
ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN VEGETAL Y DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN EL SUELO, EN DOS SITIOS DE UN BOSQUE NUBLADO ANDINO (REFORESTADO Y EN SUCESIÓN ESPONTÁNEA), EN PEÑAS BLANCAS, CALARCÁ (QUINDÍO), COLOMBIA

STRUCTURE, PLANT COMPOSITION AND LEAF LITTER DECOMPOSITION IN SOIL, AT TWO SITES OF AN ANDEAN CLOUD FOREST (REFORESTED AND IN SPONTANEOUS SUCCESSION), IN PEÑAS BLANCAS, CALARCÁ (QUINDÍO), COLOMBIA

Luz M. García-Velásquez^{1,3}, Adriana Ríos-Quintana^{1,4}, Ligia J. Molina-Rico^{2,5}

Resumen

Se estudia la comunidad vegetal de dos bosques (reforestado y sucesión espontánea) localizados en Calarcá (Quindío), Colombia, y la velocidad de descomposición de la hojarasca de *Verbesina nudipes* en el suelo forestal. Para evaluar la composición florística se utilizó la técnica del punto y cuarto, seleccionando en cada bosque tres transectos al azar de 100 m cada uno, posteriormente se evaluó durante 90 días la descomposición de hojarasca de *V. nudipes*. Los resultados muestran que los bosques tienen alta diversidad; la especie con mayor valor de importancia fue *Montanoa quadrangularis* para el bosque reforestado (**BR**) y *V. nudipes* para el bosque en sucesión espontánea (**BSE**). La familia más importante para las áreas estudiadas fue Asteraceae. Como consecuencia del uso previo dado al suelo, el área de estudio se encuentra en diferentes estadios sucesionales. En relación con la descomposición, la hojarasca disminuyó en más del 50% del peso original en los primeros 30 días del ensayo en ambos bosques. Los datos se ajustaron al modelo exponencial simple con valores medios de K (año⁻¹) de 12 para el BR y 10 para el BSE. La rápida pérdida de peso es consistente con la concentración de N (2,9%) y la relación C/N (14,4%) de la hojarasca. Las diferencias en las tasas de descomposición de los bosques, pueden estar relacionadas con las condiciones físicas del suelo (temperatura y humedad), factores que determinan el metabolismo microbiano y consecuentemente la velocidad de descomposición.

Palabras clave: bosque de niebla, Colombia, descomposición de hojarasca, proporción C/N, reforestación

Abstract

This research focused on the plant community in two forests (reforested and in spontaneous succession), located in Calarcá (Quindío), Colombia and leaf litter decomposition velocity in *Verbesina nudipes* in the forest soil. To assess floristic composition, the “point and quarter” technique was used, selecting in each forest three random transects of 100 m each; subsequently, leaf litter decomposition of the specie *V. nudipes* was evaluated during 90 days. The investigation showed these forests have a high diversity; the species with the highest value of importance was *Montanoa quadrangularis* for the reforested forest (**BR**), and *V. nudipes* for the forest in spontaneous succession (**BSE**). The most important family in the study areas was Asteraceae. As a result of prior use of soils, the study area is comprised of different successional stages. In relation to decomposition, litter decreased by approximately 50% of its original weight in the first 30 days of testing in both forests. Data were fit to the simple exponential model with average values of K (year⁻¹) of 12 for the BR and 10 for the BSE. The rapid weight losses were consistent with the concentration of N (2.9%) and C/N ratio (14.4%). Differences in the decomposition rates of the forest

Recibido: febrero 2010; aceptado: octubre 2010.

¹ Programa de Licenciatura: Biología y Educación Ambiental. Universidad del Quindío. A. A. 460. Armenia (Quindío), Colombia.

² Docente. Programa de Licenciatura: Educación Ambiental. Universidad del Quindío. A. A. 460. Armenia (Quindío), Colombia. Correos electrónicos: ³ <lumagav@hotmail.com>; ⁴ <adriqui21@hotmail.com>; ⁵ <jannethmol@gmail.com>.

might be related to the physical conditions of the soil (temperature and moisture), factors determining microbial metabolism and the decomposition rate.

Key words: cloud forest, Colombia, C/N ratio, leaf litter decomposition, reforestation, succession

INTRODUCCIÓN

Los bosques nublados montanos tropicales se localizan entre 500 y 3.500 msnm con su mayor extensión entre los 1.200 y 2.500 msnm (Doumenge et al. 1995, Stadtmüller 1987). Estos bosques se caracterizan por la presencia permanente de nubes o neblina y representan un ecosistema único y estratégico, de gran valor e influencia para el bienestar humano, por su papel esencial como reguladores del ciclo hídrico, sumideros para el secuestro de carbono y fuente de estabilidad climática. En términos de biodiversidad, son ecosistemas prioritarios a escala mundial debido a la riqueza de especies de fauna y flora, algunas de ellas endémicas, en especial de plantas epifitas, vasculares y no vasculares, aves, anfibios e invertebrados y por el gran número de especies amenazadas o vulnerables en su interior (Armenteras et al. 2007). A pesar de ello, los bosques de niebla se han identificado como ecosistemas frágiles y altamente vulnerables al cambio climático (Bubb et al. 2004). Según Doumenge et al. (1995), en Colombia el 90% de los bosques de niebla de los Andes han sido convertidos principalmente a pastos y cultivos agrícolas, constituyéndose en una de las mayores barreras que limitan la regeneración natural (Posada et al. 2000).

En la zona andina colombiana, la estrategia de rehabilitar pastizales abandonados ha consistido tradicionalmente en eliminar todo tipo de actividad productiva, cercar el área y permitir que la sucesión siga su curso (Calle 2003). Sin embargo, el crecimiento de un bosque secundario en tales circunstancias puede tomar varias décadas, los pastizales degradados persisten como cicatrices en los paisajes rurales debido a la lenta colonización de especies arbóreas (Guariguata 2000, Guariguata y Ostertag 2002).

En contraste, la reforestación convencional, es decir la siembra directa de árboles en estos pastizales o “sucesión asistida” se ha convertido en otra estrategia que como tal, constituye un costo muy elevado de mantenimiento durante las primeras etapas en las que predominan las gramíneas (Calle 2003, Vargas 2000), además los programas de reforestación pueden cumplir una función muy importante en el momento de producir bienes y servicios ambientales para la sociedad, sin que necesariamente se esté restaurando estructura, composición y función de los ecosistemas transformados (Samper 2000, Vargas 2007). Entre tanto, los posibles efectos de estos cambios sobre la composición florística y procesos funcionales han recibido poca atención. Al respecto se puede agregar que estos ecosistemas alterados presentan problemas para el establecimiento de especies, sucesión vegetal (Posada et al. 2000), alteraciones en el nivel del suelo; como la erosión (Stonich y Dewalt 1996), así como disminución en la productividad y alteración en el ciclado de nutrientes (Montagnini y Jordan 2002). Además con la deforestación se pierde el suministro de materia orgánica, se disminuye la capacidad de intercambio catiónico y desaparecen muchos hongos como micorrizas al destruirse sus socios simbióticos (Buschbacher 1986). Los estudios en este tipo de bosques se han centrado en aspectos descriptivos de la vegetación (Galindo et al. 2003, Gómez 2006, González 2001, Kattan et al. 1984, Yepes et al. 2007) y poco se conoce acerca del funcionamiento de ecosistemas en términos de descomposición de hojarasca, proceso que determina la biomasa y la productividad (Del Valle 2003, Ramírez et al. 2007, Varela et al. 2002). En términos generales, la descomposición de hojarasca constituye la vía de entrada principal de nutrientes en el suelo y es uno de los puntos

claves del ciclo de nutrientes (Cárdenas et al. 2008). De acuerdo con Aber y Melillo (1991) y Berg y McLaugherty (2008), la descomposición incluye mecanismos físicos, químicos y biológicos que transforman la materia orgánica en formas cada vez más estables. En el primer caso, puede darse la fractura o fragmentación de estructuras grandes en pequeñas a través del viento, animales u otras estructuras, mediante la lixiviación de compuestos solubles en agua o transportados en ella; entre las transformaciones químicas se reconocen la oxidación y la condensación, en tanto que en los mecanismos biológicos se incluyen la ingestión y la digestión, junto con actividad enzimática extracelular.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la comunidad vegetal de dos bosques (reforestado y sucesión espontánea) y la velocidad de descomposición de la hojarasca de *V. nudipes* en el suelo forestal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El área de estudio se encuentra en el Ecoparque Peñas Blancas en el municipio de Calarcá, localizado al sureste del departamento del Quindío, vertiente Occidental de la Cordillera Central de Colombia (04° 28' 54,6" N y 75° 38' 02,9" O), (figura 1). Según Holdridge (1987), esta zona corresponde a un bosque muy húmedo montano bajo (**bmh-MB**) que oscila entre los 1.750 y 2.400 msnm; con temperatura entre 14 y 25 °C, humedad relativa promedio de 70-76% y precipitación promedio anual entre 2.000 y 3.000 mm (CRQ 2009).

El ecoparque tiene área aproximada de 26 ha, caracterizada por un mosaico de vegetación que incluye áreas de bosque maduro, bosque reforestado y bosque en diferentes estadios de sucesión natural o espontánea, como consecuencia de la deforestación y las quemadas realizadas a partir de 1960. En la zona la mayor parte de los suelos presenta problemas erosivos, remociones en



Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia (OCHA 2009)

masa y en surcos que provocan desplazamientos boscosos y arrastre de material vegetal a lo largo de la quebrada El Cofre, es un área geológicamente inestable con grandes curvas en su trayecto de descenso y zonas de inestabilidad (Salazar, com. pers.).

