

Artículo original

Caracterización florística y estructural como línea de base para la restauración ecológica de bosques en la microcuenca del río Barbas, Colombia

Floristic and structural characterization as a baseline for ecological restoration processes in the Río Barbas watershed, Colombia

Clara Eugenia Roa-García^{1,*}, Alba Marina Torres-González²

¹ Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira, Palmira, Colombia

² Universidad del Valle, Departamento de Biología, Cali, Colombia

Resumen

Se hizo la caracterización florística del bosque de la microcuenca del río Barbas, zona de amortiguamiento del Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen, Risaralda, Colombia, con el fin de seleccionar especies para iniciar procesos regionales de restauración ecológica. Se utilizó el método de muestreo de Gentry estableciendo 10 transectos de 50 m de longitud y 2 m de ancho. Con base en información secundaria, se documentó el estado sucesional, el mecanismo de dispersión, el estado de conservación y los usos antrópicos. Las familias con mayor riqueza fueron Rubiaceae (13), Melastomataceae (10) y Lauraceae (5). La riqueza de especies (62) se concentró en las clases diamétricas y altimétricas inferiores (<8,3 cm y <17 m, respectivamente). Ocho de las especies sumaron el 50 % del índice de valor de importancia (IVI) y se registraron 33 especies por fuera del muestreo para un total de 95. Una gran proporción de las especies correspondió a sucesionales tardías (54,7 %) y un alto porcentaje a especies dispersadas por animales (83 %); por otra parte, se encontraron 11 especies en alguna categoría de amenaza a nivel regional. Con respecto a los usos, la mayoría de las especies se puede emplear en la protección de cauces. Con base en la cuantificación de sus características, se seleccionaron seis especies pioneras y siete sucesionales tardías para iniciar procesos de restauración ecológica. El bosque es fuente natural de semillas para una de las especies recomendadas, *Wettinia kalbreyeri*, cuyo IVI es alto. En conclusión, el bosque se encuentra en una sucesión avanzada y es un reservorio de especies con características ideales para hacer restauración ecológica.

Palabras clave: Bosque andino; Estado sucesional; Especies pioneras; Especies sucesionales tardías; Usos antrópicos; Protección de cauces; Dispersión.

Abstract

We made the floristic characterization of the Barbas watershed forest, buffer zone of the Barbas-Bremen Soil Conservation District (Risaralda, Colombia), to select species to begin regional ecological restoration processes. We used the Gentry sampling method establishing ten transects of 50x2 m each. We documented the successional status, dispersal mechanism, conservation status, and anthropic uses of species based on secondary information. The families with the highest species richness were Rubiaceae (13), Melastomataceae (10), and Lauraceae (5). Species richness (62) concentrated in the lower diameter (<8.3 cm) and lower tree height (<17 m) classes. Eight of the species added up to 50% of the Importance Value Index (IVI). Additionally, 33 species were recorded outside the sampling design, for a total of 95 registered species. Among the species there was a large proportion of late successional (54.7%) and a high percentage of species dispersed by animals (83%); on the other hand, 11 of the species have been classified in some threat category at the regional level. Regarding uses, a high percentage of species can be utilized in the protection of riverbeds. Based on the number of characteristics, six pioneer and seven late-successional species

Citación: Roa-García CE, Torres-González AM. Caracterización florística y estructural como línea de base para la restauración ecológica de bosques en la microcuenca del río Barbas, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 45(174):190-207, enero-marzo de 2021. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1167>

Editor: Carolina Romero-Hernández

***Correspondencia:**

Clara Eugenia Roa-García;
clroag@unal.edu.co

Recibido: 11 de marzo de 2020

Aceptado: 13 de noviembre de 2020

Publicado: 29 de marzo de 2021



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

were selected to begin ecological restoration processes. This forest is a natural source of seeds for one of the recommended species, *Wettinia kalbreyeri*, with a high IVI value. In conclusion, the forest is in an advanced stage of succession and constitutes a reservoir of species with ideal characteristics for ecological restoration.

Keywords: Andean forest; Successional state; Pioneer species; Late successional species; Anthropogenic uses; Riverbed protection; Dispersal.

Introducción

El uso del suelo en los Andes cambió drásticamente desde la introducción del ganado por los españoles en el siglo XVI (Armenteras, *et al.*, 2011). Buena parte de la vegetación natural de humedales, páramos y bosques andinos se ha convertido en potreros para ganado y campos de cultivos (Etter & Villa, 2000; Armenteras, *et al.*, 2003) y en el 2000 se reportó que menos del 40 % de la vegetación natural de los ecosistemas andinos continuaba sin intervención antrópica (Rodríguez, *et al.*, 2006).

El uso del suelo más adecuado en la región andina son los bosques, y se estima que el 68 % del área debería tener cobertura boscosa; sin embargo, en 1984 solo el 26 % permanecía cubierta por bosques (Inderena, *et al.*, 1984). Esta tendencia de disminución del área boscosa de los Andes no se ha detenido; entre 1985 y 2005 la cobertura de bosque disminuyó en un 13 % (Armenteras, *et al.*, 2011). En años recientes, 2015 y 2016, las áreas deforestadas en los Andes colombianos fueron de 29.263 y 45.606 ha, respectivamente (IDEAM, 2017), y en el 2017 los Andes constituían la segunda región del país con mayor área deforestada después de la Amazonía (IDEAM, 2018). Otros estudios señalan, sin embargo, una tendencia al incremento de la vegetación boscosa, particularmente en el área andina (Sánchez-Cuervo, *et al.*, 2012; Calbi, *et al.*, 2020), lo que se explicaría por el abandono de sistemas productivos, procesos de globalización que han promovido la migración del campo a la ciudad (Aide & Grau, 2004) y el establecimiento de áreas protegidas (Calbi, *et al.*, 2020).

El bosque primario de los territorios de los departamentos de Caldas y Quindío posiblemente fue explotado entre principios del siglo XIX y el siglo XX, con el asentamiento de colonos provenientes de Antioquia que comenzaron su desplazamiento a finales del siglo XVIII (Londoño, 2002). La comercialización de productos artesanales de origen natural, la construcción de infraestructura como ferrocarriles, puentes, viviendas, montajes agropecuarios (establos, caballerizas, uso de postes para aislamientos) y la necesidad de abrir vías que conectaran la zona sur del país con el norte, expandieron la frontera agrícola y fragmentaron el bosque primario. Los fragmentos poco intervenidos quedaron en regiones aisladas que por su difícil acceso o por su topografía representaban baja o nula utilidad en actividades de producción (Muñoz, 1985). Las áreas de bosque taladas cambiaron de uso y se volvieron tierras de cultivos, principalmente de café, potreros para ganado vacuno y plantaciones forestales para la industria papelera (ACCCR, 2011).

