
ACUMULACIÓN DE CARBONO Y CAMBIOS ESTRUCTURALES EN BOSQUES SECUNDARIOS DEL ORIENTE ANTIOQUEÑO, COLOMBIA

CARBON ACCUMULATION AND STRUCTURAL CHANGES IN SECONDARY FORESTS IN EASTERN ANTIOQUIA, COLOMBIA

Miguel A. Peña^{1,4}, Juan Saldarriaga^{2,5}, Álvaro J. Duque-Montoya^{3,6}

Resumen

En el Oriente antioqueño (Antioquia), Colombia, en tierras utilizadas previamente en ganadería extensiva, se estudió la sucesión secundaria analizando la densidad arbórea, área basal y biomasa aérea. Se evaluaron seis fragmentos de bosque, agrupados en dos categorías de edad: *bosques secundarios (BS)* de 15 a 20 años y *BS de 25 a 30 años*. La recuperación de los BS fue comparada con respecto a información secundaria de *bosques maduros (BM)*. Entre los BS y el BM se encontraron diferencias significativas en el promedio por hectárea de la biomasa aérea y el área basal, pero no en la densidad de individuos con respecto a la edad después del abandono. Se estimó que los bosques secundarios entre 25 a 30 años con respecto al BM recuperaron el área basal en un 85,2% y la biomasa aérea en un 52,7%. En toda el área estudiada la acumulación de biomasa aérea promedio anual en el 2005 fue de $4,6 \pm 0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que corresponde a un total de $323.469,8 \pm 23.227,7$ toneladas (t), equivalentes a $161.734,88 \pm 11.613,65 \text{ t carbono secuestrado (C)}$. Los resultados confirman el manejo de la regeneración natural como estrategia viable y de bajo costo para lograr la recuperación de la estructura de los bosques degradados en el área de estudio. Igualmente, se ratifica la alta productividad primaria neta de los ecosistemas boscosos sucesionales y su aporte a la regulación del ciclo global del carbono.

Palabras clave: área basal, biomasa aérea, bosques tropicales, densidad de árboles, regeneración natural, sucesión

Abstract

We studied secondary forest succession of areas in eastern Antioquia, Colombia that were previously used for cattle ranching by analyzing tree density, basal area and aboveground biomass. Six forest patches in two age categories were investigated: *Secondary forest (BS)* that was 15 to 20 years old, and *BS that was 25 to 30 years old*. *BS recovery* was compared to secondary information from *mature forest (BM)*. The *BS* and *BM* presented significant differences between the mean above ground biomass and basal area, but not in tree density as a function of years since abandonment. 25 to 30 year old secondary forests had recovered an estimated 85.2% of basal area and 52.7% of aboveground biomass with respect to those of *BM*. Over the entire area studied, mean annual accumulation of aboveground biomass in the forest patches in 2005 was $4.6 \pm 0.3 \text{ t ha}^{-1}$ per year, which represented a total of $323,469.8 \pm 23,227.3 \text{ t}$, equivalent to $161,734.88 \pm 11,613.65 \text{ t of carbon storage (C)}$. These results confirm that management of natural regeneration is a viable, low cost strategy for the recovery of forest structure in this study area. Also, they demonstrate the high net primary productivity of this successional forest ecosystem and its contribution to the global carbon cycle.

Key words: aboveground biomass, basal area, natural regeneration, succession, tree density, tropical forest

Recibido: abril 2011; aceptado: octubre 2011.

¹ Departamento de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. A. A. 1027. Medellín (Antioquia), Colombia.

² Consultor independiente. Carrera 5ª., # 14-05. Cota (Cundinamarca), Colombia.

³ Docente. Departamento de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. A. A. 1027. Medellín (Antioquia), Colombia.

Correos electrónicos: ⁴ <mapenah@unal.edu.co>; ⁵ <juangsaldarriaga@gmail.com>; ⁶ <ajduque@unal.edu.co>.

