la reforestación y manejo sustentable, implica recapturar el CO₂, disminuir la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y reducir el calentamiento global.

Por lo tanto, la estimación adecuada de la biomasa de un bosque, es un elemento de gran importancia debido a que ésta permite determinar los montos de carbono y otros elementos químicos existentes en cada uno de sus componentes y, representa la cantidad potencial de carbono que puede ser liberado a la atmósfera, o conservado y fijado en una determinada superficie cuando los bosques son manejados para alcanzar los compromisos de mitigación de gases de efecto invernadero (Brown et al., 1996).

Existen métodos directos e indirectos para estimar la biomasa de un bosque. El método directo consiste en cortar el árbol y pesar la biomasa directamente, determinando luego su peso seco. Una forma de estimar la biomasa con el método indirecto es a través de ecuaciones y modelos matemáticos calculados por medio

¹ El CO₂ es uno de los principales gases de efecto invernadero que provocan el cambio climático global.

de análisis de regresión entre las variables colectadas en terreno y en inventarios forestales (Brown, 1997). También se puede estimar la biomasa a través del volumen del fuste, utilizando la densidad básica para determinar el peso seco y un factor de expansión para determinar el peso seco total (biomasa total del árbol).

El objetivo de este estudio es estimar, a través de la elaboración de ecuaciones alométricas, factores de expansión e inventarios de carbono, el contenido de biomasa total y el carbono almacenado por bosques del tipo forestal siempreverde ubicados en la X Región en Chile.

Método

Caracterización del área de estudio

Se seleccionaron seis sitios de estudio en el tipo forestal siempreverde en la región centro-sur de Chile (X Región), los cuales se localizan entre los 39°56' y los 40°36' de latitud sur, entre los 72°27' y 73°30' longitud oeste y entre los 200 y 880 m.s.n.m. El estudio contempló tres sitios en el sector de la Cordillera de los Andes (Putraique, San Juan y Boquial) y tres sitios en la Cordillera de la Costa (Buenaventura, Chaihuín y Llancacura) (Cuadro 1).

Estos bosques templado-lluviosos se caracterizan por poseer sólo especies perennifolias o siempreverdes y por la gran diversidad de especies que presentan. En estos bosques predominan las especies *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus nitida*, *Eucryphia cordifolia*, *Weinmannia trichosperma*, *Laurelia philippiana*, *Drimys winteri*, *Saxegothaea conspicua*, *Podocarpus nubigena*, *Caldcluvia paniculata* y *Gevuina avellana*, entre otras. El tipo forestal siempreverde se ubica geográficamente en la región centro-sur de Chile, principalmente entre las latitudes 40°30' y 47° sur y por debajo de los 1000 m.s.n.m. en la Precordillera de los Andes y desde los 38°30' hasta los 47° sur en la Cordillera de la Costa con un total de 4,1 millones de hectáreas. Estos bosques se encuentran bajo un clima de altas precipitaciones pluviales y gran humedad durante todo el año. Los distintos sitios muestreados presentan precipitaciones desde 1500 a 4000 mm/año.

Selección de árboles para el muestreo de biomasa

Para el muestreo de biomasa se establecieron en cada sitio de estudio como mínimo dos conglomerados conformados por dos parcelas rectangulares de 500 m² cada uno.

En cada conglomerado se registró información como; tipo de bosque, tipo forestal, subtipo forestal,

Cuadro 1. Caracterización de los sitios.

Tipo de bosque	Sitio	Estado de desarrollo	Subtipo forestal
Siempreverde andino	Putraique N: 1052 G: 104,74	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
	San Juan N: 668 G: 145,65	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
	Boquial N: 1702 G: 103,92	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
Siempreverde costero	Chaihuín N: 4240 G: 72,64	Renoval-fustal	Renoval de canelo
	Llancacura N: 2299 G: 107,03	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
	Buenaventura N: 2562 G: 61,12	Renoval	Siempreverde de tolerantes

N: número de árboles por hectárea (árb/ha); G: área basal por hectárea (m²/ha).

especies dominantes, grado de intervención, exposición, pendiente y cobertura de copas.

En las parcelas rectangulares de 500 m², se realizó la selección de los árboles para el muestreo directo de biomasa. Para esto, se eligió una muestra de árboles de acuerdo a la frecuencia de estos por clase diamétrica y por especie. Se muestrearon en total 269 individuos de 12 especies: 11 de *Amomyrtus luma*, 3 de *Dasyphyllum diacanthoides*, 43 de *Drimys winteri*, 42 de *Eucryphia cordifolia*, 11 de *Gevuina avellana*, 45 de *Laureliopsis philippiana*, 29 de *Nothofagus dombeyi*, 30 de *Nothofagus nitida*, 28 de *Podocarpus nubigena*, 13 de *Saxegothaea conspicua* y 14 de *Weinmannia trichosperma*. La biomasa aérea (biomasa sobre el suelo) de cada árbol se dividió en 4 componentes: biomasa del fuste comercial, biomasa del fuste no comercial (tocón y biomasa sobre el límite de utilización de 10 cm), biomasa de ramas y biomasa de hojas. También se extrajeron 41 raíces gruesas de las especies más importantes. En el terreno mismo, se pesaron todos los componentes de biomasa por separado y se sacaron tres submuestras, que fueron llevadas al laboratorio de Nutrición y suelos forestales de la Universidad Austral de Chile. En el laboratorio se determinó el contenido de humedad y el carbono en la biomasa. Éste último mediante el método colorimétrico utilizando una solución de dicromato de potasio en ácido sulfúrico. Además, se determinó la densidad básica de la madera para convertir el volumen a biomasa y obtener a través del factor de expansión, relación entre la biomasa total y la biomasa del fuste, la cantidad de carbono almacenado.

Inventario de carbono

En los seis sitios de estudio se realizaron inventarios de carbono. Se establecieron parcelas en que se midieron los árboles. Además, se establecieron subparcelas en que se realizó la toma de datos para la determinación de la biomasa de los otros estratos del ecosistema, como la necromasa¹, el sotobosque y la hojarasca. Para esto, se consideraron tres muestras de biomasa por estrato y subparcela, las cuales también se llevaron a laboratorio, para determinar el contenido de humedad y el carbono. Con este inventario, se pudo determinar el carbono total acumulado en los distintos sitios de estudio.

Resultados y discusión

Estimación de la biomasa total y el carbono almacenado a través de ecuaciones alométricas

Se ajustaron ecuaciones para el conjunto de todas las especies del tipo forestal siempreverde, para el grupo de especies de la Precordillera Andina y Cordillera de la Costa y para algunas especies individuales. Los modelos que mejor estimaron la biomasa son del tipo alométrico, son de la forma $Y=a*X^b$ con transformación logarítmica e incluyen variables de diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro de tocón (DAT) y altura total (HT). Estos modelos presentan un alto coeficiente de determinación ajustado (r^2 ajust) y un bajo error estándar de estimación (S.E.E.) y tanto los modelos como los parámetros fueron significativos ($P<0,05$). También, se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuales, mediante análisis gráfico, y la independencia mediante la prueba de Durbin-Watson.

En el Cuadro 2 se presentan tres modelos generales para el tipo forestal siempreverde, la ecuación SV(1) considera todas los árboles con $DAP>5$ cm, en cambio, las ecuaciones SV(1.1) y SV(2), consideran solo los árboles con $DAP\geq 10$ cm. Es importante destacar que las ecuaciones SV(1) y SV(1.1) son muy similares, lo que indica que los árboles con diámetros menores no generan un mayor error en la estimación. La ecuación SV(2) presenta con respecto a SV(1) un menor error estándar y el estadístico de la prueba D-W es más cercano a 2. Sin embargo, este modelo considera la variable altura total que muchas veces no está disponible en los inventarios forestales o es muy costoso y difícil de medir. Esto sucede sobre todo en bosques multiespecíficos y con varios estratos, como es el caso de los bosques del tipo forestal siempreverde.