La restauración ecológica busca revertir la tendencia de deforestación mediante el restablecimiento de los ecosistemas (Murcia & Guariguata, 2014). En los Andes colombianos se ha hecho un esfuerzo por restaurar los ecosistemas de bosques afectados por el cambio del uso del suelo. Por ejemplo, se han hecho procesos de restauración asistida en los cerros orientales de Bogotá (Rojas-B., 2017) y en el Parque Nacional Natural Las Orquídeas en Antioquia (Turbay, *et al.*, 2013), y no asistida en áreas protegidas en Boyacá (Fernández-M., *et al.*, 2016). Sin embargo, la restauración en Colombia aún presenta dificultades metodológicas, entre ellas, la selección del ecosistema de referencia y la del material biológico (Murcia & Guariguata, 2014). En muchos casos la selección del material de siembra se basa en la disponibilidad en viveros y no en la escogencia de especies por su importancia ecológica, por tener algún grado de amenaza, o por ser propias del ecosistema a restaurar (Murcia & Guariguata, 2014), lo que, por lo demás, no ha ocurrido solo en proyectos de Colombia sino en otros países de la región debido a criterios de selección de las especies insuficientes (Sánchez, *et al.*, 2005), pues el propósito principal

ha sido reforestar un área o retener el suelo y frenar la erosión, pero sin considerar que las interacciones entre las múltiples especies nativas son las que dan a los ecosistemas sus características de composición, estructura, función, adaptabilidad, resistencia y resiliencia, así como sus opciones de evolución continua (Sánchez, *et al.*, 2005).

En consecuencia, el conocimiento de la flora en las áreas andinas es relevante para registrar la composición que permita establecer programas de restauración locales más efectivos. En este contexto, el objetivo de este estudio fue responder a las siguientes preguntas sobre la vegetación de bosque de la microcuenca del río Barbas: 1) ¿cuáles son sus características más importantes en términos de riqueza, composición y estructura?; 2.1) ¿cuáles son los factores bióticos de las especies de plantas (estado sucesional, mecanismo de dispersión de semillas, fuente de alimento para fauna)?; 2.2) ¿cuál es el estado de conservación de las especies (es decir, la categoría de amenaza)?, y 2.3) ¿cuáles son los usos antrópicos conocidos?; 3.1) ¿cuáles son las especies más idóneas para la restauración de potreros? y ¿se requiere asistencia para su reproducción y dispersión?; 3.2) ¿cuáles especies son más recomendables para enriquecer los bosques existentes? y ¿se requiere asistencia para su reproducción y dispersión?.

Las siguientes son las hipótesis planteadas para cada una de las anteriores preguntas con base en observaciones en campo y en estudios anteriores: 1) la riqueza sería similar a la registrada en otros estudios en los Andes colombianos y las familias Arecaceae y Cyatheaceae predominarían, con una mayoría de individuos jóvenes pertenecientes a las clases diamétricas más bajas. 2.1) La mayoría de las especies correspondería a pioneras intermedias y pocas serían fuente de alimento para animales. 2.2) Dentro del bosque no habría especies incluidas en alguna categoría regional, nacional o global de amenaza. 2.3) Los principales usos de las especies sería la elaboración de postes para cercos y leña, la construcción de vivienda, la ebanistería y la protección de cuencas. 3.1) Dado que la mayoría de las especies correspondería a pioneras intermedias, varias serían idóneas para iniciar procesos de restauración ecológica en potreros y como algunas predominan en el bosque, este puede ser fuente natural de semillas. 3.2) Serían pocas las especies sucesionales tardías que se podrían recomendar para procesos de restauración ecológica y al no ser predominantes en el bosque, requerirían asistencia para su reproducción y dispersión.

Las respuestas a estas preguntas brindan información relevante sobre la vegetación del bosque, lo que contribuirá a tomar decisiones para futuros procesos de restauración ecológica en las cuencas de bosques montanos de la región.

Métodos

Área de estudio

La microcuenca del río Barbas se ubica en la parte sureste de la vereda El Manzano, corregimiento de Tribunas Córcega, municipio de Pereira, en el departamento de Risaralda, Colombia; hace parte de la cuenca alta del río Barbas, que es el límite geográfico entre los departamentos de Risaralda, Quindío y Valle, hasta su desembocadura en el río Cauca. Tiene un área de 474 ha entre los 2.088 y 2.331 m de altitud, siendo el punto más bajo la bocatoma de la organización comunitaria de servicios de agua y saneamiento (OCSAS) cuyo nombre es Asociación de Suscriptores Empresa de Servicios Públicos Tribunas Córcega E.S.P. El bosque natural secundario tiene un área de 273 ha (58 %) y está rodeado por áreas de potrero (26 %) y de bosque plantado con especies forestales foráneas como pinos, cipreses y eucaliptos (16 %) (Roa-García, 2018).

La precipitación de la zona es de 2.955 mm al año y la temperatura media anual es de 16,6 °C (CRQ, 2015); según la clasificación de zonas de vida o unidades bioclimáticas de Holdridge (1967), el área estudiada corresponde a un bosque pluvial montano (bp-M) (CRQ, 2014). Los suelos son andisoles alofánicos, clasificados como Hapludands acruódicos (IGAC, 1996) desarrollados sobre sedimentos fluvio-volcánicos (Guarín, *et al.*, 2004).

Esta cuenca abastece de agua a la OCSAS de Tribunas Córcega, que cuenta con alrededor de 2.000 usuarios en la zona rural de Pereira (ACCCR, 2014). Este sitio hace parte del área

de amortiguación del Distrito de Conservación de Suelos (DCS) Barbas-Bremen, con un área aproximada de 9.600 ha (Gómez-Hoyos, *et al.*, 2014). La OCSAS se ha hecho cargo de la prestación del servicio de agua potable del corregimiento Tribunas Córcega en la zona rural de Pereira desde 1994, protegiendo la zona boscosa natural y haciendo gestiones para ampliar las áreas de protección, sobre todo a partir de la segunda década del siglo XXI (ACCCR, 2014).