En el año 2001 el propietario del Ecoparque con la ayuda de la Corporación Autónoma Regional del Quindío (**CRQ**), inició un proceso de reforestación en 7 ha con el enfoque de constituir un bosque “protector-productor” para lo cual sembraron 17.000 árboles. La preparación del sitio para la siembra de las especies se efectuó con “desyerba” a base de machete, eliminando las especies arbustivas de porte bajo que pudieran llegar a competir con las plántulas sembradas. Las especies sembradas fueron: *Alnus acuminata* Kunth. 1817, *Ampelocera* sp., *Cassia* sp., *Cordia alliodora* (Ruiz y Pav.) Oken 1841, *Eucalyptus* sp., *Fraxinus chinensis* Roxb. 1820, *Juglans neotropica* Diels 1906, *Montanoa quadrangularis* Sch. Bip. 1864, *Ocotea* sp., *Podocarpus rospiglosii* Pilg., *Quercus humboldtii* Bonpl. 1809 y *Tabebuia chrysantha* (Jacq.) G. Nicholson 1887. Este sitio se encuentra situado

en pendientes abruptas de 50° de inclinación el cual limita en la parte alta por una capa densa de árboles que constituyen una barrera formada por el bosque no intervenido de la reserva (Salazar, com. pers.). En adelante este sitio se menciona como “bosque reforestado”.

Para este mismo año 2001, se abandonaron otras 4 ha de pastizales para que la sucesión natural siguiera su curso, este sitio se encuentra en pendientes menos inclinadas de 20° aproximadamente y se caracteriza por ser una zona colectora de aguas y sedimentos que provienen de las rocas que se encuentran en la parte alta de la reserva (Salazar, com. pers.). En esta área persisten algunas especies remanentes que no fueron taladas anteriormente, tales como: *Aegiphila novogranatensis* Moldenke 1933, *Cedrela montana* Moritz ex Turcz. 1858, *Cordia cylindrostachya* (Ruiz y Pav.) Roem y Schult. 1819, *Heliocarpus americanus* L. 1753, *Lippia schlimii* Turcz. 1863 y *Weinmannia pubescens* Kunth. 1823. En adelante este sitio se menciona como “bosque en sucesión espontánea”.

El estudio se realizó en dos sitios del Ecoparque que se mencionan como: **1) bosque reforestado (BR)**, donde se efectuó la siembra de los 17.000 árboles y **2) bosque en sucesión espontánea (BSE)**; los dos bosques tiene una edad de nueve años sin ningún tipo de intervención.

Muestreo. El muestreo de campo para determinar la composición florística de la comunidad se realizó en agosto de 2008, se utilizó la técnica del punto y cuarto llamada también “*puntos en cuadrante*” (Krebs 1989). En cada bosque se trazaron tres transectos al azar de 100 m, en cada uno se marcaron diez puntos cada 10 m. En cada punto se demarcaron dos líneas que se cruzaban perpendicularmente para formar cuatro cuadrantes. En cada cuadrante se localizó el árbol más cercano al punto, se midió la distancia entre el árbol y el punto, se contaron los individuos con un DAP $\geq 2,5$ cm. A cada individuo

se le registró la altura con el nivel abney marca CST/Verger, y posteriormente, se agruparon en las siguientes categorías: entre 2-4 m, 4-6 m, 6-10 m, 10-15 m y > 16 m. Adicionalmente, se realizaron observaciones de campo donde se identificaron algunas especies con DAP $\geq 2,5$ cm presentes en el sotobosque de ambas coberturas. Las muestras botánicas fueron determinadas hasta género y especie a través de la clasificación de Cronquist (1981), el *Missouri Botanical Garden (MBG)*, la asesoría de un especialista en taxonomía, guías de campo de la flora del departamento (Méndez y Calle 2007, Vargas 2002) y la comparación de los especímenes colectados con la colección del Herbario de la Universidad del Quindío (HUQ).

Composición florística. Se determinó el *índice de valor de importancia (IVI)* para cada especie, definido como la sumatoria de la densidad relativa (número de individuos por especie/número total de individuos x 100), la *frecuencia relativa* (número de veces que aparece la especie en cada uno de los subtransectos/sumatoria del área basal total x 100) y la *dominancia relativa* (sumatoria del área basal de todos los individuos de cada especie/sumatoria del área basal total x 100) (Krebs 1989). También se tuvo en cuenta la *importancia ecológica de las familias (IVF)* calculada como la sumatoria de la densidad, la dominancia y la riqueza relativa de cada familia según lo propuesto por Mori y Boom (1983).

Diversidad. La eficacia del muestreo se evaluó a partir de curvas de acumulación de especies y la estimación de la riqueza de especies basada en la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie Bootstrap. Las curvas de acumulación y las estimaciones de la riqueza esperada se realizaron con el programa *Estimates 5.0*. La diversidad alfa se estimó con los índices de Shannon-Wiener, equidad de Pielou y la diversidad beta se cuantificó a partir del índice de Sorensen cualitativo (Moreno 2001).

Análisis del suelo. A las muestras de suelo se les registro el porcentaje de humedad, pH, temperatura y textura. El contenido de humedad se determinó gravimétricamente por diferencia de peso. Quincenalmente se recolectaron 3 muestras de suelo a 20 cm de profundidad en puntos escogidos al azar en cada bosque. Las muestras fueron llevadas al laboratorio, secadas a 105 °C durante 24 h en una estufa DIES modelo D720FUS y pesadas en una balanza METTLER AE200 modelo PV3002-S, para obtener el peso seco y con la diferencia se estableció el contenido de humedad (NTC 1495; ICONTEC 2001). Para la determinación del pH, se colocaron 25 cm³ de suelo en un frasco de 100 ml, se adicionó agua destilada y se agitó aproximadamente cada 15 min. Después de una hora de preparada la suspensión, se leyó el pH directamente de un potenciómetro ORION modelo 320. Los registros de temperatura se hicieron automáticamente a la misma hora (9:00 a.m.), cada 15 días, en las parcelas donde se realizó el ensayo. La textura de los suelos se determinó con el método de Bouyoucos (1962), utilizando un densímetro ASTM modelo 152 H, calibrado con arcillas y arenas puras a 20 °C. En un vaso de precipitados de 500 ml se colocaron 50 g de muestra de suelo y se añadió suficiente agua oxigenada al 30% (v/v), para destruir la materia orgánica de los complejos organominerales. Se dejó secar a temperatura ambiente durante 1-3 días, luego se añadió 100 ml de solución dispersante (37,5 g de hexametafosfatos en agua destilada hasta 1 litro). Se agitó durante una hora con un agitador mecánico y tapado el vaso con papel aluminio se dejó reposar 24 h. Se volvió a agitar durante 5 min y el contenido del vaso se pasó a una probeta de 1 l, se añadió agua destilada hasta completar el litro y se agitó vigorosamente con una varilla de vidrio durante 20 s, para que todo el suelo quedara en suspensión. Inmediatamente después se introdujo con suavidad el densímetro en la probeta y a los 40 s se registró la primera lectura. Se extrajo el densímetro, se lavó con agua destilada y se dejó sedimentar la solución

a las dos horas y se registró la segunda lectura, este proceso se realizó a 20 °C en el laboratorio de suelos de la universidad del Quindío.

Capacidad descomponedora del suelo. La capacidad de descomposición del suelo, se analizó por el método de las tiras de papel. El papel es un material estándar que se entierra como referencia del proceso de descomposición y está formado esencialmente por celulosa distribuida en forma uniforme. La descomposición de celulosa da una medida interpretable de la actividad microbiana y se le considera un referente de la capacidad de descomposición de la materia orgánica (Breymer 1978, Kurka y Starr 1997, Latter y Harrinson 1988, Latter y Walton 1988, citados por Girón 2004). En este ensayo se utilizaron tiras de papel de filtro Jecaber de 1 MM con 10,5 cm de ancho y peso de 0,99 g. Cada tira de papel se introdujo en una red tubular de nailon de 30 cm de largo y una malla de 7 mm de luz. En cada bosque se utilizaron 3 parcelas y dentro de cada parcela se enterraron 6 bolsas (a profundidad de 5 cm) para un total de 18 bolsas por bosque, quincenalmente se retiró una bolsa por cada parcela, durante 90 días desde septiembre a noviembre de 2008. Las muestras de papel fueron llevadas al laboratorio de Biología de la Universidad del Quindío, donde se dispusieron a secar a temperatura ambiente, una vez limpias se secaron en la estufa a 60 °C hasta peso constante (aproximadamente por 48 h).

Descomposición de hojarasca sobre el suelo. El análisis de la descomposición de la hojarasca se realizó con *V. nudipes* S. F. Blake 1924, la especie con mayor número de individuos en ambos bosques. Para esto se recolectó hojarasca foliar senescente a finales de agosto de 2008. Las hojas se secaron al aire, se pesaron 30 g en peso fresco de hojas que equivalen a 23 g de peso seco, la hojarasca seca se introdujo en redes tubulares de nailon de 30 cm de largo con una abertura de malla de 7 mm. En cada bosque las bolsas con la hojarasca se dispusieron igual que las bolsas

con el papel. En el laboratorio la biomasa remanente de las hojas fue secada a 60 °C durante 48 h y pesadas en una balanza analítica marca *Electronic Balance* LT modelo BSJ200-4 con precisión de tres decimales. La pérdida de peso (porcentaje de masa remanente) del papel y la hojarasca se determinó para todas las muestras en cada período, según la relación:

$$\% \text{ peso remanente (PR)} = (X_t/X_0) * 100,$$

donde % PR es la proporción de peso remanente, X_t es el peso en el tiempo t (días) y X_0 los respectivos valores iniciales (Álvarez y Becerra 1996, Cobo et al. 2002, Kurz et al. 2005).