El análisis de las dos poblaciones de siempreverde por separado (SVC(1) y SVA(1)), no entregó, respecto al análisis de la ecuación SV(1), una diferencia sustancial en los estimadores de los modelos (Cuadro 2). Esto, a su vez, se refleja gráficamente en la Figura 1. La tendencia de ambas distribuciones es muy similar, a pesar que para el bosque siempreverde de la Cordillera de la Costa se cuente con árboles de menores diámetros. Con los modelos de SVC y SVA, sucede lo mismo que con los modelos generales SV. Al incorporar la variable altura total, mejoran un poco los modelos respecto a los que solo incluyen el DAP. Sin embargo, es considerablemente más práctico y eficiente utilizar los modelos de una sola entrada.

¹ Necromasa es la biomasa muerta sobre el suelo y de los árboles muertos en pie.

Cuadro 2. Modelos de mejor ajuste para estimar la biomasa aérea de bosques del tipo forestal siempreverde, en función del dap y la altura total.

Ecuación	Modelo	n	Rango de DAP (cm)	r ² ajust	S.E.E.	D-W test*
SV(1)	$LN(BT)=-1,835+2,291*LN(DAP)$	269	5 - 104	0,98	0,2657	1,63
SV(1.1)	$LN(BT)= -1,897+2,309*LN(DAP)$	210	10,1 - 104	0,97	0,2624	1,64
SV(2)	$LN(BT)=-2,647+2,104*LN(DAP)+0,502*LN(HT)$	269	5 - 104	0,97	0,2241	1,94
SVC(1)	$LN(BT)=-1,624+2,235*LN(DAP)$	137	5 - 55	0,96	0,2809	1,90
SVC(1.1)	$LN(BT)=-2,294+2,057*LN(DAP)+0,438*LN(HT)$	137	5 - 55	0,96	0,2588	1,98
SVA(1)	$LN(BT)=-2,041+2,340*LN(DAP)$	132	5 - 104	0,99	0,2342	1,4
SVA(1.1)	$LN(BT)=-2,460+2,082*LN(DAP)+0,462*LN(HT)$	132	5 - 104	0,99	0,2127	1,55

Las ecuaciones de regresión SV(1.1) y SV(2) consideran árboles con DAP 10cm, todas las otras ecuaciones consideran árboles con DAP>5 cm.

SV:Siempreverde; SVC:Siempreverde Costero; SVA: Siempreverde Andino; BT: Biomasa total sobre el suelo (aérea); DAP: diámetro a la altura del pecho; HT: altura total.

*Prueba para residuos autocorrelacionados. Este estadístico debe ser lo más cercano a 2.

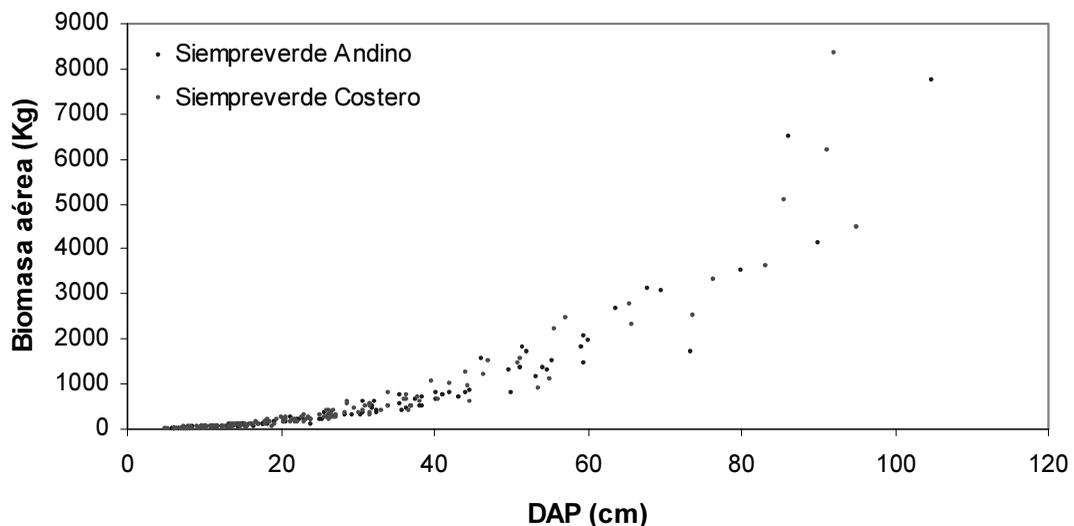


Figura 1. Biomasa aérea en función del DAP para bosques del tipo forestal siempreverde de la Precordillera Andina y Cordillera de la Costa.

En el Cuadro 3 se presentan las ecuaciones de mejor ajuste para estimar la biomasa de algunas especies del tipo forestal siempreverde. Estas entregan mejores estadísticos que las ecuaciones generales. Sin embargo, es importante poder contar con ecuaciones de regresión

para estimar biomasa más generales, de fácil aplicación para estimar el carbono acumulado por hectárea. Además, es difícil que estén las ecuaciones de regresión de biomasa para todas las especies.

Cuadro 3. Modelos de mejor ajuste para estimar la biomasa aérea de especies del bosque del tipo forestal siempreverde, en función del dap, dat y la altura total.

Ecuación	Modelo	n	Rango de DAP (cm)	r ² ajust	S.E.E.	D-W test
DW	LN(BTA)=-1,863+2,090*LN(DAT)	43	5 - 51,5	0,94	0,3324	1,89
EC(1)	LN(BTA)=-1,472+2,223*LN(DAP)	41	5 - 95	0,99	0,1934	1,82
EC(2)	LN(BTA)=-2,544+1,994*LN(DAP)+0,630*LN(HT)	41	5 - 95	0,99	0,1758	2,02
LP	LN(BTA)=-1,808+2,084*LN(DAP)+0,184*LN(HT)	43	5 - 73,5	0,99	0,1450	1,73
ND	LN(BTA)=-2,935+1,974*LN(DAT)+0,762*LN(HT)	28	5 - 104	0,99	0,1693	1,67
NN	LN(BTA)=-1,017+2,125*LN(DAP)	30	5 - 47	0,96	0,1671	2,3
PN	LN(BTA)=-1,946+2,315*LN(DAP)	27	5 - 55	0,98	0,2039	1,84

DW: *Drimys winteri*; EC: *Eucryphia cordifolia*; LP: *Laureliopsis philippiana*; ND: *Nothofagus dombeyi*; NN: *Nothofagus nitida*; PN: *Podocarpus nubigena*

Cuadro 4. Contenido de carbono en la biomasa de las especies arbóreas.

Especie arbórea	Promedio (%)*
<i>Amomyrtus luma</i>	42,73
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	42,88
<i>Drimys winteri</i>	45,48
<i>Eucryphia cordifolia</i>	43,63
<i>Gevuina avellana</i>	42,53
<i>Laureliopsis philippiana</i>	44,59
<i>Nothofagus dombeyi</i>	43,70
<i>Nothofagus nitida</i>	44,54
<i>Podocarpus nubigena</i>	45,53
<i>Saxegothaea conspicua</i>	46,65
<i>Weinmannia trichosperma</i>	42,79
Promedio	44,10
SD	1,37

*Estos son promedios ponderados

SD: desviación estándar

En los Cuadros 4 y 5 se entregan los porcentajes calculados de carbono contenido en la biomasa de las diferentes especies arbóreas del bosque siempreverde, en la necrosomasa, el sotobosque y la hojarasca. Estos resultados son más bajos que los valores de 50% utilizados por el IPCC (1996) y señalados en la literatura. Sin embargo, Segura *et al.* (1999), utilizaron una relación de carbono de 43 a 45% para biomasa de bosques de

bajura en la zona atlántica de Costa Rica. A su vez, Cubero y Rojas (1999), estimaron una relación de 32 a 40% para la biomasa de plantaciones de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Bombacopsis quinata* en Costa Rica. Estos porcentajes se acercan bastante a los valores obtenidos en este estudio.