Muestreo de la vegetación

El trabajo de campo se hizo en septiembre del 2015 utilizando el método de muestreo de Gentry (1982), el cual consiste en censar en un área de 1.000 m² (0,1 ha) todos los individuos con un diámetro de tallo a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 2,5 cm. Se ubicaron 10 transectos de 50 m de longitud y 2 m de ancho paralelos a las curvas de nivel y a ambos lados del río Barbas (Figura 1). El primer transecto se ubicó en la bocatoma de la OCSAS, en 04°42'18,3"N - 75°35'10,6"O a 2.120 m, y el último en 04°42'27,7"N - 75°35'00,9"O a 2.159 m. Se marcaron puntos de referencia al inicio y al final de los transectos y se delimitó con fibra de polipropileno un metro a cada lado de ellos. Se registró la circunferencia a la altura del pecho (CAP a 1,30 m desde la superficie del suelo), la altura y la forma de crecimiento de cada individuo. La identificación taxonómica se hizo en campo mediante el uso de guías de campo (Vargas, 2002; Rios, *et al.*, 2004). Se tomaron muestras de herbario y fotografías de los individuos que no se pudieron identificar para facilitar su determinación empleando cámaras Fujifilm Finepix HS10 y Sony Ice-6000I. Las muestras se identificaron y se depositaron en el Herbario CUVC de la Universidad del Valle bajo la numeración del recolector Pedro José Cardona.

Además, se registraron las especies de árboles en estado fértil encontradas en el sendero para llegar al inicio del primer transecto (*ca.* 200 m) y que no habían sido registradas en los transectos. Estos registros no incluyeron el conteo de individuos y, por lo tanto, no se utilizaron para responder la primera pregunta de investigación. Sin embargo, sí sirvieron para completar el listado de especies que por razones estocásticas no se encontraron en los transectos, y contribuyeron a responder la segunda y la tercera preguntas de investigación.

Análisis de los datos

Con los registros del muestreo en los transectos se calcularon los parámetros estructurales para cada una de las especies: abundancia o densidad relativa; frecuencia, frecuencia

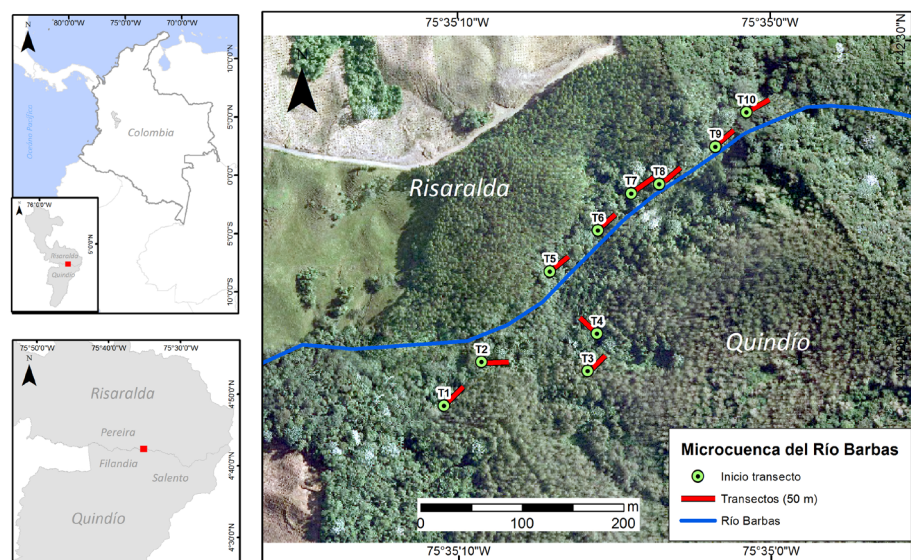


Figura 1. Ubicación de los transectos de muestreo en el bosque de la microcuenca del río Barbas, Colombia. Elaborado por: Juan Carlos Tafur

relativa; dominancia o área basal; dominancia relativa e índice de valor de importancia (IVI), cuyo valor es la suma de la frecuencia, la densidad y la dominancia relativas (**Rangel-Ch. & Velásquez, 1997**). Se midió la circunferencia a la altura del pecho (CAP) a 1,3 m por encima del suelo y se transformó en diámetro a la altura del pecho (DAP) según la ecuación $DAP = CAP/\pi$. La dominancia está representada por el área basal (AB), la cual se calculó mediante la fórmula: $AB = (\pi/4) \times (DAP)^2$ (**Villareal, et al., 2006**).

La riqueza es el número total de especies registradas en los transectos. Se usó el estimador Chao 1 para evaluar el esfuerzo de muestreo con el programa EstimateS 9.1.0 (**Colwell, 2016**), considerado el más riguroso cuando se usan datos de abundancia (**Villareal, et al., 2006**).

Se estimó la distribución de individuos por clases diamétricas y de altura estableciendo los intervalos con base en las fórmulas de **Rangel-Ch. & Velásquez (1997)**:

$$C = (X_{\max} - X_{\min}) / m \quad \text{y} \quad m = 1 + 3,3 (\text{Log } n),$$

donde m es el número de intervalos, n el número total de tallos, C la amplitud del intervalo, y X el parámetro a analizar (es decir, DAP (cm) y altura (m)).

Factores bióticos, estado de conservación y usos antrópicos

Con base en información secundaria, se determinaron los factores bióticos (estado sucesional, mecanismo de dispersión de semillas, fuente de alimento para fauna), el estado de conservación (categoría de amenaza) y los usos antrópicos de cada una de las especies registradas dentro y fuera de los transectos.

Las fuentes secundarias usadas para determinar los factores bióticos y los usos antrópicos fueron: **Vargas (2002)**, **Robles (2006)**, **Linares, et al. (2008)**, **Suárez, et al. (2011)**, **Campos-R., et al. (2014)**, **Pizano & García (2014)**, **Treuer, et al. (2018)**, **Aguilar, et al. (2018)** y **Fern (2019)**. Se usaron las mismas categorías de estados sucesionales (sucesional tardía, pionera intermedia y sitios abiertos) que en **Vargas (2012)**. Los mecanismos de dispersión de diásporas se clasificaron como anemocórica (dispersadas por el viento), zoocórica (dispersadas por animales) y autocórica (autodispersión) (**Van Der Pijl, 1982**). Para los usos antrópicos se usó una clasificación propia agrupando los encontrados en las fuentes secundarias (**Vargas, 2002**; **Robles, 2006**; **Linares, et al., 2008**; **Suárez, et al., 2011**; **Campos-R., et al., 2014**; **Pizano & García, 2014**; **Treuer, et al., 2018**; **Aguilar, et al., 2018**; **Fern, 2019**). Dichas categorías fueron: postes para cercos y leña (P), protección de cauces (C), ebanistería (E), construcción de viviendas (V), uso ornamental o elaboración de objetos (O), medicinal (M) y sistemas silvopastoriles (S).