Los valores de masa remanente del papel y la hojarasca se ajustaron al modelo exponencial simple (Olson 1963) de la forma:

$$X_t = X_0 e^{-kt},$$

donde X_t es la fracción de hojarasca remanente en el tiempo t (días), X_0 es la cantidad inicial de hojarasca y k es la constante de descomposición. La tasa de descomposición para cada bosque se obtuvo con la fórmula linealizada:

$$K = (\ln k_t - \ln x_0)/t$$

que viene del modelo exponencial simple.

Determinación de cenizas. La determinación de cenizas se realizó para estimar la entrada de material exógeno a las bolsas con hojarasca. Para ello, se llevó la hojarasca a un molino CULATTI modelo MFCS1 se pesó aproximadamente 1 g de cada muestra, el cual se pasó a la mufla FURNACE-1300 modelo FB1310M a 500 °C por 5 h. A partir de esta información se obtuvo el peso seco de las cenizas. El contenido en cenizas de la muestra se expresa como: peso seco de la ceniza/peso seco de la muestra x 1.000 (Girón 2004). Las muestras se analizaron en el laboratorio de Agroindustria de la Universidad del Quindío.

Determinación de la composición química inicial de la hojarasca. Para establecer la composición química inicial de nitrógeno total, fósforo, potasio, calcio, magnesio, azufre, carbono total y lignina en la hojarasca de *V. nudipes*, se utilizó una submuestra de 5 g que fue analizada según el protocolo implementado por el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) (tabla 1).

Tabla 1. Composición química inicial [Cqi (%)] de la hojarasca de *Verbesina nudipes* de muestreos en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia [se muestra el método implementado por el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)]

Determinación	Cqi (%)	Métodos
Nitrógeno total (mg/kg)	2,90	Espectrometría
Fósforo (g/kg)	0,50	Espectrometría
Potasio (g/kg)	4,30	Potasio
Calcio (g/kg)	1,00	Calcio total (Ab.At)
Magnesio total (g/kg)	0,50	Magnesio (Ab.At)
Azufre (g/kg)	0,20	Turbidimetría
Carbono total (g/kg)	42,50	C-orgánico total
Lignina (FAD) (g/kg)	11,90	Lignina
Carbono/nitrógeno C/N (g/kg)	14,40	
Lignina/nitrógeno L/N (g/kg)	4,06	

Análisis estadístico. Antes de proceder con el análisis estadístico se comprobó la normalidad y la homogeneidad de varianzas (test de Bartlett) para cada variable analizada: índice de diversidad, velocidad de descomposición del suelo y la hojarasca. Se empleó un análisis de varianza (ANOVA) para un diseño completamente aleatorizado con un factor controlado: bosque con dos niveles (BR y BSE). Para la descomposición

foliar y la capacidad de descomposición del suelo se realizó un análisis de regresión entre la variable dependiente (masa remanente) y la independiente (tiempo), los análisis estadísticos se realizaron con el programa *STATISTICA 7.0*.

RESULTADOS

Composición florística. En ambos bosques se analizaron 120 individuos, distribuidos en: 16 especies agrupadas en 15 géneros y 13 familias en el BR. Por el contrario, en el BSE se encontraron, 18 especies pertenecientes a 17 géneros y 12 familias. La familia con mayor número de especies fue Asteraceae con 3 en el BR y 4 en el BSE. De las 27 especies registradas en este estudio, los bosques compartieron las siguientes especies: *Acalypha macrostachya* Jacq. 1797, *Baccharis nitida* (R. y P.) Pers. 1807, *Freziera chrysophylla* Bonpl. 1808, *H. americanus*, *L. schlimii*, *V. nudipes* y *W. pubescens* (tabla 2).

De las 10 especies que fueron sembradas por la CRQ en el BR hace nueve años, 5 se encontraron en este estudio, las cuales aparecen marcadas con ³ en la tabla 2.

La especie *V. nudipes*, fue la más abundante en los dos bosques y no aparece entre las especies que fueron sembradas. Adicionalmente se observó la presencia de algunas especies con DAP < 2,5 cm propias de bosques secundarios consideradas “tolerantes a la sombra” como: *Andira inermes* (W. Wright) Kunth ex DC. 1825, *Aniba muca* (Ruiz y Pav.) Mez. 1889, *Cestrum humboldtii* Francey 1935, *Guarea kunthiana* A. Juss. 1830 y *Panopsis suaveolens* (Klotzsch y H. Karst.) Rusby 1896 (Méndez, com. pers.). En el BSE se hallaron especies exclusivas de este bosque, entre ellas algunas propias de sucesiones tempranas [*A. novogranatensis*, *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers 1807, *Barnadesia parviflora* Spruce ex Benth. y Hook. f. 1876, *Brugmansia candida* Pers. 1805, *Buddleja*

Tabla 2. Importancia relativa y número de individuos de las especies encontradas en las unidades de muestreo en el bosque reforestado (BR) y el bosque en sucesión espontánea (BSE) que tienen lugar durante la sucesión secundaria en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia [^a Pinard et al. (1999); ^b Sáenz et al. (1999); ^c Vargas (2002); ^d Calle (2003); ^e Posada et al. (2000); ^f Méndez (com. pers.); ¹ Especies propias de sucesiones tempranas y tardías; ² Especies arbóreas remanentes que se encuentran en el área desde 1960; ³ Especies sembradas en el año 2000 por la CRQ en el bosque reforestado; ⁴ Especies observadas en el bosque reforestado (BR) propias de bosques secundarios, consideradas como tolerantes a la sombra con un DAP < 2,5 cm]

Familia	Especies	BR	BSE
Asteraceae	<i>M. quadrangularis</i> ³	21	
	<i>V. nudipes</i> ^{1, a, b, d, e, f}	31	43
	<i>B. nitida</i> ^{1, c, d, f}	1	3
	<i>B. latifolia</i> ^{1, c, d, e, f}		4
	<i>B. parviflora</i> ^{1, f}		1
Betulaceae	<i>A. acuminata</i> ³	19	
Boraginaceae	<i>C. alliodora</i> ³	1	
	<i>C. cilindrostachya</i> ^{1, f}		3
Buddlejaceae	<i>B. cf. bullata</i> ^{1, f}		1
Cunoniaceae	<i>W. pubescens</i> ²	3	2
Euphorbiaceae	<i>A. macrostachya</i>	9	23
Grossulariaceae	<i>Escallonia paniculata</i> ^{1, c, f}	3	
	<i>Miconia jahnii</i>	1	
Lauraceae	<i>Aniba muca</i> ^{4, f}		
Melastomataceae	<i>T. lepidota</i> ^{1, f}		2
	<i>L. melanodesma</i> ^{1, f}		2
Meliaceae	<i>C. montana</i> ²	1	
	<i>Guarea kunthiana</i> ^{4, f}		
Moraceae	<i>M. insignis</i>		1
Oleaceae	<i>F. chinensis</i> ³	13	
Papilionaceae	<i>Andira inermis</i> ⁴		
Podocarpaceae	<i>D. rospigliosii</i> ³	1	
Proteaceae	<i>P. suaveolens</i> ^{2, 4}	2	
Solanaceae	<i>S. macrophylla</i>		3
	<i>B. candida</i> ^{1, f}		1
	<i>Cestrum humboldtii</i> ^{4, f}		
Tiliaceae	<i>H. americanus</i> ^{1, a, b, d, f}	1	16
Theaceae	<i>F. chrysophylla</i> ^{2, f}	8	12
Ulmaceae	<i>L. enanthophylla</i> ^{1, f}		1
Verbenaceae	<i>L. schlimii</i> ^{1, c, f}	5	1
	<i>A. novogranatensis</i> ²		1

bullata Kunth. 1818, *C. cylindrostachya*, *Leandra melanodesma* (Naudin) Cogn. 1886, *Lozanella enantiophylla* (Donn. Sm.) Killip y *C. V. Morton* 1931, *Morus insignis* Bureau. 1873, *Sessea macrophylla* Francey 1933 y *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill. 1871], (tabla 2).

Con respecto a la distribución de las alturas en el BR, el 50% de los individuos se encontraron en la categoría 6-10 m y el 30% en la de 4-6 m. Por el contrario, BSE presentó el 8% de los individuos con alturas superiores a los 10 m y un elevado número en la clase 4-6 m (50%) (figura 2).

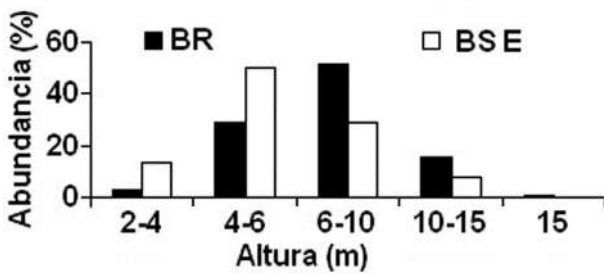


Figura 2. Distribución de las alturas de los individuos registrados en el bosque reforestado (BR) y el bosque en sucesión espontánea (BSE) en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia

Las especies con el mayor IVI en el BR fueron: *M. quadrangularis* con IVI de 74, seguida de *A. acuminata* con IVI de 64 y *V. nudipes* con 56 de IVI. De la misma manera, estas especies presentaron en conjunto los valores más altos en la dominancia relativa (Do.R) (figura 3).