INTRODUCCIÓN

Los bosques andinos tropicales han soportado alta degradación, estimándose que en la actualidad ocupan cerca del 25% de su extensión original (Myers et al. 2000). En el caso específico de los Andes colombianos, la intervención humana ha contribuido con la desaparición de hasta el 70% de la cobertura vegetal original (Chaves y Santamaría 2006, Rodríguez et al. 2004). La mayoría de estos ecosistemas boscosos andinos han sido remplazados por pastizales y usados en la ganadería extensiva (Etter et al. 2006). En el departamento de Antioquia (Colombia), de las 6.334.782 ha que conforman el departamento, se estima que 2.227.819 ha (35%) aún tenían cobertura de bosques en el año 2007 (Yepes et al. en preparación). Este proceso de deforestación se ha venido incrementando en la última década, encontrándose una tasa de deforestación de 25.279 ha año⁻¹ entre el 2000 y el 2007 (Yepes et al. en preparación). El porcentaje del área deforestada es considerada como una de las más altas de Colombia (Cabrera et al. en preparación). Por esta razón, es muy importante poder entender la resiliencia de los ecosistemas boscosos andinos a través de la sucesión natural. El estudio de la recuperación de estos ecosistemas resulta imprescindible para poder entender los procesos de mitigación después del impacto causado por la deforestación sobre la pérdida de diversidad, cambios en la estructura y demás servicios ambientales derivados de los ecosistemas boscosos.

En este trabajo la sucesión secundaria se define de acuerdo con Chazdon (2008a), como el cambio direccional en la composición florística y estructura de un ecosistema a través del tiempo, como resultado de un evento de disturbio a escalas espaciales y temporales grandes. El uso de cronosecuencias o bosques con diferentes edades, es una herramienta útil que permite realizar una estimación indirecta de las tasas de cambio en biodiversidad y biomasa bajo la hipótesis de que

el proceso de sucesión es similar dentro de cada bosque (Chazdon et al. 2007). Sin embargo, es importante resaltar que la recuperación de los ecosistemas es flexible y depende principalmente de las variables medidas (área basal, biomasa, composición florística, entre otros), el uso anterior de los suelos, la intensidad del disturbio, la fertilidad de los suelos, el clima y el estado de conservación aledaño dentro de la matriz de paisaje (Chazdon et al. 2007, Ferguson et al. 2003, Moran et al. 2000).

El uso de variables estructurales de los bosques tales como área basal, biomasa y densidad de tallos, han sido muy empleadas en numerosos estudios con el fin de medir la recuperación de los ecosistemas en estado sucesional (Aide et al. 1996, 2000, Letcher y Chazdon 2009, Peña-Claros 2003, Saldarriaga et al. 1988). Dichas variables se caracterizan por mostrar rápida y fácilmente cambios en los aspectos del bosque después de un evento de disturbio (Chazdon 2003). No obstante, los resultados obtenidos son contrastantes. De un lado algunos autores sugieren que la biomasa aérea y el área basal presentan un rápido incremento durante los primeros 40 años, con posterior disminución en su recuperación hasta alcanzar un comportamiento asintótico con respecto al bosque primario (Aide et al. 1996, Hughes et al. 1999, Peña-Claros 2003, Saldarriaga et al. 1988). Otros en cambio, sostienen que estas variables alcanzan su máximo a edades intermedias y luego decrecen a valores típicos de un bosque maduro (Denslow y Guzman 2000, Letcher y Chazdon 2009).

En el Oriente de Antioquia, la empresa ISAGEN ha creado áreas de reserva alrededor de los embalses para la generación de energía, con el fin de recuperar los bosques y la diversidad a través de la sucesión natural. Estas áreas de reserva que en su mayoría consisten de tierras previamente dedicadas a la ganadería, se espera que cumplan diversas funciones tales como regulación del flujo hídrico y recuperación de

biomasa, las cuales ayudan a mantener la vida útil operacional de las hidroeléctricas. Con respecto a la biomasa, su importancia actual radica fundamentalmente en que esta puede ser convertida a unidades de *carbono secuestrado* (C) del medio ambiente a medida que las plantas crecen (Eggleston et al. 2006), lo cual contribuye a reducir las concentraciones de gases de efecto invernadero que tanto impacto tienen sobre el calentamiento global.