Para determinar el estado de conservación de las especies se usaron las siguientes fuentes: a nivel global, la base de datos en línea de la **Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza-UICN (2018)**; a nivel nacional, la serie de libros rojos de especies amenazadas de Colombia (**Calderón, et al., 2002, 2005**; **García & Galeano, 2006**; **Cárdenas & Salinas, 2007**), y a nivel regional se usaron los listados de flora y fauna con categoría de amenaza en el Valle del Cauca de la Corporación Autónoma del Valle del Cauca-CVC (**CVC, 2019**) y de la CRQ (**CRQ, 2014**). Las clasificaciones de amenaza usadas en este artículo (CR: en peligro crítico; EN: en peligro, y VU: vulnerable) son las definidas por la **UICN (2012)**, con excepción de la clasificación a nivel regional en el Valle del Cauca, la cual usa las clasificaciones de amenaza S1: en peligro crítico; S2: en peligro, y S3: vulnerable, definidas por **NatureServe (2007)**.

Selección de especies para restauración

Para seleccionar las especies se ponderaron las siguientes características: valor del IVI, mecanismo de dispersión de semillas, usos antrópicos y categoría de amenaza (**Tabla 1**). Esta metodología es propia y se basa en la caracterización florística producto del trabajo de campo y de la información secundaria recolectada. Se le dio mayor ponderación a las especies con algún grado de amenaza y con un IVI mayor a 15, y menor a aquellas que son fuente de alimento para animales y se emplean en la protección de cauces (**Tabla 1**).

Tabla 1. Valoración de las características de la vegetación para seleccionar especies destinadas a la restauración ecológica

Características	Valoración
Caracterización florística	IVI/10 (1)
Estado de conservación	Algún grado de amenaza = 10, ningún grado de amenaza = 0 (2)
Mecanismo de dispersión	Zoocórica = 1, anemocórica, autocórica = 0 (3)
Usos antrópicos	Protección de cauces = 1, otros usos = 0,1 (4)
Valoración total	(1) + (2) + (3) + (4)

La ponderación de especies con alguna categoría de amenaza muestreadas dentro de los transectos resulta en dos posibilidades:

- especies con categoría de amenaza e IVI elevado, para las cuales el bosque podría tomarse como fuente natural de semillas. Un ejemplo de la consideración de un bosque como fuente de semillas para especies se encuentra en **Correa & Vargas (2009)**;
- especies con categoría de amenaza e IVI bajo, las cuales requerirían de asistencia en su dispersión. La asistencia en la dispersión es una práctica usada en la restauración ecológica como lo indica **Vargas (2011)** y consiste en la reproducción asexual por estacas, recolección de semillas y plántulas que luego son llevadas a un vivero, como se ha hecho, por ejemplo, en el sur del Trapecio amazónico colombiano (**Avella & Rodríguez, 2005**).

Se definieron dos estrategias de restauración para la selección de especies: siembra de pioneras en potreros y enriquecimiento de bosques ya establecidos (**Torres-Rodríguez, et al., 2019**). La evaluación se aplica solo a las pioneras intermedias y de sitios abiertos en la primera estrategia, y solo a las sucesionales tardías en la segunda estrategia.

Resultados

Caracterización florística

Se registraron 264 individuos de plantas pertenecientes a 29 familias, 43 géneros y 62 especies. Las 62 especies representaron un esfuerzo de muestreo del 70 % según el estimador Chao 1. Las familias con mayor riqueza fueron Rubiaceae (13 especies), Melastomataceae (10), Lauraceae (5), Arecaceae, Clusiaceae, Cyatheaceae y Solanaceae, con tres cada una; las demás familias estuvieron representadas por una sola especie. El género más rico fue *Miconia* (con ocho especies), seguido por *Palicourea* (5), *Ocotea* (4), y *Chrysochlamys*, *Cyathea*, *Guettarda* y *Ladenbergia* (con dos especies cada uno). Los otros géneros estuvieron representados por una especie cada uno.

El número promedio, el mínimo y el máximo de especies por transecto fue de 26, 17 y 37, respectivamente. Las especies registradas en los transectos correspondieron a árboles en un 64 %, a arbustos en un 24 % y a otras formas leñosas en un 11 % incluidas las palmas, los helechos arborescentes y los bambúes (**Tabla 2**).

En cuanto a la densidad, las especies *Cyathea horrida* (L.) Sm., *W. kalbreyeri* (Burret) R. Bernal, *Cuatresia riparia* (Kunth) Hunz. y *Guettarda crispiflora* subsp. *sabiceoides* (Standl.) C.M. Taylor presentaron los mayores valores, entre 16 a 37 individuos en 0,1 ha, y representaron el 6 % de las 62 especies, en tanto que las otras estuvieron representadas por pocos individuos: 42 % por uno solamente, 38 % por 2 a 5 individuos, y 14 % por 6 a 15 individuos.

Con respecto a la frecuencia, el 56 % de las especies se registraron en un solo transecto. Solo cinco especies (8 % del total) se encontraron en más de la mitad de los transectos: *W. kalbreyeri*, *Geonoma undata* Klotzsch, *Chamaedorea linearis* (Ruiz & Pav.) Mart. (Arecaceae), *C. horrida* y *Alsophila cuspidata* (Kunze) D.S. Conant (Cyatheaceae).

En cuanto a la dominancia, más del 50 % se concentró en las especies *C. horrida*, *W. kalbreyeri*, *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill., *G. crispiflora* subsp. *sabiceoides* y *A. cuspidata*. Es decir que el 50 % del valor del IVI se concentró en las especies *C. horrida*,

Tabla 2. Formas de vida, estado sucesional, mecanismo de dispersión, grado de amenaza y usos antrópicos dentro de los transectos y por fuera de ellos en la microcuenca del río Barbas, Colombia