A su vez, en el BSE, la especie más importante fue *V. nudipes* con IVI de 131 (figura 3). Las otras especies importantes que también se encontraron en este bosque corresponden a: *A. macrostachya* con 43 de IVI y *L. schlimii* con 42 de IVI. Las familias más importantes ecológicamente IVF en el BR fueron: Asteraceae, seguida por Betulaceae, Euphorbiaceae y Oleaceae, y en el BSE, Asteraceae, Euphorbiaceae, Theaceae y Verbenaceae (figura 4).

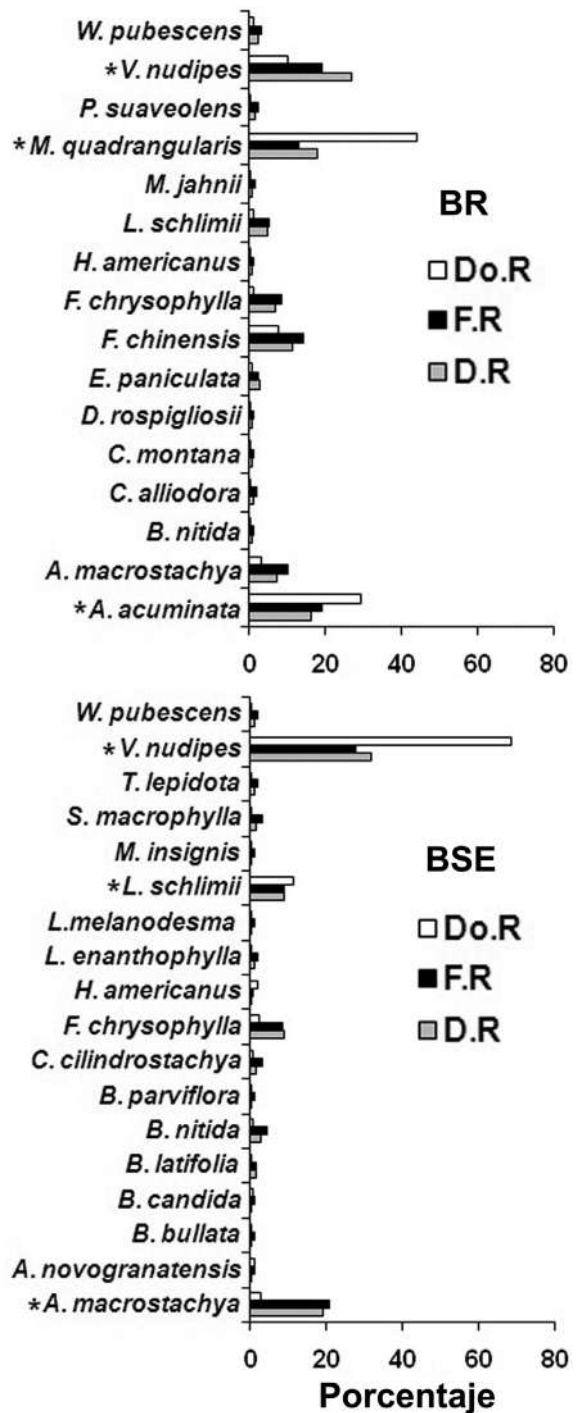


Figura 3. Dominancia relativa (Do.R), frecuencia relativa (F.R) y densidad relativa (D.R) de las especies encontradas en el bosque reforestado (BR) y en el bosque en sucesión espontánea (BSE) en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia (* = especies con los mayores valores de IVI)

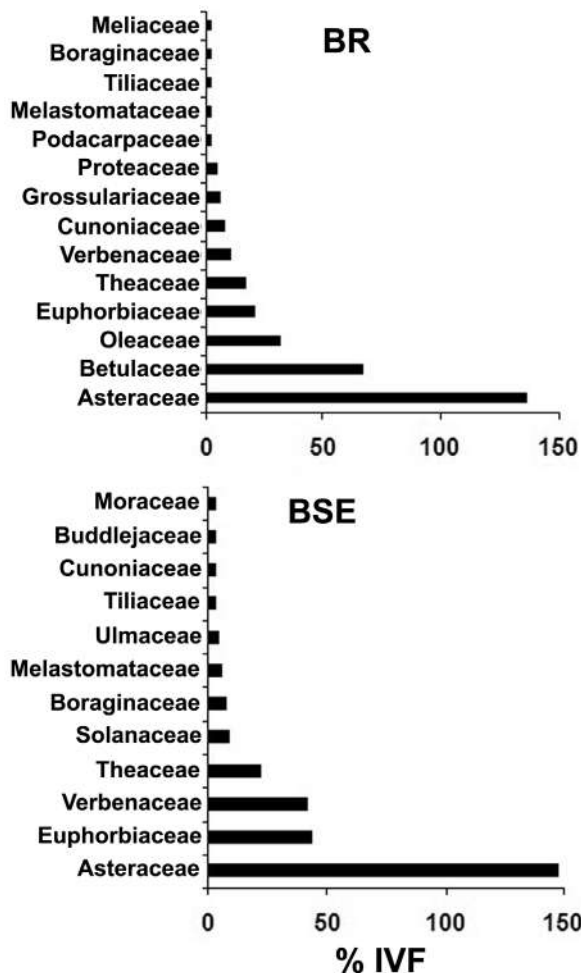


Figura 4. Valores de IVF para cada una de las familias registradas en el bosque reforestado (BR) y bosque en sucesión espontánea (BSE) en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia

Diversidad. El muestreo fue significativo en 85% con el estimador de riqueza de especies basado en la proporción de unidades de muestreo que contiene a cada especie Bootstrap, lo que significa que es representativo para la zona de estudio y el tiempo en que se realizó. Aunque se encuentra una tendencia de incremento de los *singletons* y los *doubletons*, lo que implica que con mayor muestreo se puede incrementar el número de especies en el análisis (figura 5).

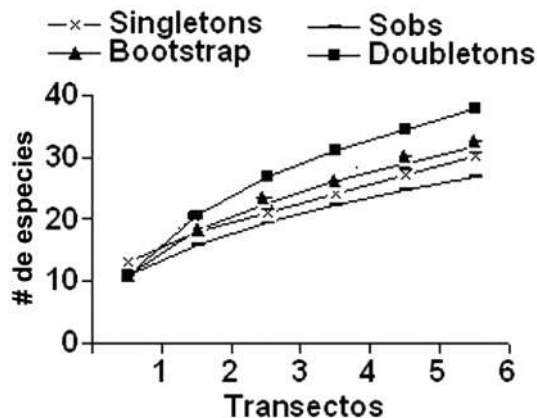


Figura 5. Curvas de acumulación de especies para el bosque reforestado y bosque en sucesión espontánea en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia (*Sobs*: especies muestreadas; *Singletons*: especies con un solo individuo; *Doubletons*: especies representadas por dos individuos; *Bootstrap*: unidades de muestreo que contienen a cada especie)

El índice de Shannon-Wiener no mostró diferencias significativas para el factor bosque ($F = 0,0003$; $p = 0,98$; $n = 3$). Según los valores obtenidos para la similitud de Sorensen los bosques comparten el 41% de las especies presentes en cada bosque (tabla 3).

Tabla 3. Valores promedio de los índices de diversidad de Shannon-Wiener, equidad de Pielou y similitud de Sorensen (media \pm error estándar; $n = 3$) en el bosque reforestado (BR) y el bosque en sucesión secundaria (BSE) en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia

Índice	BR	BSE
Shannon-Wiener	2,72 \pm 0,16	2,71 \pm 0,16
Pielou	0,8	0,7
Sorensen cualitativo (%)	41	

Análisis del suelo. Como información complementaria en las figuras 6 y 7 aparecen las curvas de humedad, temperatura y precipitación registradas en el suelo durante la época de muestreo. En cuanto a la textura y el pH de los suelos de los bosques estudiados, el BR presentó textura franco-arcillosa (FAr) y pH de 5,3 a diferencia del BSE que fue franco-arenosa (FA) y con pH de 5,2, respectivamente. Adicionalmente, durante

el período de estudio se registraron un total de 864 mm de precipitación con el máximo en octubre (370 mm) y el mínimo en el mes de diciembre (207 mm) (figura 7).