Cuadro 5. Contenido de carbono en la biomasa de otros estratos del ecosistema forestal.

Estrato	Promedio (%)	SD
Necromasa	40,73	2,67
Sotobosque	39,01	2,23
Hojarasca	37,58	4,43

SD: desviación estándar

Cuadro 6. Carbono acumulado para los diferentes sitios estudiados del tipo forestal siempreverde (TonC/ha).

Tipo de bosque	Siempreverde andino			Siempreverde costero		
	Putraique	San Juan	Boquial	Chaihuín	Llancacura	Buenaventura
Biomasa arbórea	312,98	503,12	333,78	160,02	282,15	140,07
Raíces	87,51	132,97	90,96	43,63	79,48	38,87
Necromasa	26,20	18,67	39,59	36,67	53,57	10,44
Sotobosque	9,68	0,50	1,84	1,20	2,79	0,48
Hojarasca	4,88	6,80	6,65	13,8	5,87	3,40
Total	441,24	662,06	472,82	255,26	423,86	193,27

Para la estimación de la biomasa arbórea por hectárea, se utilizaron los datos de las tablas de rodal de los inventarios de carbono y las ecuaciones alométricas del Cuadro 2. La biomasa de raíces se obtuvo utilizando la proporción de biomasa de raíces con respecto a la biomasa arbórea aérea obtenida en los individuos muestreados. La biomasa de los otros estratos, se midió directamente en las subparcelas de los inventarios de carbono. Con esta información y el porcentaje calculado de carbono contenido en la biomasa de las diferentes especies arbóreas, necromasa, sotobosque y hojarasca (Cuadros 4 y 5), se estimó el carbono acumulado en los distintos estratos de los ecosistemas forestales estudiados (Cuadro 6).

En el cuadro 6, se puede ver que el carbono almacenado es muy variable entre los distintos bosques estudiados del tipo forestal siempreverde. Los bosques de renovals (Chaihuín y Buenaventura) presentan una muy baja acumulación de carbono respecto a los bosques adultos.

La biomasa arbórea aérea representa en promedio el 70% del carbono acumulado en el ecosistema forestal, sin considerar el carbono almacenado en el suelo. El

segundo componente más importante, son las raíces que presentan entre el 17 y 20% del carbono acumulado. La necromasa, el sotobosque y la hojarasca, presentan en conjunto desde 3,93 (San Juan) hasta 20,25% (Chaihuín) del carbono almacenado en los bosques estudiados. Esto muestra una mayor variabilidad de acumulación de carbono en estos estratos del bosque, lo que hace más difícil su estimación a través de métodos indirectos.

Factores de expansión

El factor de expansión (FE), que es la razón entre la biomasa total y la biomasa comercial, varía según el grado de intervención del bosque. Por lo tanto, según la literatura, existe un menor FE para bosques cerrados y menos alterados y un mayor FE para bosques abiertos y con mayor alteración (Brown y Lugo, 1984). Sin embargo, en este estudio, no se encontró ninguna tendencia clara entre el FE y el área basal, el diámetro medio cuadrático (DMC) o la cantidad de biomasa acumulada.

En este trabajo, se calculó el FE de la biomasa total, que incluye la biomasa no comercial de los árboles, la necromasa, el sotobosque y la hojarasca. También se calculó el FE de la biomasa total arbórea que incluye las

Cuadro 7. Factores de expansión para los diferentes sitios estudiados y por tipo de bosque.

Tipo de bosque	Sitio	FE _(B.total) ^a	FE _(B.arbórea) ^b	FE _(B.arbórea aérea) ^c
Siempreverde andino	Putraique	2,36	2,08	1,62
	Boquial	2,22	1,99	1,57
	San Juan	1,96	1,88	1,49
	Promedio	2,18	1,98	1,56
Siempreverde costero	Chaihuín	2,83	2,26	1,78
	Buenaventura	1,95	1,81	1,42
	Llancacura	1,89	1,61	1,26
	Promedio	2,22	1,89	1,49

^a Razón entre la biomasa total, incluyendo la biomasa no comercial de los árboles, las raíces, el sotobosque, la hojaraca y la necromasa, y la biomasa comercial.

^b Razón entre la biomasa total arbórea, incluyendo las raíces, y la biomasa comercial.

^c Razón entre la biomasa arbórea sobre el suelo y la biomasa comercial.

raíces y el FE de la biomasa arbórea sobre el suelo. Esta información refleja la importancia en biomasa, que tienen los distintos estratos dentro de un ecosistema forestal y como influyen en la estimación del carbono acumulado por hectárea.

El FE de biomasa sobre el suelo promedio fue de 1,56 para los sitios en el sector de la Precordillera de los Andes, variando entre 1,49 y 1,62 y de 1,49 para los sitios en el sector de la Cordillera de la Costa, con un rango entre 1,26 y 1,78 (Cuadro 7). Estos FE calculados coinciden con los reportados en la literatura para bosques tropicales y templados del hemisferio norte (Brown y Lugo, 1984; Brown, et al., 1991; Schroeder et al., 1997).

Los coeficientes de variación para los FE de los sitios de la Cordillera de la Costa, son más altos (CV%17,54; 11,1 y 8,88 para FE_(B.total), FE_(B.arbórea) y FE_(B.arbórea aérea) respectivamente) que los de la Precordillera de los Andes (CV%6,77; 3,34 y 2,19 para FE_(B.total), FE_(B.arbórea) y FE_(B.arbórea aérea) respectivamente). Esto se debe a que los bosques muestreados en la Cordillera de la Costa presentaban condiciones muy diferentes, especialmente en cuanto al estado de desarrollo y condiciones de sitio. También se puede ver que los FE de la biomasa arbórea aérea, presentan un menor CV% que los que incluyen raíces y otros estratos del ecosistema como la necromasa, el sotobosque y la hojarasca.

Para efectos de comparar dos métodos diferentes de estimación de la biomasa arbórea aérea y su correspondiente carbono acumulado, se utilizaron, a modo de ejemplo, los datos de los árboles vivos del bosque siempreverde costero de Chaihuín. Para el primer

ejercicio de estimación de la biomasa, se utilizó la ecuación SV(1.1) con los respectivos datos del inventario forestal. El segundo método probado es más complejo. Esta vez, se utilizaron los datos muestreados en terreno para estimar el correspondiente volumen por hectárea (m³/ha). Para esto se recurrió a las ecuaciones desarrolladas por Emanuelli (1999) para especies arbóreas de la Cordillera de la Costa. A continuación, se estimó la biomasa total de los árboles, a través del volumen fustal, la densidad básica de las especies y el FE promedio para la Cordillera de la Costa. A estas dos estimaciones se les aplicó la fracción de carbono (promedio ponderado) obtenida en laboratorio para este sitio (Cuadro 8).

Los dos métodos entregan estimaciones de biomasa y carbono bastante diferentes. La estimación de la biomasa y del carbono acumulado a través del volumen entrega valores bastante superiores a los obtenidos a través de la aplicación de la ecuación SV(1.1). Es muy probable, que gran parte de la diferencia se deba a que las ecuaciones desarrolladas por Emanuelli (1999), no consideraron descuentos de volumen por pudriciones o por defectos. Por lo tanto, no es recomendable estimar la biomasa y el carbono acumulado a través de funciones de volumen que no consideren descuentos por pudriciones o por defectos, ya que sobrestiman la biomasa y el carbono acumulado.