El presente estudio, tiene como objetivo principal analizar los patrones de variación en biomasa y estructura en bosques secundarios de la región andina colombiana, ubicados en áreas de reserva aledañas a los embalses de ISAGEN en el Oriente antioqueño. Basados en información proveniente de parcelas permanentes en su mayoría de 1 ha, localizadas en bosques cuyas edades oscilan entre 15 y 30 años, se espera dar respuesta a las siguientes preguntas de investigación: **1)** ¿cuál es la capacidad de captura y almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de los bosques secundarios en esta región del norte de los Andes?, **2)** ¿existen diferencias en el patrón de variación, con respecto a la edad de los bosques, entre las variables estructurales área basal, densidad de tallos y biomasa aérea?, **3)** ¿cuál es la cantidad total estimada de *carbono secuestrado* (C) y almacenado por los bosques secundarios en las áreas de embalses de ISAGEN? Con este trabajo, se espera contribuir al conocimiento del funcionamiento de los bosques tropicales, con el fin de obtener y ofrecer herramientas que promuevan a su vez la disminución de la deforestación y la restauración de los ecosistemas naturales colombianos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y toma de datos. El área de estudio se encuentra localizada en las zonas de influencia de los embalses de la empresa ISAGEN S. A., E. S. P. en el Oriente antioqueño (Antioquia), Colombia. Esta área cubre un gradiente altitudinal

que varía entre 500 y 1.330 m, en zonas de vida clasificadas según el sistema de Holdridge (1979) como bosque húmedo tropical (**bh-T**) y bosque muy húmedo premontano (**bmh-PM**). Se evaluaron un total de seis (6) fragmentos de *bosques secundarios* (**BS**), estableciéndose una parcela permanente en cada fragmento, las cuales se agruparon en dos categorías de edad: 15 a 20 años (tres parcelas), y 25 a 30 años (tres parcelas). En cinco (5) de los fragmentos de BS se estudió un área de 1 hectárea (**ha**), y en un fragmento (BS 6) 0,4 ha (tabla 1), dando un área total evaluada de 5,4 ha. En cada una de estas parcelas permanentes fueron marcados, mapeados y medidos, todos los árboles, helechos y palmas con **DAP** (diámetro a 1,30 m de altura) mayor o igual a diez ($DAP \geq 10$) cm.

La edad de los bosques y la historia del uso del suelo fueron determinadas a partir de información suministrada por los habitantes de la zona, funcionarios de ISAGEN, imágenes satelitales y fotografías aéreas (Laguado et al. 2010). En las áreas aledañas a las zonas de estudio predominan los bosques secundarios con edades similares y en menor proporción bosques maduros con un grado de intervención variable, principalmente por extracción de árboles para el comercio de madera. Igualmente hay presencia de potreros y rastrojos bajos.

Análisis de datos. Para estimar la biomasa aérea se utilizó la ecuación alométrica ajustada en los estudios realizados en la cuenca media del río Porce en el nordeste antioqueño:

$$\ln(BA) = -2,286 + 2,471 \ln(DAP),$$

factor de corrección: 0,091; $R^2 = 97,90$;

donde, **BA** = biomasa aérea viva en kilogramos (Sierra et al. 2007, Zapata et al. 2003)

Para la estimación de la biomasa aérea se excluyeron las palmas, dado que no se tenían

Tabla 1. Información y resultados de las características estructurales de las parcelas permanentes usadas en el estudio [TB = tipo de bosque: BS = bosque secundario, + = área muestreada 1 ha, * = área muestreada 0,4 ha; E = embalse: SR = San Rafael, SC = San Carlos; TPA = temperatura promedio anual; PPA = precipitación promedio anual; N = número de individuos registrados en campo; AB = área basal; BA = biomasa aérea]

| TB (edad años) | Ubicación geográfica en el departamento de Antioquia (Colombia) | E | Altitud (m) | TPA (°C) | PPA (mm/año) | N | AB (m ² /ha) | BA (t/ha) |
|---------------------------|---|----|----------------|-------------|-----------------|-----|----------------------------|--------------|
| BS 1 ⁺ (15-20) | 06° 22' 22,30" N, 75° 01' 30,50" O | SR | 1.300 | 20,2 | 3.700 | 652 | 17,41 | 92,69 |
| BS 2 ⁺ (15-20) | 06° 23' 31,00" N, 75° 02' 20,30" O | SR | 1.300 | 20,2 | 3.700 | 775 | 17,87 | 92,28 |
| BS 3 ⁺ (15-20) | 06° 21' 31,63" N, 75° 00' 27,14" O | SR | 1.300 | 20,2 | 3.700 | 763 | 18,51 | 95,93 |
| BS 4 ⁺ (25-30) | 06° 12' 16,20" N, 74° 51' 05,40" O | SC | 955 | 23,0 | 4.272 | 716 | 19,33 | 106,71 |
| BS 5 ⁺ (25-30) | 06° 13' 15,30" N, 74° 51' 00,00" O | SC | 790 | 23,0 | 4.272 | 976 | 23,10 | 123,20 |
| BS 6 [*] (25-30) | 06° 11' 19,00" N, 74° 47' 57,00" O | SC | 532 | 23,0 | 4.272 | 300 | 23,82 | 137,00 |

las alturas de todos los individuos. El aporte proporcional de este componente difícilmente alcanza un 7% de la biomasa total (Clark y Clark 2000, DeWalt y Chave 2004, Sierra et al. 2007). El uso de las ecuaciones mencionadas anteriormente se considera apropiado para el presente estudio, dada la similitud altitudinal y de zona de vida entre los sitios, e incluso la relativa poca distancia geográfica entre estos.