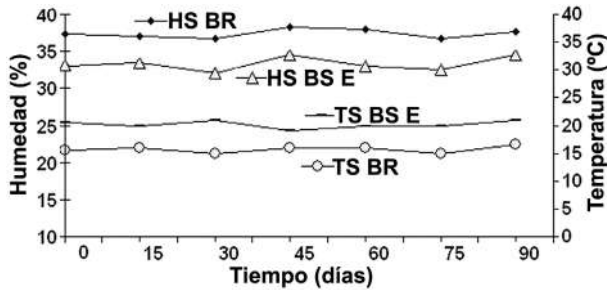


Figura 6. Temperatura y humedad del suelo registradas durante la época de muestreo en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia (media ± error estándar; n = 3; TSBR = temperatura del suelo del bosque reforestado; TSBS E = temperatura del suelo del bosque en sucesión espontánea; HSBR = humedad del suelo del bosque reforestado; HSBS E = humedad del suelo del bosque en sucesión espontánea)

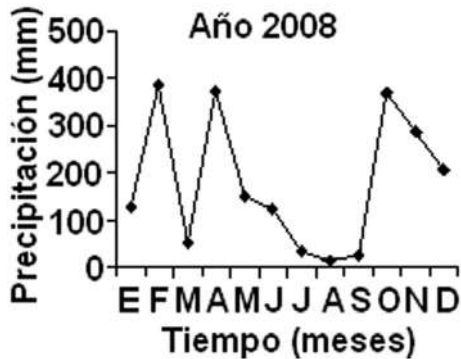


Figura 7. Precipitación total mensual presentada durante el período de estudio de la estación meteorológica en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia (CRQ 2009)

Capacidad descomponedora del suelo y descomposición de hojarasca sobre el suelo. La descomposición del papel muestra pérdida de peso rápida en los dos bosques. A los 90 días del ensayo en el BR, se perdió el 60% de la masa, mientras que en el BSE el papel perdió el 62% (figura 8A). En cuanto a la descomposición de la hojarasca de *V. nudipes* en los dos bosques, la hojarasca perdió más del 50% del peso original en los primeros 30 días del

ensayo. Al final (90 días después) las bolsas contenían aproximadamente el 10% del material inicial para los dos bosques (figura 8B).

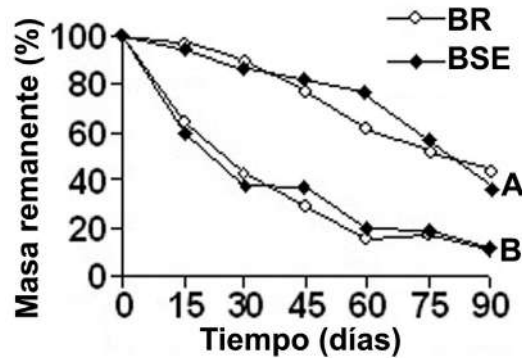


Figura 8. A. Porcentaje de la masa remanente del papel Jecaber en peso seco. **B.** Porcentaje de masa remanente en peso seco libre de cenizas de la hojarasca de *Verbesina nudipes*. En los dos sitios de muestreo en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia (media ± error estándar; n = 3; BR = bosque reforestado; BSE = bosque en sucesión espontánea)

Las regresiones exponenciales entre el peso seco remanente y el tiempo que pasaron enterradas las tiras de papel siguieron el modelo exponencial simple negativo con un grado de ajuste significativo ($P = 0,0000$) para ambos bosques (reforestado y en sucesión espontánea) (figura 9A). Este modelo exponencial explica entre el 95 y el 91% de la variación de la pérdida de peso con el tiempo para el BR y en sucesión espontánea respectivamente. Los valores medios de K (año^{-1}) fueron de 4,72 para el BR y de 3,76 para el bosque en sucesión espontánea. La tasa de descomposición del papel mostró diferencias significativas entre los bosques ($F = 13,48$; $p = 0,000$; $n = 3$). Del mismo modo, las regresiones exponenciales entre el peso seco remanente y el tiempo de enterramiento de la hojarasca de *V. nudipes* se ajustaron al modelo exponencial simple negativo con un grado de ajuste significativo ($P = 0,000$) en los dos bosques (figura 9B). Este modelo exponencial explica el 90% de la variación de la pérdida de peso con el tiempo para ambos bosques. Los valores medios de K (año^{-1}) fueron de 11,69 (BR) y 9,77 (BSE).

Resultando diferencias estadísticas significativas entre ambos valores ($F = 61,771$; $p = 0,001$; $n = 3$). Con relación al análisis químico de la hojarasca, la relación C/N fue baja (14,4%), al igual que la concentración de lignina (11,9%) y el cociente L/N (4,06%). Por el contrario, la concentración de N fue alta (2,9%) (tabla 1).

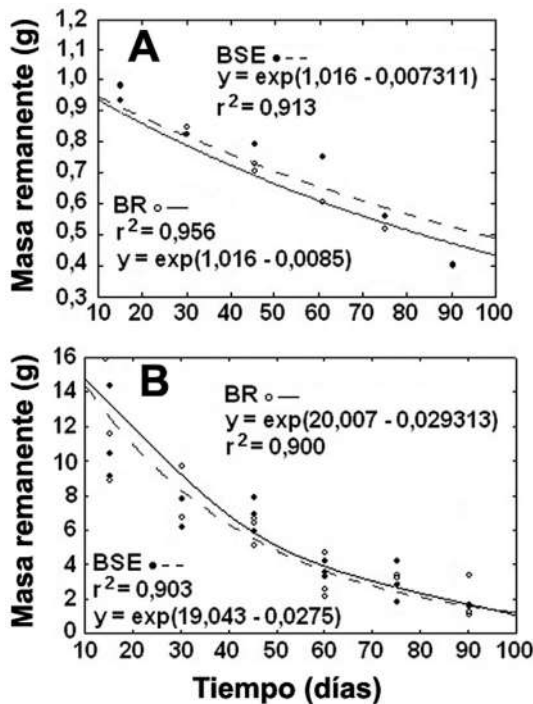


Figura 9. A. Regresión exponencial para la masa remanente del papel Jecaber enterrado en los dos sitios. B. Regresión exponencial para la masa remanente libre de ceniza de la hojarasca de *Verbesina nudipes* en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia [BR = bosque reforestado; BSE = bosque en sucesión espontánea; se indica la ecuación de regresión (r^2) y el nivel de significación ($P = 0,000$)]

DISCUSIÓN

Composición florística. La representatividad alta de la familia Asteraceae en los dos bosques, concuerda con lo reportado en otros bosques andinos (Cavelier y Santos 1999, Giraldo 2001, Schneider et al. 2003, Varona et al. 2009). Al respecto, Vargas (2002) menciona que varias de estas especies se encuentran en todos los tipos de vegetación y climas, esta familia es una de las

más importantes en cuanto a especies pioneras e invasoras de sitios abiertos o potreros abandonados. En la región del Quindío sobresalen 18 especies entre las cuales se destacan por su abundancia: *B. latifolia* (chilco común) y *B. nitida* (chilco colorado), comunes en bordes de caminos y en sucesiones tempranas. La mayoría de las especies que comparten los bosques (reforestado y en sucesión espontánea) son propias de etapas sucesionales tempranas. La presencia de estas especies iniciales puede relacionarse con su fácil propagación y capacidad de establecimiento en condiciones difíciles, generalmente en áreas perturbadas (Vargas 2002). De la misma manera la presencia de algunas aves y murciélagos frugívoros en el área de estudio probablemente favoreció los mecanismos de dispersión de estas especies, ya que estos se encargan de consumir frutos y dispersar semillas especialmente de especies pioneras (Marín, com. pers.).

Paralelamente, en este estudio se reportó la presencia de otras especies, entre ellas algunas tolerantes a la sombra, propias de bosques secundarios que crecen actualmente en el sotobosque del BR a diferencia del BSE donde la mayor parte de las especies registradas son consideradas sucesionales tempranas. Este hecho, parece indicar que el BR es un “refugio” para algunas especies de bosque maduro que aun no se encuentran en el BSE, situación que puede deberse a la presencia de un bosque primario adyacente y la existencia de algunos árboles remanentes. De acuerdo con Posada et al. (2000), la posibilidad de colonizar un sitio puede ser muy alta para aquellas especies que se encuentran cerca de una fuente permanente de semillas. Del mismo modo, Guariguata y Ostertag (2002), plantearon que la vegetación remanente es clave para atraer avifauna, debido a que la producción de frutos apetecibles desempeña un papel fundamental en la colonización de un sitio degradado.

En cuanto a la distribución de las alturas los resultados muestran que los dos bosques son

muy diferentes. Grime (1982) evaluó este aspecto indicando que la ganancia en altura puede estar asociada a las condiciones ambientales y la capacidad específica de los individuos al hacer uso de estas. No obstante, de acuerdo con la información de Salazar (com. pers.), algunas de las especies registradas en el BR presentaron fertilización, plateo y continuo control de plagas durante el proceso de siembra en su estado de plántula. Por tal razón, se asume que estas especies no han tenido que vencer algunas de las barreras bióticas (herbivoría) y abióticas (competencia por luz y disponibilidad de nutrientes) para su fase de establecimiento a diferencia de las especies que se encontraron en el BSE.

Con respecto al IVI, pocas especies sobresalieron por sus valores altos. Sobre estos resultados, Mostacedo y Fredericksen (2000) indicaron que no siempre las especies que tienen un valor alto en alguno de los parámetros (densidad, frecuencia y dominancia relativa) utilizados para determinar el IVI son las más importantes. De hecho, la especie *V. nudipes* obtuvo la mayor frecuencia y densidad relativa en los dos bosques, si únicamente se considerara la densidad y la frecuencia, esta especie debió ser la más importante en ambos bosques; pero el IVI indicó lo contrario. En el caso de *M. quadrangularis* y *A. acuminata* (especies sembradas), estas presentaron los valores más altos de IVI, debido a que su dominancia (área basal) fue alta, a pesar de no presentar valores superiores en frecuencia y densidad relativa.