Conclusiones

Las ecuaciones con el mejor ajuste para el tipo forestal siempreverde, son las basadas en el modelo

Cuadro 8. Biomasa arbórea y carbono acumulado en el bosque siempreverde costero de Chaihuín a través de dos métodos de estimación.

Método	Biomasa (Ton/ha)	Carbono acumulado (TonC/ha)
Modelo de biomasa (SV1.1)	293,44	130,70
Vol-Db-FE _(B.arbórea aérea)	391,63	173,43

Vol-Db-FE_(B.arbórea aérea): Estimación de la biomasa arbórea aérea a través del volumen y la densidad básica de la madera.

alométrico con forma linealizada mediante logaritmo natural, lo que concuerda con la mayoría de estudios de biomasa forestal.

El carbono almacenado en este tipo de bosques varía entre los sitios estudiados, de 193,27 (Buenaventura) a 662,06 Ton/ha (San Juan). Esta variación depende del grado de desarrollo y grado de intervención del bosque e indica, a su vez, el potencial de acumulación de carbono que podrían presentar los bosques degradados y los renovales o bosques jóvenes.

El carbono acumulado en los sitios con bosques adultos del tipo forestal siempreverde, superaron la mayoría de los valores reportados por la literatura tanto para bosques tropicales como para bosques templados del hemisferio norte.

Es necesario mejorar las mediciones de volumen, es decir, desarrollar ecuaciones para estimar el volumen que consideren factores de descuento por pudriciones u otros defectos. Con esto, se acercaría más las estimaciones de biomasa y carbono, a partir del volumen del bosque, a las estimaciones con ecuaciones alométricas.

Los FE calculados en este estudio, pueden ser una herramienta muy útil para estimar la biomasa y el carbono acumulado en los distintos estratos de los bosques del tipo forestal siempreverde, contando solo con información de inventarios forestales.

Sin embargo, es necesario tener presente la gran variabilidad de estos bosques, especialmente en cuanto a la cantidad de biomasa y carbono acumulado en la necromasa, el sotobosque y la hojarasca. Por esto, es necesario realizar más estudios para encontrar las variables que podrían influir en los niveles de acumulación de biomasa y almacenamiento de carbono en los distintos tipos de bosques del tipo forestal siempreverde.

Bibliografía

- BROWN, S.; A. LUGO. 1984. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science* (Washington;D.C.), 223: 1290-1293.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A.; LUGO, A. 1991. Biomass of tropical forests o southeast Asia. *Can. J. For. Res.* 21: 111-117.
- BROWN, S.; J. SATHAYE; M. CANNELL; P. KAUPPI. 1996. Mitigation of carbon emission to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review.* 75(1): 80-91.
- BROWN, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. FAO Roma. Forestry Paper 135.
- CUBERO, J.A.; ROJAS, S. 1999. Fijación de carbono en plantaciones de melina (*Gmelina arborea* Roxb.), teca (*Tectonia grandis* L.f.) y pochote (*Bombacopsis quinata* Jacq.) en los cantones de Hojancha y Nicoya, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de grado. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 93 p.
- EMANUELLI, P. 1999. Funciones generales de volumen para la Reserva Nacional Valdivia. Proyecto Manejo Sustentable del Bosque Nativo (CONAF-GTZ). 22 p.
- IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Report of the twelfth session of the intergovernmental panel on climate change. Reference manual and work book of the IPCC 1996 revised guidelines for national greenhouse gas inventories. Mexico city, 11 - 13 September 1996.
- SEGURA, M.; KANNINEN, M.; ALFARO, M.; CAMPOS, J.J. 1999. Almacenamiento y fijación de carbono en bosques de bajura de la zona atlántica de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana.* 23-28.
- SCHROEDER, P.; S. BROWN, J. MO, R. BIRDSEY, C. CIESZEWSKI. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *Forest Science.* 43(3): 424-434.

Ecuaciones de Biomasa de Raíces y sus Tasas de Acumulación en Bosques Sucesionales y Maduros Tropicales de Colombia

Carlos Alberto Sierra¹ | Jorge Ignacio del Valle² y Sergio Alonso Orrego³

Resumen

En esta investigación se estudió la biomasa de raíces finas (≤ 5 mm) y gruesas (> 5 mm) en bosques secundarios y primarios de la cuenca media del río Porce, cordillera Central de los Andes colombianos. Se utilizó una relación alométrica simple entre el diámetro normal de los árboles D (cm) y su biomasa radical BR_g (kg) y se encontró la biomasa promedio por estado sucesional en parcelas permanentes de 500 m². La biomasa de raíces finas se estimó con una ecuación en función del área basal del estado seral. La biomasa radical promedio en los bosques secundarios se estimó en 20,37 t/ha y en 54,79 t/ha para el bosque primario. Usando las tasas de incremento diamétrico de las parcelas permanentes se encontraron las tasas de incremento de la biomasa radical en los estados serales, mediante la función de crecimiento de von Bertalanffy. El tiempo requerido por la sucesión para alcanzar una biomasa similar a la de los bosques primarios es de 39,7 años. Se modeló la relación entre la biomasa radical y la biomasa aérea BR/BA y el porcentaje de contribución de la biomasa radical a la biomasa total, en función del diámetro normal de los árboles de los bosques secundarios. Se encontró que existe una tendencia creciente en el porcentaje de contribución, quizá debida a la compactación de los suelos usados anteriormente para ganadería. La contribución de la biomasa total de raíces a la biomasa total aérea (incluyendo palmas, bejucos y vegetación herbácea) en función del área basal, muestra un comportamiento decreciente con valores muy altos en los primeros estados sucesionales. Este trabajo muestra la dinámica del carbono en la biomasa radical como escenario de recuperación de áreas degradadas por la ganadería, sobre una línea base de uso intensivo del suelo.

Palabras clave: biomasa subterránea; bosques maduros; bosques secundarios; Colombia; porcentaje de contribución; raíces gruesas; raíces finas; relación BR/BA .

¹Estudiante Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

[†] AA. 1779 Medellín, Colombia, Sur América; Tel.: 57-(4)-4309021, 57-(4)-2560614;

Email: casierra@colforest.com.co

²Profesor titular, Departamento de Ciencias Forestales, U. Nacional de Colombia, Sede Medellín.

Email: jidvalle@perseus.unalmed.edu.co

³Profesor asistente, Departamento de Ciencias Forestales, U. Nacional de Colombia, Sede Medellín.

Email: saorrego@perseus.unalmed.edu.co

Introducción

La deforestación de los bosques tropicales para su conversión en pasturas o usos agrícolas es un fenómeno que se viene presentando en Colombia, particularmente en las zonas bajas y medias de las cordilleras Central y Oriental, desde principios del siglo XIX (Sánchez et al. 1998) y se ha acelerado principalmente desde el final de la segunda guerra mundial (Myers 1980). La ocupación humana de territorios antiguamente boscosos implicó la emisión de importantes cantidades de C a la atmósfera (Myers 1980, Sánchez et al. 1998).

Cuando los terrenos de baja productividad son abandonados luego de la explotación, la vegetación acumula C en su biomasa en los componentes aéreos y subterráneos (Brown & Lugo 1990).