Formas de crecimiento	Estado sucesional	Mecanismo de dispersión							Número de especies	En algún grado de amenaza regional	Usos antrópicos						
		Zoocoria	Zoocoria aves	Zoocoria mamíferos y aves	Zoocoria mamíferos	Autocórica	Anemocórica	Indeterminado			Protección de cauces	Postes para cercos y leña	Construcción de viviendas	Uso ornamental o elaboración de objetos	Medicinal	Ebanistería	Sistemas silvopastoriles
Dentro de los transectos																	
Árbol	Sucesional tardía	10	4	2	2	2	0	0	20	2	4	7	5	2	3	5	0
	Pionera intermedia	11	4	1	0	2	1	0	19	2	12	9	3	1	2	0	1
	Subtotal	21	8	3	2	4	1	0	39	4	16	16	8	3	5	5	1
Arbusto	Sucesional tardía	4	1	1	0	0	0	0	6	0	1	1	2	1	0	1	0
	Pionera intermedia	7	0	0	0	0	0	0	7	0	6	6	0	0	0	0	0
	Sitios abiertos	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
	Indeterminado	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Subtotal	11	1	1	0	0	1	1	15	0	7	7	3	2	0	1	0
Árbol hemiepífito	Sucesional tardía	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
	Subtotal	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Palma	Pionera intermedia	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0
	Subtotal	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0
Helecho arborescentes	Sucesional tardía	3	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	2	0	0	0	0
	Subtotal	3	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	2	0	0	0	0
Bambú	Sitios abiertos	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
	Subtotal	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Total dentro de transectos		35	9	5	2	7	3	1	62	6	23	23	14	10	5	6	1
Fuera de los transectos																	
Árbol	Sucesional tardía	9	3	0	1	1	1	0	15	3	3	3	5	2	0	0	0
	Pionera intermedia	1	4	1	0	1	1	0	8	1	4	1	1	0	2	0	0
	Sitios abiertos	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
	Subtotal	10	8	1	1	2	2	0	24	4	8	4	6	2	2	1	0
Arbusto	Sucesional tardía	1	1	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pionera intermedia	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Subtotal	3	1	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Árbol hemiepífito	Sucesional tardía	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0
	Subtotal	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0
Palma	Sucesional tardía	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
	Pionera intermedia	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
	Subtotal	1	1	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	2	0	0	0
Total fuera de transectos		14	10	2	2	3	2	0	33	5	8	4	7	5	2	1	0
Total estudio		49	19	7	4	10	5	1	95	11	31	27	21	15	7	7	1

T. lepidota, *W. kalbreyeri*, *A. cuspidata*, *G. crispiflora* subsp. *sabiceoides*, *G. undata*, *Ocotea* sp.2, y *C. riparia* (Tabla 1S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1167/2940>). Además, más del 50 % del valor de importancia de familias (VIF) se registró en las familias Rubiaceae, Cyatheaceae y Arecaceae.

El número de individuos con alturas entre 2 y 8,5 m correspondió al 61 % del total. En el siguiente rango, 8,6 a 17 m se registró el 29 % y entre 17,1 y 59 m, el 10 % restante (Figura 2A). El individuo más alto (59 m) fue de *Ocotea* sp.2., seguido por individuos de *T. lepidota*, *Pouteria torta* subsp. *tuberculata* (Sleumer) T.D.Penn. y *Alchornea glandulosa* Poepp.

El número de individuos con un DAP entre 2,5 y 5,5 cm correspondió a 71 % del total. En el siguiente rango, 5,6 a 8,3 cm, se registró el 17 % y entre 8,4 y 20,1 cm, el 12 % restante (Figura 2B). El individuo con mayor DAP fue el mismo de mayor altura, seguido por tres individuos de 15 cm de DAP, uno de cada una de las siguientes especies: *Ladenbergia macrocarpa* (Vahl) Klotzsch, *Symplocos quindiuensis* Brand y *A. glandulosa*.

Según las clases de altura (Figura 2A) y las clases diamétricas (Figura 2B), la distribución de los individuos presentó una forma de “J” invertida, con una mayoría de individuos de una altura por debajo de 17 m y un DAP inferior a 8,3 cm.

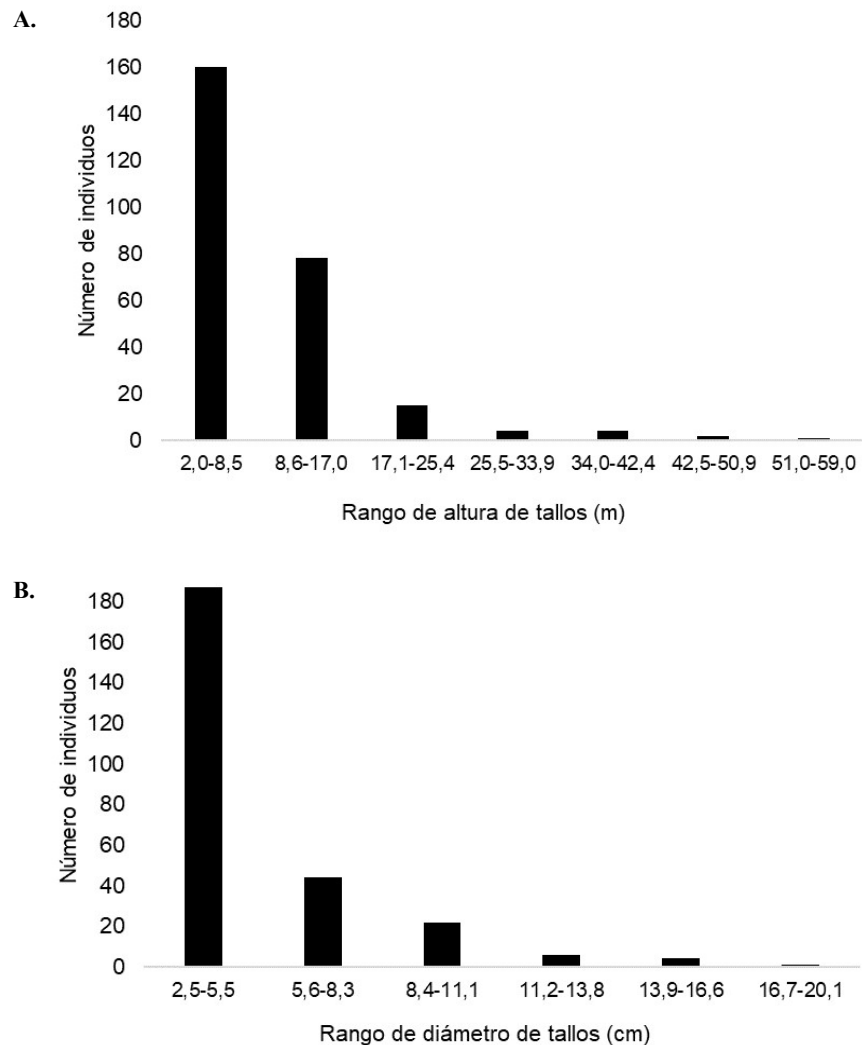


Figura 2. Clases de altura (A) y clases diamétricas (B) de la vegetación de la microcuenca del río Barbas, Colombia

Factores bióticos, estado de conservación y usos antrópicos

A las 62 especies encontradas en los transectos, se sumaron 33 registradas por fuera del muestreo. El consolidado de estas 95 especies se presenta en la **tabla suplementaria 2S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1167/2941> indicando para cada especie el valor del IVI (para aquellas registradas en los transectos), la forma de crecimiento, el estado sucesional, el mecanismo de dispersión, la categoría de amenaza local y los usos antrópicos.