Diversidad. La diversidad en los dos bosques fue alta (Margalef 1995). De acuerdo con Yepes et al. (2007), la diversidad a nivel de bosques sucesionales aumenta con la edad del lugar (tiempo desde el abandono), lo cual es consistente con lo reportado en otros estudios (Saldarriaga 1994, Toro y Saldarriaga 1990). De acuerdo con Calle (2003), durante las fases tempranas de la sucesión, la diversidad aumenta mientras nuevas especies colonizan el lugar; sin

embargo, mientras el tiempo avanza, estas son reemplazadas como dominantes por especies de crecimiento más lento y más tolerantes a la sombra. Otro aspecto que también puede contribuir a la diversidad alta, es la adecuada recuperación de estos bosques, dadas las condiciones de protección proporcionadas por el propietario del Ecoparque.

Capacidad descomponedora del suelo y descomposición de hojarasca sobre el suelo. La descomposición de la celulosa es una medida de la actividad microbiana en función de los factores ambientales y se le considera un índice de la capacidad descomponedora de la materia orgánica (Breymeyer 1978, Kurka y Starr 1997, Latter y Harrinson 1998, Latter y Walton 1988, citados por Girón 2004). En este estudio el porcentaje de descomposición del suelo fue rápido a lo largo del período de estudio. De acuerdo con West y Klemmedson (1978), al introducir en el suelo una fuente de carbono se estimula la actividad de los microorganismos edáficos y proliferan rápidamente los hongos descomponedores. Esto es debido a que la adición al suelo de materia orgánica y nutrientes reduce la latencia de los microorganismos edáficos y aumenta rápidamente la densidad de las poblaciones microbianas, incrementándose la actividad respiratoria, lo que se ha observado también en otros materiales de naturaleza más compleja, como la paja y los compuestos húmicos (Gispert et al. 1988, Puig 1978, citados por Girón 2004). Cuando se compara la descomposición del papel con la hojarasca, se observa que la segunda es notablemente más rápida, a pesar de que la hojarasca posee compuestos químicos heterogéneos entre ellos; polímeros estructurales de la pared celular (celulosa, hemicelulosa y lignina) y materiales solubles (azúcares simples, aminoácidos, aceites, ceras y fenoles) que harían que responda de forma distinta y más compleja que la celulosa (Swift et al. 1979). Sin embargo, el material empleado en este estudio, es de alta calidad, particularmente en lo que

respecta a la relación C/N y el contenido de N, características que posiblemente influyeron en una descomposición más rápida de la hojarasca.

En el proceso de descomposición hay múltiples factores que afectan la velocidad de descomposición de la hojarasca, pero básicamente este proceso está controlado por tres elementos principales: el clima, la calidad de la hojarasca y la abundancia de organismos degradadores (Berg y McClaugherty 2008, Coûteaux et al. 1995, La Caro y Rudd 1985, Loranger et al. 2002, Ostertag et al. 2003, Sayer 2006, Sundarapandian y Swamy 1999, Vasconcelos y Laurance 2005). En este estudio se seleccionó la hojarasca de *V. nudipes* debido a que esta especie fue la más abundante en los bosques estudiados, situación que posiblemente se relaciona con una producción alta de semillas, las cuales por su dispersión anemófila pueden desplazarse a mayores distancias (Posada et al. 2000, Riaño 2006, Salamanca y Camargo 1996, citados por Garibello 2003, Willson 1993). Cavelier y Santos (1999) reportaron esta especie como colonizadora de sitios perturbados con amplia distribución en bosques montanos.

La pérdida de peso en el proceso de descomposición de la especie *V. nudipes* presentó dos fases, la primera se caracterizó por una pérdida rápida de peso durante los primeros 30 días para los dos bosques, seguida de una fase de pérdida de peso más lenta. Diversos autores han planteado que durante los estados iniciales (de tres a cinco semanas), la velocidad de descomposición es acelerada debido a la lixiviación de compuestos solubles y porque en ese momento se inicia el desarrollo de las poblaciones microbianas que empiezan a consumir los compuestos más fácilmente degradables (Babbar y Ewel 1989, Coleman et al. 2004, La Caro y Rudd 1985, Swift et al. 1979). Este hecho puede explicar la fuerte disminución en el porcentaje de descomposición durante el primer mes, cuando se descompuso más del 50% del material inicial

en los dos bosques. Esta pérdida rápida de peso coincide con los resultados obtenidos por Bonilla et al. (2008) y Díaz (2009), en otros bosques tropicales donde la pérdida de peso fue mayor durante las primeras etapas del proceso de descomposición.

La pérdida rápida de peso también puede atribuirse a las condiciones climáticas del sitio y la calidad química de la hojarasca de la especie evaluada. En este estudio la precipitación exhibió valores más altos en el primer mes de enterramiento lo que coincide con la mayor pérdida de peso en el proceso de descomposición, lo que sugiere que posiblemente las lluvias incrementaron el lavado en la fase inicial. Al respecto, Díaz (2009) y Varela et al. (2007) reportan que las lluvias favorecen la actividad biológica de bacterias y hongos, ya que los microorganismos requieren la presencia de agua para que puedan crecer y llevar a cabo sus funciones metabólicas.

A su vez, la calidad química es uno de los factores que influye positivamente en la descomposición. La concentración de nitrógeno en las hojas ha sido utilizado como indicador de calidad (Swift et al. 1979) y la relación C/N como indicador de descomposición. Adicionalmente, la lignina se considera un componente anticualidad por el impacto negativo en la disponibilidad nutricional de la fibra de la planta. Los materiales orgánicos con baja relación C/N (menor de 25) y bajas concentraciones de lignina (menor de 15%) y polifenoles (menor de 3%) son considerados de buena calidad, advirtiendo que los materiales y nutrientes serían rápidamente liberados (Moore y Jung 2001). En este estudio el contenido inicial de nitrógeno en la hojarasca de *V. nudipes* (2,9%) se encuentran por encima de lo reportado para este nutriente en la fracción foliar en otros bosques tropicales naturales de tierras altas, los cuales fluctúan entre 0,39 y 1,76% (Edwards 1982, Fassbender y Grimm 1981, Herbohn y Congdon 1998, Lundgren 1978, Veneklaas 1991, Vera et al. 1999, Vitousek

et al. 1995, citados por Ramírez et al. 2007) y entre 0,34 y 0,68% en hojarasca de plantaciones forestales (Cuevas y Lugo 1998, Lundgren 1978, citados por Ramírez et al. 2007). De acuerdo con Constantinides y Fownes (1994), la composición inicial de nitrógeno es uno de los indicadores de la velocidad de descomposición de diferentes árboles en el Trópico. Así en varios trabajos sobre descomposición se ha demostrado que la hojarasca rica en N se descompone más rápidamente que una pobre en este elemento (Kochy y Wilson 1997, Tanner 1981, citados por Girón 2004). Es el caso de las investigaciones realizadas por Martius et al. (2004) y Rahman et al. (2008), quienes encontraron que la descomposición de la hojarasca fue más rápida debido a las altas concentraciones iniciales de N en las especies: *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. 1865 con 2,6% y *Duabanga sonneratioides* Buch-Ham. 1835 con 2,5%.

De igual forma otros investigadores han comentado la importancia del índice C/N inicial como buen predictor de la dinámica de la descomposición y han señalado que la hojarasca con una relación C/N baja (menor de 25%) se descompone más rápidamente que la que tiene una relación alta (mayor de 25%). En la hojarasca de *V. nudipes* la relación C/N fue de 14,4%; lo cual involucra la liberación rápida de nutrientes y el predominio de procesos de mineralización de nitrógeno sobre la inmovilización (Lambers et al. 1998, Moore y Jung 2001, Singer y Munns 1999, Swift y Anderson 1989).

El bajo contenido inicial de lignina encontrado en *V. nudipes* se relaciona con una hojarasca de buena calidad (Moore y Jung 2001). Según Berg (1986), la lignina es uno de los componentes "recalcitrantes" que más influye en la dinámica de la descomposición de la hojarasca. Swift et al. (1979) plantean que la hojarasca que tiene poca lignina y alta concentración de N es de alta calidad y tiende a descomponerse y liberar nutrientes rápidamente (Berg 2000,

citado por Schäladler y Brand 2005). Del mismo modo, el cociente lignina/nitrógeno también ha sido considerado como *índice predictor* de la descomposición. De acuerdo con Aerts (1997), la relación L/N está relacionada de forma negativa con la tasa de descomposición, de tal manera que la hojarasca con L/N baja, se descompone rápidamente (Melillo et al. 1982, Taylor et al. 1989). Por lo tanto, la relación L/N baja de la hojarasca de *V. nudipes*, es otra característica que influye en la descomposición rápida de esta especie.

Otro factor que puede influir en la descomposición rápida de esta especie, puede ser el tamaño del poro en las bolsas donde se introdujo la hojarasca. Anderson y Swift (1983) encontraron que el tamaño de malla (≥ 10 mm), muy similar a las aquí empleadas, tienden a producir mayores pérdidas de peso, ya que permite el control predominante de los macroinvertebrados sobre la descomposición. En contraste, Kurzatkowski et al. (2004) señalaron que con tamaños de malla de 1 mm, la velocidad de descomposición de *Vismia guianensis* (Aubl.) Seem. especie característica de las selvas secundarias de la Amazonia Central (Brasil), fue menor, debido principalmente a la exclusión de la macrofauna. Esta relación indica que el tamaño del poro puede influir en la velocidad de la descomposición de la hojarasca, debido a que todos los organismos (microfauna, mesofauna y macrofauna) pueden acceder libremente al sustrato (Bonilla et al. 2008). Sin embargo, en este estudio no se evaluó el papel de la microbiota y por consiguiente solo se maneja como una hipótesis.