En proyectos de medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales generalmente no se mide el compartimento subterráneo, debido a las dificultades para su extracción y a los costos; por tanto, se usan valores reportados en la literatura (MacDicken 1997, Brown et al. 1999, de Jong et al. 2000, Salimon & Brown 2000). Sin embargo, la biomasa de raíces es un importante sumidero

Métodos

RAÍCES GRUESAS:—Se consideraron raíces gruesas todas aquellas que tenían diámetro mayor de 5 mm. Para estimar su biomasa se utilizó la ecuación estimada por Sierra (2001) y los diámetros de los árboles del área medidos por Orrego & del Valle (2001). La ecuación utilizada es:

$$\ln BRg = -4,273 + 2,633 \cdot \ln D \quad (1)$$

($n = 39$; $R^2 = 88\%$)

donde BRg es la biomasa de raíces gruesas de los árboles del bosque secundario en kg, D es el diámetro normal del individuo en cm. Para comparar el aporte de la biomasa de raíces a la biomasa aérea o a la biomasa total, se utilizó la relación biomasa radical/ biomasa aérea (BR/BA) y el porcentaje de contribución (%Contribución), respectivamente.

Según Sutton & Tinus (1983) la proporción BR/BA es el total de la masa del sistema radical dividido entre la masa total de la parte aérea, usualmente expresada en peso seco. La contribución de la biomasa radical a la biomasa total de los árboles se puede evaluar con el porcentaje de contribución. Éste en términos de la proporción BR/BA, se define (Sandford & Cuevas 1996) así:

$$\%Contribución = \frac{(BR/BA) \times 100}{(BR/BA) + 1} \quad (2)$$

Con esta ecuación se modeló la tendencia de la relación BR/BA y el %Contribución en función del diámetro normal, usando la ecuación de biomasa de los árboles del bosque secundario BA estimada por Colorado (2001).

$$\ln BA = -2,232 + 2,422 \ln D \quad (3)$$

($n = 152$; $R^2 = 97,5\%$)

Igualmente, se usó la ecuación de biomasa de raíces gruesas BRg en función del área basal G, en m²/ha, del estado seral (Sierra 2001)

$$BRg = 0,424 \cdot G^{1,195} \quad (4)$$

($n = 77$; $R^2 = 96\%$)

RAÍCES FINAS:—Se definió como raíces finas aquellas que tienen un diámetro menor o igual a 5 mm. Para conocer su biomasa (MR_f) se utilizó la ecuación propuesta por Sierra (2001) en función del área basal del bosque:

$$MR_f = 6,9981 + 0,2879 \cdot G \quad (5)$$

($n = 12$; $R^2 = 49\%$)

BIOMASA TOTAL DE RAÍCES:—Utilizando las ecuaciones estimadas para raíces gruesas y finas se calculó la biomasa y el carbono total de raíces para dos mediciones sucesivas (2000-2001) de las parcelas permanentes establecidas en el área. Se estimó el cambio de biomasa entre ambas mediciones y se calculó el incremento de biomasa para un período de un año (Orrego & del Valle 2001). Los datos se agruparon en clases de biomasa de raíces de acuerdo con la frecuencia de incrementos. Para cada clase se determinó el cambio de biomasa promedio y se ajustó el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (Vanclay 1994, del Valle & Lema 1999)

$$\frac{dBR}{dt} = \eta BR^m - \gamma BR \quad (6)$$

Integrando esta función se determinó el tiempo necesario para alcanzar la biomasa máxima y promedio de los bosques maduros

$$BR = A \left(1 - b e^{-k(t-t_0)} \right)^{1/(1-m)}, \quad m \neq 1 \quad (7)$$

donde $A = (\eta/\gamma)^{1/(1-m)}$ y es la asíntota de la biomasa de raíces; $b = 1 - (Y_0/A)^{(1-m)}$; Y_0 es la biomasa de raíces de la marca de clase más pequeña que corresponde a t_0 ; $t \geq 0$ es la edad en años de la sucesión; $k = (1-m) \gamma$; m , γ , η son los estimadores paramétricos no lineales de la ecuación (6).

Este método ha sido empleado básicamente para estudiar el crecimiento diamétrico de los árboles (del Valle 1986, del Valle & Lema 1999) y para el crecimiento de la biomasa aérea (del Valle 2001). En esta investigación se usa para estudiar el crecimiento de la biomasa de raíces bajo el principio de proporcionalidad entre variables de talla o alometría (Broad 1998). En estudios de biomasa es más común ajustar la ecuación (7) (Hughes et al. 1999), o su versión modificada cuando se conoce la biomasa máxima (del Valle 1986, Vanclay 1994, del Valle & Lema

1999, Salimon & Brown 2000). Sin embargo, el crecimiento de la biomasa de raíces no ha acudido, hasta ahora, al uso de los modelos (6) o (7).

La tasa de crecimiento promedio puede encontrarse usando el valor medio de una función definida en el cálculo diferencial. Éste, es un valor medio de las tasas de crecimiento que se ajustan a una función de tasas de crecimiento, cuyos límites están entre el valor inicial de BR (cero) y su asíntota

$$\overline{BR} = \frac{1}{A} \int_{BR=0}^{BR=A} \left(\frac{dBR}{dt} \right) dBR \quad (8)$$

Resultados y Discusión

RAZÓN BR/BA Y %CONTRIBUCIÓN:—Los resultados de la razón BR/BA y %Contribución generalmente se presentan como un valor promedio para una comunidad vegetal (Sandford & Cuevas 1996, Brown 1997, Cairns et al. 1997). Sin embargo, la relación BR/BA varía con la edad de los árboles y de los rodales (Bray 1963, Gerhardt & Fredriksson 1995) y también con la composición florística y las características fisicoquímicas del suelo (Chapin 1980, Cairns et al. 1997). En este trabajo se muestra el comportamiento de la relación BR/BA y el %Contribución en función del diámetro normal de los individuos. Al dividir la ecuación (1) entre (3), se obtiene la relación BR/BA para los árboles del bosque secundario en función del diámetro normal del individuo

$$\frac{BRg}{BA} = 0,11945 \cdot D^{0,211} \quad , D \geq 0 \quad (9)$$

Asimismo, el porcentaje de contribución se puede expresar como

$$\%Contribución = \frac{11,945 \cdot D^{0,211}}{(0,11945 \cdot D^{0,211} + 1)} \quad , D \geq 0 \quad (10)$$

En la Figura 2 se puede observar la tendencia del aporte de las raíces a la biomasa total de los árboles, el cual es siempre creciente, pero crece a tasas muy bajas; es decir, que cada vez se le aporta más carbono a las raíces gruesas para que cumplan con sus funciones fisiológicas y de soporte.

Este comportamiento del aporte de la biomasa de raíces gruesas es contrario al observado en bosques tropicales maduros (Rai & Proctor 1984, Klinge 1973),

donde la relación BR/BA muestra un comportamiento decreciente a medida que aumenta el porte de los individuos. Klinge (1973) explica esto en relación con el comportamiento de las raíces finas, las cuales muestran una tendencia creciente para suplir los requerimientos en agua y nutrientes del árbol, mientras que las raíces gruesas sólo son necesarias para el anclaje y el soporte del árbol. Aquí se plantea la hipótesis de que los árboles del bosque secundario en el área de estudio deben localizar más C en las raíces gruesas, debido al problema de compactación de los suelos que origina un medio difícil para la penetración de los sistemas radicales. Las raíces gruesas tendrán mejores oportunidades de alcanzar mayores profundidades para capturar agua, que se puede estar perdiendo en las capas superficiales del suelo por la dificultad de penetrar a través del perfil. Igualmente, una mayor proporción de raíces gruesas mejora las condiciones de aireación del suelo constituyendo un factor importante para el desarrollo de los sistemas radicales (Jenik 1971, Cassel & Lal 1992).

BIOMASA DE RAÍCES Y CARBONO TOTAL:—

Se calculó el promedio de la biomasa total de raíces, tanto para los bosques secundarios como para los bosques primarios. Además, se estimó la biomasa y el carbono total usando las áreas estimadas para cada cobertura en la zona de estudio. Los resultados se resumen en la Tabla 1.