Para examinar las tendencias de la densidad de tallos, área basal y biomasa aérea, las seis parcelas de BS fueron agrupadas en categorías con base en su edad después del abandono, lo cual adicionalmente coincide con dos diferentes zonas de vida. Para analizar la recuperación de las características estructurales evaluadas en los BS con respecto al *bosque maduro (BM)*, se uso información secundaria proveniente de los estudios realizados en el proyecto Expedición Antioquia (Giraldo et al. en prep., Yepes et al. en prep.); en el cual se establecieron parcelas permanentes en bosques maduros distribuidas por el departamento de Antioquia. De esta manera, se comparó las dos categorías de BS con los valores de densidad, área basal y biomasa de los BM en su respectiva zona de vida.

A pesar del pequeño número de parcelas, se uso un ANAVA de una vía para inferir la existencia o no de diferencias significativas entre las tres categorías de bosques, con respecto a las características estructurales consideradas. Se prefirió este análisis después de revisar que se obtenían resultados similares usando el método no paramétrico de Kruskal-Wallis. Cuando se encontraron diferencias significativas, se utilizó la prueba de rangos múltiples de Bonferroni ($\alpha = 0,05$) para diferenciar cuales medias presentaban diferencias entre ellas. Estos análisis estadísticos se realizaron básicamente con el fin de cuantificar las diferencias significativas encontradas, que de alguna manera son similares a las presentadas en los análisis descriptivos. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa *STATGRAPHICS Centurion*.

Por último, a partir de la biomasa aérea viva calculada para las parcelas observadas, se realizó la estimación del total y el promedio anual acumulado por los BS aledaños a los embalses de San Carlos [(SC) 1.248,4 ha] y San Rafael [(SR) 2.148,25 ha] al año 2005, según los datos de las estimaciones de coberturas reportados por Laguado et al. (2010). Según

este estudio, en San Carlos en el año 2005 se tenía una cobertura total de bosques entre 25-30 años de 189,4 ha y entre 15-20 años de 1.059 ha. En el caso del embalse de San Rafael solo se registró un área total de bosques entre 15-20 años de 2.148,25 ha. Con el fin de evitar sobre estimaciones de la tasa de acumulación de la biomasa aérea en las áreas aledañas a los embalses, los cálculos fueron realizados usando el límite superior del rango de edades estimado para los bosques, es decir para BS de 20 años y de 30 años. Para estos bosques la cantidad de carbono total fue estimada según lo propuesto por el Eggleston et al. (2006), que corresponde al 50% de la biomasa.

RESULTADOS

Se encontraron diferencias significativas en el promedio de la biomasa aérea por ha entre los BS y el BM en las dos zonas de vida (BS 15-20 años $n = 5$; $F = 17,43$; $P = 0,025$; BS 25-30 años: $n = 9$; $F = 17,89$; $P = 0,0039$). En BS con edades entre 15 a 20 años (**bmh-PM**), se encontraron valores promedios de biomasa de $93,63 \pm 1,99 \text{ t ha}^{-1}$, siendo en promedio el 55,85% de la biomasa estimada para el BM ($167,67 \pm 33,52 \text{ t ha}^{-1}$). Para los bosques sucesionales entre 25 a 30 años (**bh-T**), la biomasa promedio fue de $122,30 \pm 15,16 \text{ t ha}^{-1}$ es decir un 52,75% de la biomasa del BM la cual presentó un promedio de $231,86 \pm 42,26 \text{ t ha}^{-1}$ (figura 1A; tabla 1).