El 69 % de las especies correspondió a árboles, el 21 % a arbustos y el 10 % a otras formas leñosas, incluidas palmas, helechos arborescentes y bambúes (**Tabla 2**). El 47 % correspondió a sucesionales tardías, el 42 % a pioneras intermedias y el 3 % a especies de sitios abiertos (**Tabla 2**). Los principales dispersores de semillas (83 % de estas especies) son los animales (**Tabla 2**).

Al analizar el estado de amenaza, se encontró que 20 especies han sido evaluadas y de este total 11 tienen algún grado de amenaza regional en el Valle del Cauca o en Quindío (**Tabla 3**), y de ellas, seis se registraron dentro de los transectos. Nueve de estas especies se clasificaron en S1 o en peligro crítico, y cuatro de ellas se encontraron dentro de los transectos: *Aegiphila grandis* Moldenke y *Cinchona pubescens* Vahl (sucesionales tardías), *Guatteria crassipes* R.E. Fr. (pionera intermedia) y *Chusquea latifolia* L.G. Clark (sitios abiertos) (**Tabla 3**).

De las 11 especies con algún grado de amenaza, se destacan dos de la familia Arecaceae: *W. kalbreyeri*, por ser la única con algún grado de amenaza y un valor de IVI alto, y *Aiphanes simplex* Burret (sin valor de IVI), por ser endémica de Colombia.

Al examinar los usos antrópicos, el más frecuente fue el de protección de cauces, con 31 especies (33 %), seguido del uso para postes de cercos y leña con 27 (28 %) y la construcción de viviendas con 21 (22 %) (**Tabla 2**). Tres de las siete especies con mayor IVI, *W. kalbreyeri*, *G. crispiflora* subsp. *sabiceoides* y *G. undata*, son sucesionales tardías apetecidas por su madera para uso en ebanistería y construcción (**Vargas, 2002**).

Tabla 3. Especies vegetales con algún grado de amenaza a nivel regional en la microcuenca del río Barbas, Colombia

Estado sucesional	Familia	Especie	Nombre común	IVI	Hábito de crecimiento	Categoría amenaza Regional
Sucesional tardía	Arecaceae	<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal	Palma macana	26,896	Palma	VU
	Lamiaceae	<i>Aegiphila grandis</i> Moldenke	Mantequilla	2,340	Árbol	S1 ²⁰⁰²
	Phyllanthaceae	<i>Hieronyma macrocarpa</i> Müll. Arg.	Candelo	1,133	Árbol	VU
	Bombacaceae	<i>Spirotheca rhodostyla</i> Cuatrec.	Palo santo	-	Árbol	S1 ¹⁹⁹³ , S1 ²⁰⁰²
	Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Arenillo	-	Árbol	S1 ²⁰⁰¹ , S1 ²⁰⁰²
	Metteniusaceae	<i>Calatola costaricensis</i> Standl.	Tártaro - Marfil	-	Árbol	S1 ²⁰⁰² , VU
Pionera intermedia	Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i> Vahl	Quina	1,152	Árbol	S3 ²⁰⁰¹ , S1 ²⁰⁰²
	Annonaceae	<i>Guatteria crassipes</i> R.E. Fr.	-	1,120	Árbol	S1 ¹⁹⁹³
	Arecaceae	<i>Aiphanes simplex</i> Burret*	Mancadera	-	Palma	S1 ²⁰⁰² , VU
	Passifloraceae	<i>Passiflora arborea</i> Spreng.	Curubo de monte	-	Árbol	S1 ²⁰⁰² , VU
Sitios abiertos	Poaceae	<i>Chusquea latifolia</i> L.G. Clark	Chusque	1,537	Bambú	S1 ¹⁹⁹³

* Especie exclusiva de Colombia. Categorías de amenaza de la Corporación Autónoma Regional del Valle (CVC, 2019): S1: en peligro crítico; S3: vulnerable (**NatureServe, 2007**). En superíndice se encuentra el año de evaluación. Categoría de amenaza de la Corporación Autónoma Regional del Quindío (**CRQ, 2014**): VU: vulnerable (UICN, 2012)

Algunas de las especies reconocidas para la protección de cauces de agua son de rápido crecimiento y de fácil propagación por semillas o estacas, por ejemplo: *Oreopanax incisus* Decne. & Planch., *Chrysochlamys colombiana* (Cuatrec.) Cuatrec., *Sapium stylare* Müll. Arg., *Miconia* spp., *Palicourea angustifolia* Kunth, *Solanum aphyodendron* S. Knapp y *Cecropia telealba* Cuatrec. (Vargas, 2002). Además, se encontraron especies ideales para procesos de revegetación como *Clarisia biflora* Ruiz & Pav. (Aguilar, et al., 2018) y *Trichilia martiana* C. DC. (Pizano & García, 2014). Esta última especie también da buenos resultados en la revegetación pasiva (Treuer, et al., 2018).

Especies seleccionadas para restauración

Para iniciar los procesos de restauración en potreros se proponen seis especies pioneras intermedias (entre ellas, *A. simplex* y *Ch. latifolia*) (Tabla 4) y para el enriquecimiento de bosques ya establecidos, siete sucesionales tardías (entre ellas, *W. kalbreyeri* y *G. crispiflora* subsp. *sabiceoides*) (Tabla 4), para un total de 13.