La biomasa de raíces en los bosques primarios es significativamente mayor que en los bosques secundarios. La biomasa de raíces gruesas en los bosques primarios es muy alta ya que los árboles localizan mucho más carbono en estas estructuras. En los bosques secundarios no hay diferencias significativas entre la biomasa de raíces finas y gruesas. Cuando se presenta una perturbación, natural o antrópica, la biomasa de raíces se afecta menos si se compara con los compartimentos aéreos, y puede recuperarse fácilmente dependiendo de la magnitud, la extensión y la duración de la perturbación y de las condiciones ambientales. En los bosques secundarios del área de estudio el carbono en las raíces finas se recupera fácilmente y en las raíces gruesas puede alcanzar valores altos a medida que avanza la sucesión. Lara (2001) encontró que a medida que avanza el proceso sucesional, el carbono del suelo y la densidad aparente tienden a recuperarse. Esta recuperación se debe, básicamente, al aporte de materia orgánica de las raíces y de los detritos en descomposición.

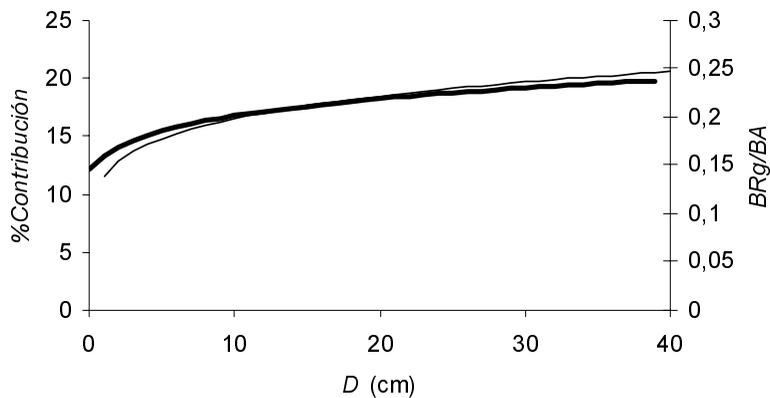


FIGURA 2. %Contribución (línea gruesa) y relación BRg/BA (línea delgada) para los árboles del bosque secundario en función del diámetro normal

TABLA 1. Biomasa y carbono en las raíces de bosques primarios y secundarios.

	Bosques primarios (609,45 ha)		Bosques secundarios (351,89 ha)		Bosques primarios y secundarios Total (t)
	Promedio (t/ha)	Total (t)	Promedio (t/ha)	Total (t)	
Raíces gruesas	37,179 ^a	22.658,74	9,650	3395,74	26.054,48
Raíces finas	17,607	10.730,59	10,719	3771,91	14.502,50
Biomasa Total	54,786	33.389,33	20,369	7167,65	40.556,98
Carbono Total ^b	24,654	15.025,20	9,166	3225,42	18.250,62

^a Estimada usando calicatas de 1 m³ (n = 20) (Sierra 2001).

^b Porcentajes determinados en un analizador de C y N Carlo Erba 1500N (Orrego & del Valle 2001).

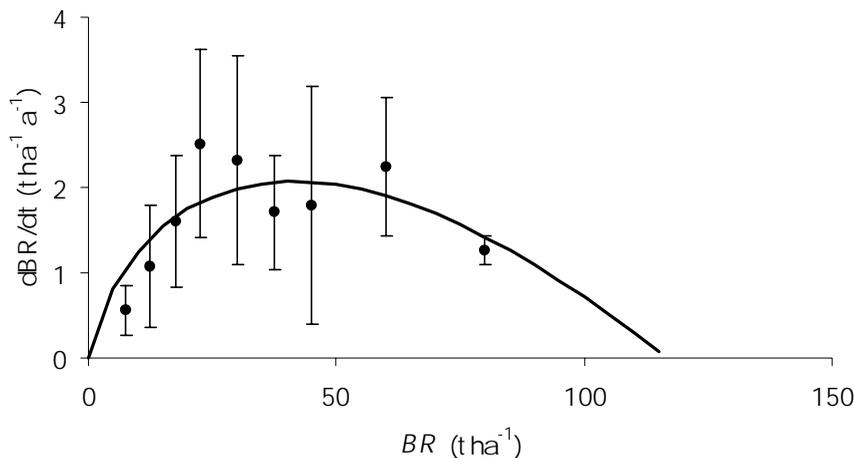


FIGURA 3. Tasa de crecimiento anual de la biomasa de raíces en función de la biomasa de raíces. La curva representa el incremento anual de la biomasa de raíces estimado con la ecuación (10). Los puntos representan el promedio del incremento en la biomasa de raíces por cada clase de biomasa de raíces. Las líneas verticales representan la desviación estándar del promedio en cada clase

TASAS DE CRECIMIENTO DE LA BIOMASA DE RAÍCES:-La relación entre las tasas de crecimiento de la biomasa de raíces y la biomasa de raíces presenta un comportamiento unimodal sesgado a la derecha (Figura 3). Para algunas marcas de clase se puede observar una alta variabilidad, representada por la desviación estándar, lo cual es común en estudios de crecimiento (Manokaran & Swaine 1994, Vanclay 1994, Alder 1995).

El modelo que mejor describe las tasas de crecimiento de la biomasa de raíces es el de von Bertalanffy

$$\frac{dBR}{dt} = 0,917249 \cdot BR^{0,9289} - 0,653945 \cdot BR$$

($R^2 = 60,4\%$; $CME = 0,214$; $DW = 1,47$; $n = 9$) (11)

El modelo (11) tiene la virtud de que en su forma integrada se puede conocer la variable independiente en función del tiempo (del Valle & Lema 1999

$$BR = 116,614 \left(1 - 0,177e^{-0,0465 \cdot t} \right)^{14,065} \quad (12)$$

De acuerdo con este modelo la biomasa de raíces tiende a un valor asintótico de 116,614 t/ha en un estado de máxima ocupación del bosque (Figura 4). El tiempo necesario para alcanzar el 90% de la asintota es 68,1 años, para el 95% es 83,53 años, y para el 99% es 118,68 años. El tiempo para alcanzar un porcentaje cercano a la asintota varía considerablemente ante pequeños cambios de dicho porcentaje. Sin embargo, los valores están subestimados ya que en el proceso de integración se usó un valor para Y_0 de 7,5 t/ha; es decir, que el punto de partida del modelo corresponde al mínimo valor de los datos disponibles. Existe entonces un tiempo desconocido desde el instante que se abandona el

bosque hasta el momento que alcanza 7,5 t/ha de biomasa de raíces. Si se asume que desde el abandono hasta 7,5 t/ha la biomasa de raíces aumenta linealmente con la tasa de dicha marca de clase, se requerirían 13,4 años adicionales y el tiempo para alcanzar el 90% de la asintota sería 81,5 años. Hughes *et al.* (1999) encontraron que la sucesión necesita 73 años para alcanzar el 90% de la biomasa aérea en bosques húmedos tropicales de México usando un procedimiento similar al de este trabajo. Con la ecuación que presentan Salimon & Brown (2000), se puede estimar que la sucesión, en bosques de la Amazonia, necesita 92,1 años para alcanzar el 90% de la biomasa aérea de los bosques maduros. En el mismo sitio Fearnside & Guimarães (1996) estimaron el tiempo requerido en 100 años. El resultado encontrado en este trabajo está cerca de los valores citados y cuenta con una base de datos más extensa. Saldarriaga (1988) encontró que el tiempo requerido por la sucesión en bosques de tierras bajas de la Amazonia, está entre 140 y 200 años, donde se tienen bajas tasas de crecimiento en los estados más avanzados de la sucesión. Aunque se trata de dos compartimientos diferentes (biomasa aérea y biomasa subterránea), la comparación es pertinente si se evalúa el tiempo requerido por la sucesión secundaria para alcanzar un estado de madurez avanzado.