El área basal por ha varió significativamente sólo en los BS más jóvenes ubicados en zona de vida **bmh-PM** ($n = 5$; $F = 50,54$; $P = 0,0057$). Los datos encontrados para esta variable muestran una tendencia de incremento con la edad de los bosques. Es así como para BS con edades entre 15 a 20 años, el área basal presentó un valor promedio de $17,93 \pm 0,55 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y en bosques de 25 a 30 años de $22,08 \pm 2,41 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (figura 1B; tabla 1). En los BS entre 15 y 20 años (**bmh-PM**), el área basal promedio alcanzó un 66,04% del valor reportado para el

BM ($27,15 \pm 2,33 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), y en los BS de 25 a 30 años (**bh-T**) el 85,21% del área basal en el BM ($25,92 \pm 3,30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

En cuanto a la densidad de individuos, en total se muestrearon 4.182 individuos en los dos tipos de bosque, de los cuales sólo 92 fueron palmas. La densidad de individuos, no presentó diferencias significativas con respecto a la edad después del abandono del predio en el uso de ganadería. Los BS con edades entre 15 a 20 años presentaron un valor promedio de $730 \pm 67,8$ individuos por ha, el cual fue inferior a lo registrado en el bosque maduro del **bmh-PM** (875 ± 60 individuos ha). En los BS de 25 a 30 años el valor promedio fue de $814 \pm 141,3$ individuos por ha, el cual fue superior a lo reportado en bosque maduro del **bh-T** ($577 \pm 145,8$; figura 1C; tabla 1).

El promedio de incremento anual en biomasa al año 2005 para las áreas de BS aledañas a los dos embalses (3.396,65 ha) fue de $4,6 \pm 0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que representa un total de $323.469,8 \pm 23.227,3$ toneladas (t) de biomasa aérea, las cuales a su vez significan $161.734,88 \pm 11.613,65 \text{ t C}$ secuestradas por la biomasa aérea de los árboles con $\text{DAP} > 10 \text{ cm}$. En el embalse de San Carlos (1.248,4 ha), el promedio anual de acumulación de biomasa aérea de los bosques a los 30 años (189,4 ha) fue de $4,08 \pm 0,51 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que el de los bosques de 20 años (1.059 ha) fue de $4,68 \pm 0,76 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, para un promedio anual en los bosques de este embalse de $4,59 \pm 0,72 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En total la biomasa aérea acumulada en este embalse fue de $122.321,95 \pm 18.931,85$ toneladas, que representan $61.160,98 \pm 9.465,9 \text{ t C}$. De igual forma, en el embalse de San Rafael, el promedio anual de acumulación de biomasa aérea de los bosques a los 20 años (2.148,25 ha) fue de $4,68 \pm 0,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que equivalen a una biomasa aérea total de $201.147,81 \pm 4.245,49$ toneladas y a $100.573,9 \text{ t C}$. Como puede verse, en los bosques de la zona, la tasa de acumulación fue