Las diferencias en las tasas de descomposición de los dos bosques se pueden explicar por las condiciones físicas del suelo, propias de cada bosque. Según Girón (2004), la humedad edáfica adecuada acelera la descomposición. Del mismo modo, la temperatura del suelo también afecta la velocidad de descomposición, pero en menor grado que la humedad (Cortez 1998, citado por Girón 2004). En

este estudio, el suelo del BR fue franco-arcilloso; esta característica permite conservar alto nivel de humedad, además de un dosel más definido que no permite que los rayos solares entren directamente hasta el suelo, lo que posiblemente pudo acelerar el proceso de descomposición en este bosque. A su vez, el suelo franco-arenoso del BSE se caracteriza por absorber más rápido el agua que llega por escorrentía, lo que conduce a que la humedad se conserve por menos tiempo, situación que posiblemente disminuyó la velocidad de descomposición (Girón, com. pers.). Sin embargo, Sariyildiz (2003) señala que con respecto a condiciones físicas, el clima domina las tasas de descomposición a escala regional, mientras que la calidad de la hojarasca es más importante en determinar la degradación del sitio. Estos resultados son coherentes con otros estudios que mostraron que además de la temperatura y humedad, la calidad de la hojarasca es uno de los componentes más importantes en la descomposición de la hojarasca en los ecosistemas tropicales (Aerts 1997, Barlow et al. 2007). Los datos se ajustaron al modelo exponencial simple empleado por Olson (1963), que muestra una disminución exponencial de la masa remanente con el tiempo. La tasa de descomposición de las hojas de *V. nudipes* fue superior a la encontrada en otras investigaciones realizadas en bosques tropicales (Aerts 1997, Cuevas y Medina 1998). Álvarez y Becerra (1996) también encontraron una tasa de descomposición similar ($9,1 \text{ año}^{-1}$ y 12 año^{-1}) en la hojarasca de *Ficus yoponensis* Desv. 1842, en un bosque tropical lluvioso de México. Finalmente, González y Seastedt (2001) consideraron que en las zonas tropicales las tasas de descomposición de hojarasca son reguladas por factores bióticos y que este proceso ecosistémico no puede ser explicado solamente por la calidad del sustrato o por factores climáticos.

CONCLUSIONES

Las dos estrategias de regeneración evaluadas en este trabajo (reforestación y sucesión natural) presentaron el 41% de similaridad en la com-

posición florística, la mayoría de las especies compartidas se consideran propias de sucesiones tempranas. Sin embargo, los bosques se diferenciaron porque las especies registradas en el BSE son en su mayoría sucesionales tempranas, mientras que las halladas en el BR fueron especies sembradas y remanentes.

En el BR, *Alnus acuminata*, *Montanoa quadrangularis* y *V. nudipes* presentaron valores altos de IVI, en contraste con el BSE donde el mayor IVI se concentró en la especie abundante *V. nudipes*.

La hojarasca de *V. nudipes* enterrada en el BR mostró mayor velocidad de descomposición $k = 12$ (año^{-1}) que la enterrada en el BSE $k = 10$ (año^{-1}), esto se atribuye a las condiciones físicas del suelo propias de cada bosque.

Los bosques estudiados fueron similares en la composición florística, presentaron la misma diversidad, pero difirieron en la velocidad de descomposición.

AGRADECIMIENTOS

Al profesor Jorge Enrique García por su asistencia en la realización de los análisis estadísticos; a la doctora María de las Mercedes Girón por su asesoría en la elaboración del documento; a los profesores Óscar Humberto Marín, Mitch Aide y Zoraida Calle por sus comentarios y aportes; a la Universidad del Quindío, Javier Salazar propietario del Ecoparque Peñas Blancas, a Diego Mauricio López, Jaime Cavelier, Diana Valencia y los laboratorios de Agroindustria y Biología de la Universidad del Quindío por el apoyo logístico; a Enrique Méndez y al Herbario de la Universidad del Quindío (HUQ) en la determinación y confirmación de ejemplares; a Elvia Quintana, John Jairo Pérez, Jesús Humberto Arroyave, Luz Delia Ríos, Yolanda Ríos, Luz Marina Velásquez, Jorge García, Jorge Ramírez y Carlos Alberto Montoya por su valiosa colaboración en las actividades de campo.

REFERENCIAS

- Aber JD, Melillo JM. 1991. Terrestrial ecosystems. Philadelphia (U. S. A.): Saunders College Publishing. p. 543.
- Aerts R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79 (3): 439-449.
- Álvarez J, Becerra R. 1996. Leaf decomposition in a Mexican tropical rain forest. *Biotropica*, 28 (4): 657-667.
- Anderson JM, Swift MJ. 1983. Decomposition in tropical forests. En: Sutton SL, Whitmore TC, Chadwick AC, editores. Tropical rain forest: ecology and management. New York (U. S. A.): Elsevier. p. 547-569.
- Armenteras D, Cadena VC, Moreno RP. 2007. Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia. Bogotá (Colombia): Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt IAvH. p. 72.
- Babbar L, Ewel J. 1989. Descomposición del follaje en diversos ecosistemas sucesionales tropicales. *Biotropica*, 21 (1): 20-29.
- Barlow J, Gardner TA, Ferreira LV, Peres, CA. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 247: 91-97.
- Berg B, McClaugherty C. 2008. Plant litter: Decomposition, humus formation, Carbon sequestration. 2.^a ed. Heidelberg (Alemania): Springer-Verlag. Heidelberg. p. 279.
- Berg B. 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils: a mini review. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1: 359-369.
- Bonilla R, Roncallo B, Jimeno J, García T. 2008. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, Cesar. *Corpoica-Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 9 (2): 5-11.
- Bouyoucos GJ. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. *Agronomy Journal*, 54: 464-465.
- Bubb P, May I, Miles L, Sayer J. 2004. Cloud Forest Agenda. Cambridge (U. K.): UNEP-WCMC. p. 32.
- Buschbacher RJ. 1986. Tropical deforestation and pasture development. *Bioscience* 36: 22-28.
- Calle Z. 2003. Restauración de suelos y vegetación nativa: ideas para una ganadería sostenible. 2.^a ed. Cali (Colombia): Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria, CIPAV. p. 96.
- Cárdenas S, López G, Chávez M, Ortega Y. 2008. Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* y en un sistema silvopastoril asociado con *Leucaena leucocephala*. *Zootecnia Tropical*, 26 (3): 269-273.
- Cavelier J, Santos C. 1999. Efecto de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Biología Tropical*, 47 (4): 775-784.
- Cobo JG, Barrios E, Kass D, Thomas RJ. 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil*, 240: 331-342.
- Coleman DC, Crossley DA, Hendrix PF. 2004. Fundamentals of soil ecology. 2.^a ed. California (U. S. A.): Elsevier Academia Press. p. 375.
- Constantinides M, Fownes JH. 1994. Nitrogen mineralization of leaf and litter of tropical plants: Relationship to nitrogen, lignin, and soluble polyphenol-concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 49-55.
- Coûteaux MM, Bottner P, Berg B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 63-66.
- Cronquist A. 1981. An integrated system of classification of flowering plants. New York (U. S. A.): Columbia University Press. p. 1262.
- CRQ (Corporación Autónoma Regional del Quindío) [internet]. 2009. Boletín meteorológico 2008. Fecha de acceso: 26 de noviembre de 2010. Disponible en <<http://www.crq.gov.co>>.
- Cuevas E, Medina E. 1998. Nutrient dynamics within amazonian forests II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecología*, 76: 222-235.
- Del Valle JI. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. *Interciencia*, 28 (3): 148-153.
- Díaz M. 2009. Producción, descomposición de hojarasca y macroinvertebrados fragmentadores en cuatro agroecosistemas de la cuenca del río la Vieja [Tesis de maestría]. [Pereira (Colombia)]: Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad Tecnológica de Pereira. p. 113.
- Doumenge C, Gilmour D, Pérez MR, Blockhus J. 1995. Tropical Montane Cloud Forests: Conservation Status and Management Issues. En: Hamilton LS, Juvik JO, Scatena FN, editores. Tropical montane Cloud Forests, Ecological studies. New York (U. S. A.): Springer Verlag. p. 110.
- EstimateS 5.0 [Internet]. 2009. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Fecha de acceso: 02 de febrero de 2010. Disponible en: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>.
- Galindo T, Betancur J, Cadena J. 2003. Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna de Guanentá-alto río Fonce, cordillera Oriental colombiana. *Caldasia*, 25 (2): 313-335.
- Garibello C. 2003. Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Guía metodológica. Bogotá (Colombia): Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal CONIF. p. 95.
- Giraldo D. 2001. Análisis florístico y fitogeográfico de un bosque secundario pluvial, Andino, Cordillera Central. *Antioquia, Colombia. Darwiniana*, 39 (3-4): 187-199.
- Girón M. 2004. Evolución del bosque de *Elaeagnus angustifolia* L. en Valdemoro (España) [Tesis de doctorado]. [Madrid (España)]: Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid. España. p. 150.