Ya que la biomasa promedio total de raíces en los bosques primarios es 54,786 t/ha (Tabla 1), se calculó el tiempo requerido por la sucesión para llegar a este valor mediante la ecuación (12). El tiempo que necesitan los bosques sucesionales de la zona de estudio para alcanzar una biomasa de raíces similar a la de los bosques primarios actuales, es 39,67 años. Esto quiere decir que los bosques primarios de la zona están a 28,5 años del 90% de un bosque maduro sin ningún tipo de perturbación. Sierra & Herrera (2001) encontraron que la biomasa aérea se recupera en 33,2 años, aproximadamente 6 años después de que se recupera la biomasa de raíces.

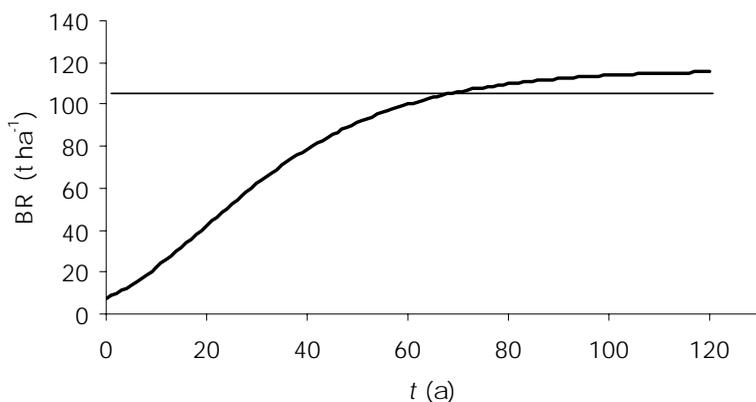


FIGURA 4. Biomasa de raíces en función de la edad de la sucesión en bosques secundarios y primarios intervenidos. La línea horizontal que cruza la gráfica representa el 90% del valor asintótico de la curva (104,95 t/ha) y se alcanza a los 68,1 años.

Brown & Lugo (1990) muestran que la biomasa de raíces se recupera muy rápidamente luego de una perturbación. Para las raíces finas la recuperación es rápida, pero para las raíces gruesas el grado de compactación del suelo determina la localización de agua y nutrientes en los individuos de hábito arbóreo.

La tasa media de crecimiento encontrada con la ecuación (8) es $1,406 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Esta tasa de crecimiento tiene la virtud de que puede ser comparada con otros valores encontrados a partir de un modelo de tasas de crecimiento.

La biomasa aérea total, compuesta por los árboles $> 1 \text{ cm}$ de diámetro, la vegetación herbácea y leñosa pequeña, bejucos y palmas fue calculada por Orrego & del Valle (2001). Por su parte Sierra & Herrera (2001) la agregaron en la expresión

$$BAT = \exp(0,3204 + 1.3282 \cdot G^{0,3687}) \quad (13)$$

($n=109$; $R^2=97,32\%$; $CME:0,031$)

donde BAT es la biomasa aérea total en función del área basal G. Al dividir la suma de las ecuaciones (4) y (5) entre la ecuación (13) se obtiene la relación entre la biomasa total de raíces y la biomasa total aérea en función del área basal de la sucesión (Figura 5).

A diferencia de los resultados para árboles individuales en bosques secundarios, la tendencia de las curvas en la Figura 5 es decreciente con el aumento del área basal de las parcelas. La biomasa aérea se vuelve un compartimento cada vez más importante a medida que avanza el proceso sucesional. En los primeros estados serales el aporte de la biomasa de raíces a la biomasa total es grande y decrece con el avance de la sucesión, expresada en área basal. En bosques de gran porte, cercanos a $80 \text{ m}^2/\text{ha}$ de área basal, la biomasa de raíces se vuelve menos importante pues la competencia por luz en la parte aérea es muy alta. Por su parte la competencia subterránea tiende a una constante, ya que

la ocupación tiende al nivel máximo y todos los individuos tienen la misma posibilidad de competir por los escasos recursos (Cahill & Casper 2000). En la Figura 5 se puede verificar la importancia de la biomasa de raíces, en términos de carbono, en los primeros estados sucesionales. En el área de estudio los valores altos de área basal son escasos, con una mediana de $13,21 \text{ m}^2/\text{ha}$ y una media de $12,92 \text{ m}^2/\text{ha}$ (Orrego & del Valle 2001). Esto quiere decir que para los bosques actuales la biomasa de raíces aporta entre 20% y 40% de la biomasa almacenada en el compartimento aéreo. Igualmente, la recuperación de la biomasa aérea en el proceso sucesional se debe, en buena medida, al efecto de las raíces sobre las propiedades del suelo.

Conclusiones

La biomasa de raíces constituye una porción importante de la biomasa total en los bosques tropicales, especialmente en bosques sucesionales donde se presentó un uso intensivo del suelo por ganadería. Tierras que actualmente se encuentran bajo uso pastoril son sumideros potenciales de C en la biomasa de raíces, ya que éstas localizan más C en su estructura debido a las condiciones degradadas de los suelos. Una buena aproximación a la biomasa de raíces y sus tasas de crecimiento se logra mediante la modelación matemática. La medición de una variable indirecta como el área basal permite estimar la biomasa subterránea con aceptable exactitud y a bajos costos. Igualmente sus tasas de crecimiento pueden determinarse a partir de mediciones de incrementos diamétricos, lo cual reduce los costos e incrementa las estimaciones del carbono capturado.

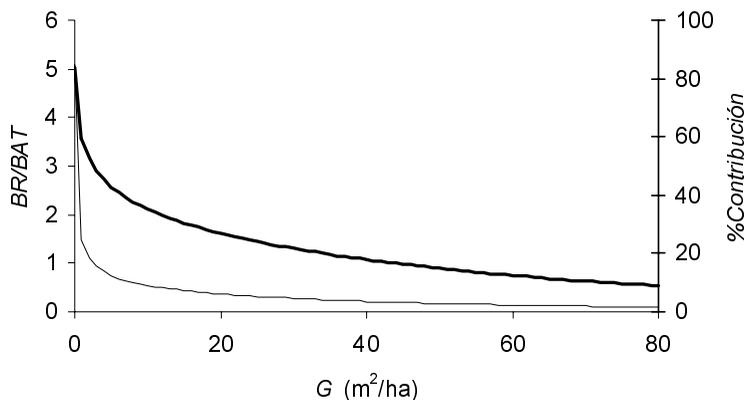


FIGURA 5. Relación entre la biomasa total de raíces y la biomasa total aérea BR/BA (línea delgada) y $\%Contribución$ (línea gruesa) en el rango sucesional

Agradecimientos

Esta investigación se realizó dentro de la línea de investigación Bosques y Cambio Climático, proyecto "Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación de CO₂, Central Hidroeléctrica Porce II", dirigido por los profesores Jorge Ignacio del Valle Arango y Sergio Alonso Orrego, cofinanciado por las Empresas Públicas de Medellín E.S.P. y la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Contrato 3/DJ-1367/17, Acta 19. Queremos agradecer a H. Orozco, G. J. López de EPM y G. Vázquez de la Universidad Nacional por su apoyo logístico. Igualmente, a J. Manjarrés, M. Ocampo, H. Sejín, M. A. Herrera y M. Zapata.