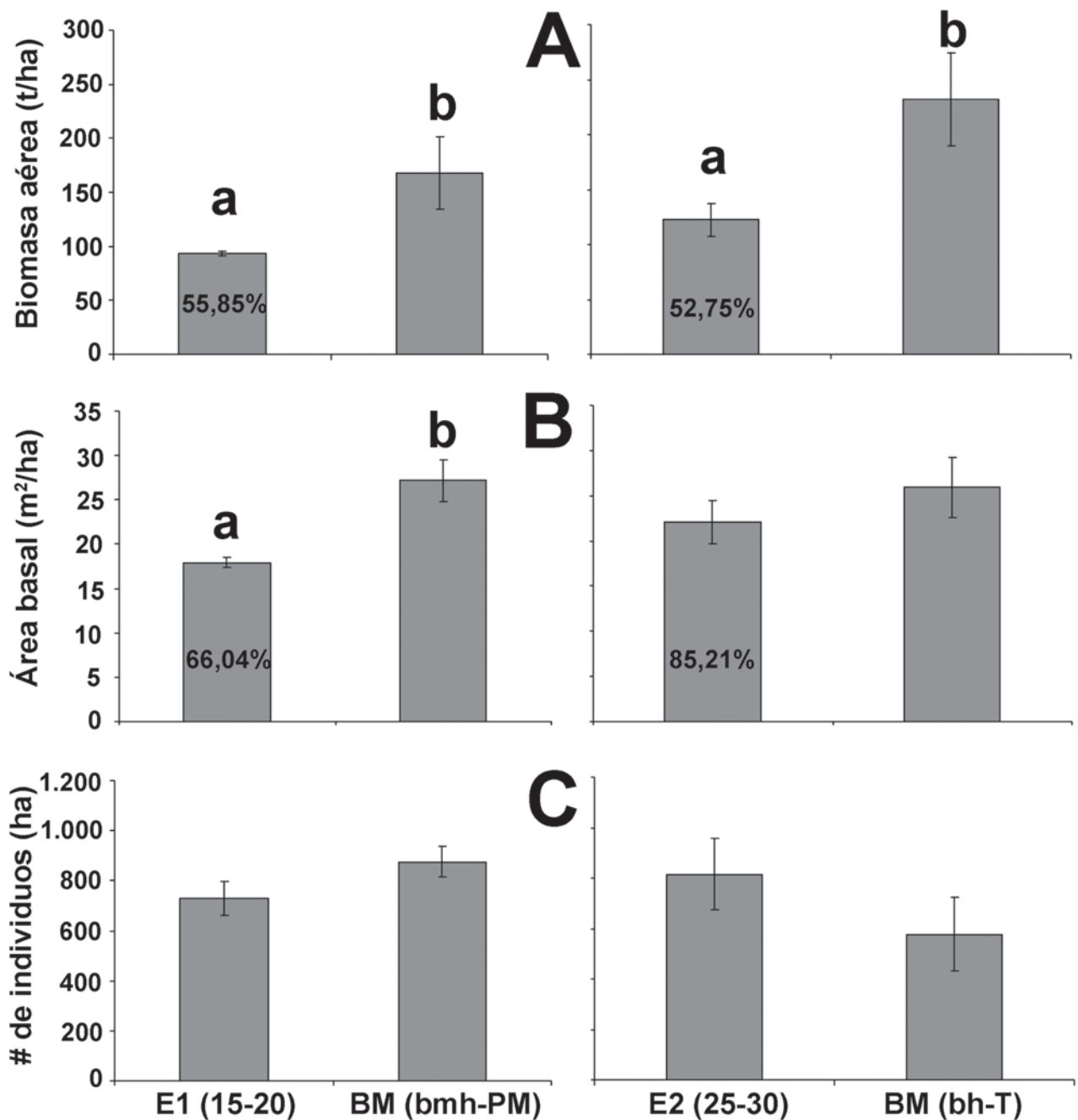


Figura 1. Resultados de las características estructurales por tipo de bosque y zona de vida. **A.** Biomasa aérea viva por hectárea; **B.** Área basal por hectárea; **C.** Densidad de árboles por hectárea [Barras indican \pm desviación estándar. Letras indican diferencias significativas entre tipos de bosque (Bonferroni, $\alpha = 0,05$), y los valores en blanco la recuperación porcentual con respecto al bosque maduro]

mayor en los primeros 20 años, presentándose una leve disminución de $0,6 \pm 0,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ cuando se llega a los 30 años de sucesión. El porcentaje de error en el cual se incurrió para la estimación de la biomasa aérea con base en la información de las seis parcelas de BS fue del 19,6%.

DISCUSIÓN

Los valores promedio de biomasa aérea y área basal estimados en el presente estudio fueron similares a los registrados en otros bosques tropicales a edades similares (Letcher y Chazdon 2009). Al realizar el análisis de las tasas de recuperación con respecto a la edad de los bosques, se observó un incremento promedio anual ligeramente mayor en biomasa aérea en los primeros 20 años, a partir de los cuales al parecer ésta empieza a disminuir. Lo anterior resulta evidente ya que al principio de la sucesión la competencia por espacios y nutrientes es menos intensa maximizando posiblemente las tasas de crecimiento (Oliver y Larson 1990). La recuperación relativa del área basal estimada en los BS con respecto al BM fue superior a lo estimado para la biomasa aérea (85,21 y 52,75% respectivamente, en BS de 25 a 30 años). Los resultados encontrados en el presente estudio, sugieren recuperación rápida de estos parámetros estructurales (área basal y biomasa), similar a lo comunicado por otros estudios en diferentes regiones del trópico (Aide et al. 1996, 2000, Hughes et al. 1999, Pascarella et al. 2000, Peña-Claros 2003).