- Gómez G. 2006. Estructura florística y desfronde en el interior y borde de dos fragmentos de selva subandina [Tesis de maestría]. [Armenia (Colombia)]: Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad Tecnológica de Pereira. p. 130.
- González CE. 2001. Diversidad y composición florística del bosque de Niebla en el Departamento del Cauca, Colombia. *Cespedesia*, 24 (75-78): 153-175.
- González G, Seastedt TR. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forest. *Ecology*, 82 (4): 955-964.
- Grime J. 1982. Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. México D. F (México): Limusa. p. 291.
- Guariguata M, Ostertag R. 2002. Sucesión secundaria. En: Guariguata MR, Kattan GH, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago (Costa Rica): Libro Universitario Regional. p. 56-90.
- Guariguata MR. 2000. Bases ecológicas generales para el seguimiento de proyectos de restauración de bosques. En: Ponce E, editores. *Memorias del Seminario de Restauración Ecológica y Reforestación*. Bogotá (Colombia): Prisma Editores. p. 76-90.
- Holdridge LR. 1987. *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): IICA. p. 216.
- ICONTEC (Instituto Colombiano de Normas Técnicas) [Internet]. 2001. Norma Técnica Colombiana (NTC 1495), Instituto Colombiano de Normas Técnicas (ICONTEC). Fecha de acceso: 16 de diciembre de 2010. Disponible en: <<http://www.sinab.unal.edu.co/ntc/NTC1495.pdf>>.
- Kattan G, Restrepo C, Giraldo M. 1984. Estructura de un bosque de niebla en la cordillera Occidental, Valle del Cauca, Colombia. *Cespedesia*, 13 (47-48): 23-43.
- Krebs CJ. 1989. *Ecological methodology*. New York (U. S. A.): Harper Collins Publishers. p. 625.
- Kurz BC, Coûteaux MM, Thiéry JM, Berg B, Remacle J. 2005. A comparison of litterbag and direct observation methods of Scots pine needle decomposition measurement. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 2315-2318.
- Kurzatkowski D, Martius C, Höfer H, García M, Förster B, Beck L, Vlek P. 2004. Litter decomposition, microbial biomass and activity of soil organisms in three agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69: 257-267.
- La Caro F, Rudd RL. 1985. Leaf litter disappearance rates in Puerto Rico montane rain forest. *Biotropica*, 17 (4): 269-276.
- Lambers H, Chapin FS, Pons TL. 1998. *Plant physiological ecology*. 2.^a ed. New York (U. S. A.): Springer-Verlag. p. 591.
- Loranger G, Ponge JF, Imbert D, Lavelle P. 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biological Fertility of Soils*, 35: 247-252.
- Margalef R. 1995. *Ecología*. Barcelona (España): Omega. p. 951.
- Martius C, Höfer H, García M, Römbke J, Hanagarth W. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68: 137-154.
- MBG (Missouri Botanical Garden) [Internet]. 2009. Missouri Botanical Garden. Fecha de acceso: 02 de febrero de 2010. Disponible en: <<http://www.mobot.org>>.
- Melillo JM, Aber JD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621-626.
- Méndez EI, Calle Z. 2007. *Árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja. Guía de campo*. Cali (Colombia): CIPAV y CIEBREG. p. 192
- Montagnini F, Jordan CF. 2002. Reciclaje de nutrientes. En: Guariguata MR, Kattan GH, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago (Costa Rica): Libro Universitario Regional. p. 167-192.
- Moore KJ, Jung HJ. 2001. Lignin and fiber digestion. *Journal of Range Management*, 54 (4): 420-430.
- Moreno CE. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza (España): Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA) y Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). p. 84.
- Mori S, Boom B. 1983. Ecological importance of Myrtaceae in an eastern Brazilian wet forest. *Biotropica*, 15 (1): 68-70.
- Mostacedo B, Fredericksen T. 2000. *Manual de métodos básicos de muestro y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz (Bolivia): El País. p. 82.
- OCHA (Oficina para la coordinación de asuntos humanitarios) [Internet]. 2009. Centro de mapas. Fecha de acceso: 29 de septiembre de 2010. Disponible en: <<http://www.colombiassh.org/site/spip.php?article52>>.
- Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331.
- Ostertag R, Scatena FN, Silver WL. 2003. Forest floor decomposition following hurricane litter inputs in several Puerto Rican forests. *Ecosystems*, 6: 261-273.
- Pinard MA, Putz FE, Rumíz D, Guzmán R, Jardín A. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forest in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 113: 201-213.
- Posada J, Aide TM, Cavelier J. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8 (4): 370-379.
- Rahman A, Chandra P, Arunachalam A, Latif M, Arunachalam K. 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. *Journal Forest research*, 13: 25-34.
- Ramírez JA, Zapata CM, León JD, González MI. 2007. Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques

- montanos andinos de piedras blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32: 5.
- Riaño K. 2006. Aspectos ecológicos de 10 pioneras arbóreas en procesos de recuperación, corredor Barbas-Bremen [Tesis de doctorado]. [Armenia (Colombia)]: Facultad de Educación, Universidad del Quindío. p. 85.
- Sáenz G, Finegan B, Guariguata M. 1999. Crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Biología Tropical*, 47 (1-2): 45-57.
- Saldarriaga JG. 1994. Recuperación de la selva de "tierra firme" en el alto Río Negro Amazonia colombiana-venezolana. *Estudios en la Amazonia Colombiana V. Bogotá (Colombia): Editorial Presencia*. p. 201.
- Samper C. 2000. Aportes del foro virtual sobre restauración ecológica y reforestación. En: Ponce E, editor. *Memorias del seminario de restauración ecológica y reforestación*. Bogotá (Colombia): Prisma. p. 28-37.
- Sariyildiz T. 2003. Litter decomposition of *Picea orientalis*, *Pinus sylvestris* and *Castanea sativa* trees grown in Artvin in relation to their initial litter quality variables. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 27: 237-243.
- Sayer EJ. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*, 81: 1-31.
- Schädladler M, Brand R. 2005. The invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures. *Soil Biology and Biochemistry*, 37 (2): 329-337.
- Schneider JV, Gaviria J, Zizka G. 2003. Inventario florístico de un bosque altimontano húmedo en el Valle de San Javier. *PLANTULA*, 3 (2): 65-81.
- Singer MJ, Munns DN. 1999. *Soils: an introduction*. 4.ª ed. New York (U. S. A.): Prentice Hall. p. 320.
- Stadtmüller T. 1987. *Cloud forests in the humid Tropics*. United Nations University Press (The United Nations University, Japón) y Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza [(CATIE). Turrialba (Costa Rica)]. Fecha de acceso: 16 de diciembre de 2010. Disponible en: <<http://unu.edu/unupress/unupbooks/80670e/80670E00.htm>>.
- Statistica 7.0 [Internet]. 2009. Statsoft. Fecha de acceso: 29 de septiembre de 2010. Disponible en: <<http://www.statsoft.com/>>.
- Stonich S, Dewalt BR. 1996. The political ecology of deforestation in Honduras. En: Sponsel LE, Headland TN, Biley RC, editores. *Tropical deforestation: the human dimension*. New York (U. S. A.): Columbia University Press. p. 187-215.
- Sundarapandian S, Swamy P. 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management*, 123: 231-244.
- Swift MJ, Anderson JM. 1989. Decomposition. En: Lieth H, Werger MJ, editores. *Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies*. New York (U. S. A.): Elsevier. p. 547-567.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Berkeley (U. S. A.): University of California press. Blackwell Scientific publications. p. 363.
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons Wf. 1989. Nitrogen and lignin as predictors of litter decay rates: A microcosm test. *Ecology*, 70: 97-104.
- Toro AP, Saldarriaga JG. 1990. Algunas características de la sucesión secundaria en campos abandonados en Araracuara, Amazonas, Colombia. *Colombia Amazónica*, 4 (2): 31-43.
- Varela A, Barriga P, Ahumada JA. 2002. Comparación de factores abióticos relacionados con la descomposición de hojarasca entre fragmentos y no fragmentos de bosque Altoandino Nublado (Sabana de Bogotá, Colombia). *Ecotrópicos*, 15 (2): 185-193.
- Varela A, Cortés C, Cotes C. 2007. Cambios en la edafofauna asociada a descomposición de la hojarasca en un bosque nublado. *Revista Colombiana de Entomología*, 33 (1): 45-53.
- Vargas O. 2000. Sucesión, regeneración en páramos después de quemadas [Tesis de Maestría]. [Bogotá (Colombia)]: Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. p. 102.
- Vargas W. 2002. Guía ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes centrales. Manizales (Colombia): Editorial Universidad de Caldas. p. 805.
- Vargas W. 2007. Establecimiento de corredores biológicos en Barbas-Bremen, como una estrategia de restauración en paisajes ganaderos. *Actualidades Biológicas*, 29 (Supl. 1): 85-342.
- Varona G, Macías D, Ospina AF, Martínez FA, Villada L, Muñoz V. 2009. Establecimiento y evaluación de procesos sucesionales en parcelas permanentes en un bosque altoandino, vereda el cofre, municipio de Totoró. Departamento del Cauca. Fase I. En: Baca AE, González MS, Patiño AL, editores. *Libro de resúmenes V Congreso colombiano de botánica*. San Juan de Pasto (Colombia): Editorial de Nariño ENDINAR. p. 146-147.
- Vasconcelos HL, Laurance WF. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144: 456-462.
- West NE, Klemmedson JO. 1978. Structural distribution of nitrogen in desert ecosystems. En: West NE, Skujins J, editores. *Nitrogen in desert ecosystems*. IBP. Syntesis 9. Pennsylvania (U. S. A.): Dowden, Hutchinson and Ross, Inc. Stroudsburg. p. 1-6.
- Willson MF. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetation*, 107 (108): 261-280.
- Yepes AP, Jaramillo SL, Del Valle JI, Orrego SA. 2007. Diversidad y composición florística en bosques sucesionales andinos de la región del río Porce, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29 (86): 107-117.