Tabla 4. Especies de plantas recomendadas para procesos de restauración ecológica en potreros y bosques según calificaciones de amenaza, estado sucesional, mecanismo de dispersión y usos

Especie	Nombre común	Hábito de crecimiento	Estado sucesional	Caracterización florística o IVI/10 (1)	Estado de conservación (2)	Mecanismo de dispersión (3)	Usos antrópicos (4)	(1)+(2)+(3)+(4)
Potreros								
<i>Cinchona pubescens</i> Vahl	Quina	Árbol	Pionera intermedia	0,11	10	0	1,2	11,31
<i>Guatteria crassipes</i> R.E. Fr.	-	Árbol	Pionera intermedia	0,11	10	1	0,1	11,21
<i>Aiphanes simplex</i> Burret	Mancadera	Palma	Pionera intermedia		10	1	0,1	11,10
<i>Passiflora arborea</i> Spreng.	Curubo de monte	Árbol	Pionera intermedia		10	1	0	11,00
<i>Chusquea latifolia</i> L.G. Clark	Chusque	Bambú	Sitios abiertos	0,15	10	0	0,1	10,25
<i>Tibouchina lepidota</i> (Bonpl.) Baill.	Sietecueros	Árbol	Pionera intermedia	2,85	0	0	1,2	4,05
Bosques								
<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal	Palma macana	Palma	Sucesional tardía	2,69	10	1	0,1	13,79
<i>Aegiphila grandis</i> Moldenke	Mantequillo	Árbol	Sucesional tardía	0,23	10	1	1,2	12,43
<i>Hieronyma macrocarpa</i> Müll. Arg.	Candelo	Árbol	Sucesional tardía	0,11	10	1	0,1	11,21
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Arenillo	Árbol	Sucesional tardía		10	1	0	11,0
<i>Spirotheca rhodostyla</i> Cuatrec.	Palo santo	Árbol	Sucesional tardía		10	0	0,1	10,1
<i>Calatola costaricensis</i> Standl.	Tártaro - Marfil	Árbol	Sucesional tardía		10	0	0,1	10,1
<i>Guettarda crispiflora</i> subsp. <i>sabiceoides</i> (Standl.) C.M. Taylor	Cafeto de monte	Árbol	Sucesional tardía	1,53	0	1	0,3	2,83

Entre las pioneras intermedias se encontraron cinco con algún grado de amenaza, en tanto que entre las sucesionales tardías se encontraron seis. En consecuencia, para la restauración se recomiendan las 11 especies registradas en este estudio con alguna categoría de amenaza.

Del total de 13 especies recomendadas, ocho se encontraron dentro de los transectos: cuatro pioneras y cuatro sucesionales; ocho tienen como mecanismo de dispersión la zoo-coria: tres pioneras y cinco sucesionales; tres son reconocidas por su uso en la protección de cauces y tienen, además, dos usos antrópicos: dos pioneras y una sucesional; siete tienen un solo uso antrópico, otra tiene tres usos, y dos no tienen ningún uso antrópico reconocido.

Discusión

Caracterización florística

La riqueza observada en el muestreo (62 especies) fue menor a la esperada (89) por la estimación con el índice Chao 1. Este resultado es similar al encontrado por **Sanín & Duque** (2006) en la reserva forestal protectora del río Blanco en Caldas, Colombia, en cuyo estudio no se estabilizó la curva de acumulación de especies en 0,1 ha. Una posible explicación es que hay especies dentro del bosque que se encuentran dispersas y están representadas por muy pocos individuos, o por individuos con diámetros inferiores a 2,5 cm. De hecho, los registros a partir de 1 cm de diámetro reflejan la abundante regeneración de plantas esciófitas en la primera clase diamétrica (**Yepes, et al., 2010**), las cuales pueden aumentar el número de especies. Para alcanzar un esfuerzo de muestreo cercano al 100 % en futuros estudios se recomienda aumentar el área a 0,15 ha (es decir, 15 transectos de 50 m x 2 m), aumentar el número de transectos, o usar un menor número de transectos pero más anchos, como lo recomiendan **Ariza, et al.** (2009). A pesar de esto, la riqueza de especies (62) confirma parte de la primera hipótesis, pues este número es similar a los resultados de otros estudios en los Andes colombianos, donde se encontraron entre 57 y 98 especies a altitudes entre 2.050 y 2.900 m (**Gentry, 1995; Galindo, et al., 2003; Alvear, et al., 2010; Sánchez-T., 2018**).

En el bosque predominaron las especies de Rubiaceae, Melastomataceae y Lauraceae, las familias más comunes en bosques andinos en la cordillera Central de Colombia (**Sanín & Duque, 2006; Ariza, et al., 2009; Alvear, et al., 2010; Sánchez-T., 2018**). A pesar de que las familias Arecaceae y Cyatheaceae no están representadas por varias especies, su predominancia en el bosque fue alta, tal como se esperaba en parte de la primera hipótesis, ya que dos especies de Cyatheaceae, y dos de Arecaceae representaron el 30 % de la dominancia relativa y estuvieron entre los seis mayores valores de IVI. Además, estas dos familias, así como la Rubiaceae, fueron las más importantes según el VIF.

El histograma que ilustra la estructura del bosque tiene forma de “J” invertida, con abundantes individuos jóvenes en las clases diamétricas más bajas, lo cual corrobora también parte de la primera hipótesis. La abundancia de individuos jóvenes se debe a las especies pioneras *Ch. colombiana*, *Miconia* spp. (8 especies) y *Palicourea* spp. (5 especies), y a las especies sucesionales tardías *Ch. linearis*, *C. riparia* y *W. kalbreyeri*, para las cuales las condiciones de este sotobosque resultan favorables. Ecológicamente, la J invertida significa tasas de mortalidad iguales en todas las clases diamétricas (**Meyer, 1952**), lo cual es indicador de una regeneración saludable (**Harper, 1977**). En contraste, una distribución sigmoidea se explica por la baja mortalidad de árboles jóvenes y alta mortalidad de árboles senescentes (**Goff & West, 1975**), como se ha encontrado en bosques vírgenes de hayas en el norte de Europa (**Westphal, et al., 2006**). Los histogramas en forma de J invertida han sido obtenidos en otros estudios en Colombia (**Sanín & Duque, 2006; Ariza, et al., 2009; García, et al., 2010; Sánchez-T., 2018**). La estructura con mayor abundancia en las clases diamétricas inferiores se considera común en bosques andinos primarios (**Yepes, et al., 2010**) y en bosques tropicales (**Popma, et al., 1988**), lo cual garantiza el sostenimiento futuro del ecosistema al contar con suficientes individuos jóvenes (**Sánchez-T., 2018**).

De las 17 especies mayoritariamente responsables del número de individuos jóvenes, solo dos tuvieron un IVI > 10: *C. riparia* y *W. kalbreyeri*. Estas dos especies sucesionales tardías pertenecen al grupo de ocho que concentran el 50 % del IVI. Esto indica que a pesar de las pocas especies que logran dominar el dosel, hay regeneración de gran variedad de especies en el sotobosque que garantizan el sostenimiento del bosque a lo largo del tiempo (Harper, 1977; Sánchez-T., 2018).

Factores bióticos y usos antrópicos

Considerando el tipo de muestreo enfocado a plantas leñosas, la comunidad del bosque está representada en su mayoría por árboles (69 %) en comparación con las demás formas leñosas como arbustos, helechos arborescentes, palmas y bambúes (31 %), lo que coincide con otros bosques andinos estudiados en la cordillera Central (Sanín & Duque, 2006; Ariza, et al., 2009; Alvear, et al., 2010), en la cordillera Occidental (Sánchez-T., 2018), en la cordillera Oriental (Galindo, et al., 2003), y con bosques tropicales en un rango de baja a alta precipitación en los que los árboles predominan sobre las lianas (Gentry, 1982).