Literatura citada

- ALDER, D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forest. Tropical Forestry Papers No. 30. University of Oxford, Oxford.
- BERROUET, L. M., Y L. M. LOAIZA. 2001. Cálculo del tamaño de muestra. En S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las coberturas vegetales en la asimilación de CO₂. Informe de actividades N° 7, pp.16-27. Empresas Públicas de Medellín E.S.P., Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- BRAY, J. R. 1963. Root production and the estimation of net productivity. Canadian Journal of Botany 41: 65-72.
- BROAD, L. R. 1998. Allometry and growth. Forest Science 44: 458-464.
- BROWN, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forest: a primer. FAO Forestry Paper 134.
- BROWN, S., AND A. E. LUGO. 1990. Tropical secondary forest. Journal of Tropical Ecology 6: 1-32.
- BROWN, S. L., P. SCHROEDER, AND J. K. KERN. 1999. Spatial distribution of biomass in forest of the eastern USA. Forest Ecology and Management 123: 81-90.
- CAHILL, J. F., AND B. B. CASPER. 2000. Investigating the relationship between neighbor root biomass and belowground competition: field evidence for symmetric competition belowground. Oikos 90: 311-320.
- CAIRNS, M. A., S. BROWN, E. H. HELMER, AND G. A. BAUMGARDNER. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forest. Oecologia 111: 1-11.
- CASSEL, D. K., AND R. LAL. 1992. Soil physical properties of the tropics: common beliefs and management restraints. In R. Lal and A. Sánchez (Eds.). Myths and science of soils in the tropics, SSSA Special publication number 29, Wisconsin.
- CHAPIN, F. S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology and Systematics 11: 233-260.
- COLORADO, G. J. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea de los árboles de los bosques secundarios del área de influencia del Proyecto Hidroeléctrico Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín (en preparación).
- COUTTS, M. P., C. C. N. NIELSEN, AND B. C. NICOLL. 1999. The development of symmetry, rigidity and anchorage in the structural root systems of conifers. Plant and Soil 217: 1-15.
- DEL VALLE, J. I. 1986. La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy en la determinación de la edad y el crecimiento de árboles tropicales. Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín 39: 61-74.
- DEL VALLE, J. I. 2001. Crecimiento en biomasa y acumulación de carbono en los sajales del delta del río Patía. En G. Vázquez (Ed.). Jubileo de la Ingeniería Forestal: 50 años de academia y profesión. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Departamento de Ciencias Forestales, Medellín.
- DEL VALLE, J. I., Y A. LEMA. 1999. Crecimiento de cohortes de árboles coetáneos en rodales espacialmente dispersos: el caso de *Campnosperma panamensis*. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Físicas Exactas y Naturales 23: 249-260.
- DE JONG, B. H. J., R. TIPPER, AND G. MONTOYA-GÓMEZ. 2000. An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forest: evidence from southern Mexico. Ecological Economics 33: 313-327.
- EMPRESAS PÚBLICAS DE MEDELLÍN. 1992. Proyecto hidroeléctrico Porce II. Estudio de impacto ambiental. Informe final. INTEGRAL, Medellín.
- FEARNSIDE, P. M., AND W. M. GUIMARÃES. 1996. Carbon uptake by secondary forest in Brazil Amazonia. Forest Ecology and Management 80: 35-46.
- GERHARDT, K., AND D. FREDRIKSSON. 1995. Biomass allocation by broad-leaf Mahogany seedlings, *Swietenia macrophylla* (King), in abandoned pasture and secondary dry forest in Guanacaste, Costa Rica. Biotropica 27: 174-182.
- GILL, R. A., AND R. B. JACKSON. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytologist 147: 13-31.
- HUGHES, R. F., J. B. KAUFFMAN, AND V. J. JARAMILLO. 1999. Biomass, carbon, and nutrient

- dynamics in a humid tropical region of México. *Ecology* 80: 1892-1907.
- JARAMILLO, D. F. 1989. Estudio general de suelos, erosión y uso potencial agropecuario para los proyectos hidroeléctricos Porce II y Porce III. Empresas Públicas de Medellín, Medellín.
- JENIK, J. 1971. Root structure and underground biomass in equatorial forest. In P. Duvigneaud (Ed.). *Productivity of forest ecosystems*, pp. 323-331. Proceedings of Brussels Symposium, 1969. UNESCO, Geneva.
- KLINGE, H. 1973. Root mass estimation in lowland tropical rain forest of Central Amazonia, Brazil. II - "Coarse root mass" of trees and palms in different height classes. *Ann. Acad. Brasil. Cien.* 45: 595-609.
- LANDSBERG, J. J., AND S. T. GOWER. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. Academic Press, San Diego.
- LARA, W. 2001. Carbono orgánico en suelos de rastrojos, bosques secundarios y bosques primarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Medellín (en preparación).
- MACDICKEN, K. G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington.
- MANOKARAN, N., AND M. D. SWAINE. 1994. Population dynamics of trees in dipterocarp forest of peninsular Malaysia. *Malayan Forest Records* No. 40, Malaysia.
- MORALES, E. A. 1997. Apuntes metodológicos para el estudio de raíces en plantaciones forestales y bosques naturales. En Memoria del simposio internacional sobre posibilidades del manejo forestal sostenible en América Tropical, pp. 80-91. Bolfor, Cifor, IUFRO.
- MYERS, N. 1980. Conversion of tropical moist forest. National Academy of Sciences. Washington D.C.
- ORREGO, S. A., Y J. I. DEL VALLE. 2001. Eficiencia de las coberturas vegetales en la asimilación de CO₂. Informe Final. Empresas Públicas de Medellín E.S.P., Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- RAI, S. N., AND J. PROCTOR. 1986. Ecological studies on four rainforest in Karnataka, India. *Journal of Ecology* 74: 439-454.
- SÁNCHEZ, J., D. YANINE, G. MANTILLA, M. TORO, Y C. BARBOSA. 1998. Usos del territorio en Colombia. En P. Leyva (Ed.). *El medio ambiente en Colombia*, pp. 276-299. OP Gráficas, Santa Fé de Bogotá.
- SANFORD, R. L., AND E. CUEVAS. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forest. In S. S. Mulkey, R. L. Chazdon, and A. P. Smith (Eds.). *Tropical forest plant ecophysiology*, pp. 268-300. Chapman & Hall, New York.
- SALDARRIAGA, J. G., D. C. WEST, M. L. THARP, AND C. UHL. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- SALIMON, C. I., AND I. F. BROWN. 2000. Secondary forest in western Amazonia: significant sinks for carbon released from deforestation. *Interciencia* 25: 198-202.
- SIERRA, C. A. 2001. Biomasa de raíces en bosques primarios y secundarios del área de Influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín.
- SIERRA, C. A., AND M. A. HERRERA. 2001. Land use effects on carbon storage in a tropical region of Colombia. Poster presented on Open Science Global Change Conference, Amsterdam.
- SILVER, W. L., S. BROWN, AND A. LUGO. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. In Oriáñez G. H., R. Dirzo, and J.H. Cushman (Eds.). *Biodiversity and ecosystems process in tropical forest*, pp. 49-68. Springer Verlag.
- SUTTON, R. F., AND R. W. TINUS. 1983. Root and root system terminology. *Forest Science Monograph* 24.
- VANCLAY, J. K. 1994. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forest. CAB International, Wallingford.
- VAN NOORDWIJK, M. 1993. Roots: length, biomass, production and mortality. In J. M. Anderson and J.S.I. Ingram (Eds.). *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods*, pp. 2-144. CAB International, UK.
- VOGT, K., H. ASBJORNSEN, A. ERCELAWN, F. MONTAGNINI, AND M. VALDÉS. 1997. Roots and micorrizas in plantation ecosystems. In E. K. S. Nambiar and A. G. Brown (Eds.). *Management of soils, nutrients and water in tropical plantation forest*, pp. 247-296. ACIAR Monograph No. 43, Canberra.