Los resultados de este estudio difieren de lo encontrado en la región de Porce (Antioquia), donde se presentan valores de biomasa promedio para bosques secundarios de 40 años de edad de hasta 210 t ha^{-1} para árboles con DAP > 10 cm [figura 2 de Yepes et al. (2010)]. Estas diferencias contrastantes en los datos de biomasa llaman la atención si se tiene en cuenta que la ecuación utilizada en este estudio corresponde a la ecuación desarrollada por Sierra et al. (2007) y Yepes et al. (2010) para la región de Porce,

que presenta un clima estacional, comparado con el clima húmedo registrado en nuestra zona de estudio. De acuerdo con las tendencias observadas en numerosos trabajos, en bosques húmedos se ha encontrado mayor crecimiento y por tanto, mayor tasa de acumulación en biomasa (Chazdon et al. 2007, Silver et al. 2000). Otra posible explicación a los menores valores promedio reportados en nuestro estudio podría ser la diferencia en la fertilidad los suelos, suponiendo una mayor fertilidad natural en los bosques de Porce. Sin embargo, en ambos sitios se encuentran suelos con baja fertilidad natural y buen drenaje. De esta manera, la última explicación plausible parece ser las diferencias en los protocolos de muestreo. En este estudio se establecieron parcelas en su mayoría de 1 ha, las cuales conducen a valores insesgados, con base eso sí en un tamaño de muestra más pequeño. En contraste, el uso de parcelas pequeñas (500 m^2) y un número relativamente pequeño (16), pudo haber conducido a una sobreestimación sistemática por extrapolación de los valores de biomasa en los bosques de Porce, especialmente si se hubieran incluido en la muestras individuos relativamente grandes con respecto al tamaño promedio.

Las diferencias observadas en la recuperación de las características estructurales evaluadas entre los dos tipos de bosque estudiados, sugieren que estos se encuentran en puntos diferentes de la fase de saturación o cerramiento de dosel [véase, tabla 23.1 de Chazdon (2008a)]. Es decir, los BS de 15 a 20 años de sucesión, aún tienen espacios disponibles para el establecimiento y crecimiento de nuevos individuos, lo cual les permite incrementar su área basal y biomasa principalmente debido al reclutamiento. De otro lado, los BS de 25 a 30 años, los cuales presentaron alta recuperación de la biomasa aérea y mayor número de individuos que el BM, podrían presentar menor disponibilidad de espacios, y en consecuencia menor cantidad de luz lo cual afecta negativamente el reclutamiento (Chazdon 2008a, Guariguata y Ostertag 2001).

En consecuencia, se espera que debido a la competencia por recursos, principalmente luz, se presenten incrementos en la mortalidad de individuos, del área basal y la biomasa debido principalmente al crecimiento diamétrico de los individuos (Chazdon et al. 2007).

La acumulación promedio anual de biomasa aérea y carbono de los bosques tropicales de tierras bajas de esta región del norte de los Andes ($4,6 \pm 0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), fue similar a la registrada para otros estudios en bosques secundarios subtropicales (Aide et al. 2000, Steininger 2000). Las estimaciones presentadas en este estudio de aproximadamente 161.734,88 t C secuestradas en las últimas dos o tres décadas, muestran el potencial del manejo de la sucesión secundaria como herramienta de restauración y conservación (Chazdon 2008b). Si comparamos nuestros estimados con base en los datos de campo con los obtenidos mediante el uso de sensores remotos (Laguado et al. 2010), veremos que este último presentó una sobre estimación de 30%. De esta manera, se corrobora la necesidad y eficiencia de las mediciones o evaluaciones de bosques a largo plazo, para poder obtener estimados precisos que permitan por ejemplo, negociar el mantenimiento de estos bosques bajo el marco de protocolos asociados con mecanismos de producción limpia. Este último tema, tiene un potencial futuro invaluable, aún inexplorado en nuestro medio.

Los resultados presentados en este estudio, en síntesis, confirman que el manejo de la regeneración natural es una estrategia viable y de bajo costo para lograr la recuperación de la estructura y biomasa de ecosistemas degradados en el área de estudio, y en consecuencia, de los servicios ambientales asociados. De igual forma, resultados observados en la acumulación de biomasa aérea, confirman la alta productividad primaria neta de los ecosistemas boscosos en estadio sucesional (Guariguata y Ostertag 2001) y el gran aporte que estos pueden hacer al ciclo global del carbono, y por ende, a la

regulación y mitigación del calentamiento global y el cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente estudio extendemos nuestro especial agradecimiento a todos los funcionarios y directivas de ISAGEN que colaboraron en el desarrollo del convenio, en especial a Julián Carmona, Huber Vanegas, Ana Gómez y a los funcionarios de las centrales hidroeléctricas. A los estudiantes, ingenieros forestales y auxiliares de campo que participaron en los trabajos de campo y en la digitalización y procesamiento de la información. Los autores de este estudio agradecen y valoran enormemente la revisión hecha por los evaluadores, quienes con sus valiosos comentarios y aportes, hicieron que la calidad del texto mejorara. El presente trabajo fue posible gracias a la financiación recibida de ISAGEN (Convenio de cooperación interinstitucional # 46-3127).

REFERENCIAS

- Aide TM, Zimmerman JK, Rosario M, Marcano H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica*, 28: 537-548.
- Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano-Vega H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8: 328-338.
- Chaves ME, Santamaría M (editores). 2006. Informe nacional sobre el avance en el conocimiento y la información de la Biodiversidad 1998-2004. 2 Tomos. Bogotá (Colombia): Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. p. 199.
- Chazdon RL. 2003. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6: 51-71.
- Chazdon RL, Letcher SG, Breugel M, Martinez M, Bongers F, Finegan B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary tropical forests following major disturbances. *Proceedings of the Royal Society of London (Series B)*, 362: 273-289.
- Chazdon RL. 2008a. Chance and determinism in tropical forest succession. En: Carson WP, Schnitzer SA, editors. *Tropical forest community ecology*. Oxford (U. K.): Blackwell Publishing. p. 384-408.

- Chazdon RL. 2008b. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458-1460.
- Clark DB, Clark DA. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 137: 185-198.
- Denslow JS, Guzman S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, 11: 201-212.
- DeWalt SJ, Chave J. 2004. Structure and biomass of four lowland neotropical forests. *Biotropica*, 36: 7-19.
- Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editores. 2006. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Japón: IGES-IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Disponible en: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/0_Overview/V0_0_Cover.pdf>.
- Etter A, McAlpine C, Pullar D, Possingham H. 2006. Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystem since 1940: driver, patterns and rates. *Journal of Environmental Management*, 79: 74-87.
- Ferguson BG, Vandermeer J, Morales H, Griffith DM. 2003. Post-agricultural succession in El Peten, Guatemala. *Conservation Biology*, 17: 818-828.
- Guariguata MR, Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148: 185-206.
- Holdridge LR. 1979. *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Editorial IICA. p. 216.
- Hughes RF, Kauffman JB, Jaramillo VJ. 1999. Biomass, carbon and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of México. *Ecology*, 80: 1892-1907.
- Laguado WG, Rubiano JC, Zapata B, Sierra A, Yepes AP, Cardona D. 2010. Análisis del estado actual y del avance de las coberturas vegetales en las áreas aledañas a los embalses Punchiná y San Lorenzo en el Oriente antioqueño. Informe técnico (Carbono y Bosques - ISAGEN). Medellín (Colombia): ISAGEN.
- Letcher SG, Chazdon RL. 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in the northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 41: 608-617.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Moran EF, Brondizio E, Tucker JM, Da Silva-Fosberg MC, Mc Cracken S, Falesi I. 2000. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 139: 93-108.
- Oliver CD, Larson BC. 1990. *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill, New York. p. 467.
- Pascarella JB, Aide TM, Serrano MI, Zimmerman JK. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems*, 3: 217-228.
- Peña-Claros M. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*, 35: 450-461.
- Rodríguez N, Armenteras D, Morales M, Romero M. 2004. *Ecosistemas de los Andes colombianos*. Bogotá (Colombia): Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 155.
- Saldarriaga JG, West DC, Tharp ML, Uhl C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper río Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76: 938-958.
- Sierra CA, del Valle JI, Orrego SA, Moreno FH, Harmon ME, Zapata M, Colorado GJ, Herrera MA, Lara W, Restrepo DE, Berrouet LM, Loaiza LM, Benjumea JF. 2007. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management*, 243: 299-309.
- Silver WL, Ostertag R, Lugo AE. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8: 394-407.
- Steininger MK. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 689-708.
- Yepes AP, del Valle JI, Jaramillo SL, Orrego SA. 2010. Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 58: 427-445.
- Zapata M, Colorado G, del Valle J. 2003. Ecuaciones de biomasa aérea para bosques primarios intervenidos y secundarios. En: Orrego S, del Valle J, Moreno F, editores. *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia, contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Medellín (Colombia): Universidad Nacional de Colombia (sede Medellín), Departamento de Ciencias Forestales; Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente. p. 87-120.