Cuatro de las especies más importantes del bosque (*G. crispiflora* subsp. *sabiceoides*, *G. undata*, *W. kalbreyeri*, *C. riparia*) y 52 de las 95 especies de plantas registradas son sucesionales tardías (Vargas, 2002; Robles, 2006; Linares, et al., 2008; Suárez, et al., 2011; Campos-R., et al., 2014). Este resultado es contrario a parte de la segunda hipótesis (2.1), y sugiere un estado sucesional avanzado, lo que se confirma con la diferenciación entre fases del crecimiento secundario enunciada por Richards (1996), según la cual la sucesión avanzada es rica en especies de lento crecimiento y de madera densa, y la sucesión temprana es rica en efímeras o pioneras. La riqueza de especies encontrada y la composición de aquellas apetecidas por su madera y otros usos sugieren que, a pesar de la presión antrópica, el bosque ha tenido condiciones adecuadas para mantener su diversidad. Probablemente esto se debe al cuidado por parte de OCSAS de Tribunales Córcega, que ha generado condiciones propicias para la recuperación del bosque durante los últimos 25 años.

Contrariamente a lo que se planteó originalmente en la segunda hipótesis (2.1), la mayoría de las especies de este bosque (83 %) son dispersadas por animales, lo que sugiere que la riqueza y el alto porcentaje de elementos sucesionales tardíos es consecuencia de la frugivoría, puesto que la interacción planta-animal, en particular la de semillas dispersadas y frugívoros, tiene un impacto positivo en las poblaciones de plantas (Fuzessy, et al., 2018; Simmons, et al., 2018). Es de resaltar que este bosque se ubica en el “Área Importante para la Conservación de las Aves (AICA) Barbas-Bremen”, que alberga más de 300 especies de aves, en su mayoría generalistas (Marín-Gómez, et al., 2009). La zoocoria es un fenómeno deseable y se espera que continúe su impacto positivo en la microcuenca, así como en los ecosistemas aledaños, para asegurar la dispersión de las especies de plantas. En consecuencia, la mayor distancia entre las plántulas hijas y la planta madre o fuente de semillas favorece la supervivencia de los juveniles o reclutas que colonizan nuevos sitios (Willson & Traveset, 2000).

En oposición a lo planteado en la segunda hipótesis (2.2), en el bosque se encontraron 11 especies con algún grado de amenaza a nivel local según los listados de las corporaciones autónomas (CRQ, 2014; CVC, 2019). Los usos más comunes de las especies, la protección de cauces, los postes para cercos y leña y la construcción de viviendas coinciden con los propuestos en la segunda hipótesis (2.3).

Especies seleccionadas para restauración

Se recomiendan seis especies pioneras intermedias para la restauración en potreros, tal como se planteó en la tercera hipótesis (3.1) en cuanto a encontrar y recomendar varias especies de pioneras intermedias. También se recomiendan siete especies sucesionales tardías para el enriquecimiento de bosques, contrario a lo planteado en la tercera hipótesis (3.2), pues no se esperaba encontrar una gran variedad de especies sucesionales tardías que pudiera recomendarse para el enriquecimiento de bosques.

Según lo planteado en las hipótesis 3.1 y 3.2 se esperaba encontrar varias pioneras intermedias con altos IVI y pocas sucesionales tardías con IVI bajos, pero las únicas dos especies con un IVI alto fueron *T. lepidota* (pionera intermedia) y *W. kalbreyeri* (sucesional tardía), especies para las que el bosque puede considerarse como una fuente natural de semillas; en el caso de *W. kalbreyeri* esto tiene mayor relevancia por estar en una categoría de amenaza. La densidad de *W. kalbreyeri* es parecida a la registrada en el bosque nativo y maduro del Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya, el cual se considera clave en la protección de esta y otras especies de palmas (Correa & Vargas, 2009). Las otras seis especies, al tener un bajo IVI (uno o dos individuos en 0,1 ha), requerirían asistencia mediante su reproducción asexual por estacas y la recolección de semillas o plántulas (Avella & Rodríguez, 2005; Vargas, 2011). El resto de las cinco especies recomendadas, las cuales fueron registradas por fuera del muestreo, seguramente requerirán la misma asistencia que las especies con IVI bajo, por encontrarse dispersas en la microcuenca.

Conclusiones y recomendaciones

Se concluyó que el bosque tiene una riqueza similar a otros bosques andinos. La abundancia de individuos en la clase diamétrica más baja y el IVI concentrado en pocas especies indican una regeneración saludable en el bosque. Una gran proporción de especies son sucesionales tardías, lo que indica que se encuentra en una sucesión avanzada, con alto porcentaje de especies cuyas semillas son dispersadas por animales. Se encontraron 11 especies con algún grado de amenaza a nivel regional. Los mayores usos antrópicos fueron la protección de cauces, seguida por la elaboración de postes para cercos y leña y la construcción de viviendas. En consecuencia, el bosque es un reservorio de especies, tanto pioneras intermedias como sucesionales tardías, y por ello se recomiendan 13 especies para emplearlas en la restauración ecológica dando prioridad a las 11 con algún grado de amenaza: seis especies pioneras (*C. pubescens* Vahl, *G. crassipes* R.E. Fr., *A. simplex* Burret, *Passiflora arborea* Spreng., *Ch. latifolia* L.G. Clark, *T. lepidota* (Bonpl.) Baill.) y siete sucesionales tardías (*W. kalbreyeri* (Burret) R. Bernal, *A. grandis* Moldenke, *Hieronyma macrocarpa* Müll. Arg., *Tetrorchidium rubrivenium* Poepp., *Spirotheca rhodostyla* Cuatrec., *Calatola costaricensis* Standl. y *G. crispiflora* subsp. *sabiceoides* (Standl.) C.M. Taylor). De estas, *T. lepidota* y *W. kalbreyeri* registraron IVI altos, por lo que este bosque puede considerarse como una fuente natural de sus semillas. En cuanto al resto de las especies recomendadas, se sugiere estudiar su forma de propagación y sus rasgos de historia de vida para escoger aquellas cuya propagación sea más factible y mejoren las condiciones de los bosques de la región. Por último, se recomienda adelantar proyectos de restauración ecológica cuyo objetivo principal sea la protección de los cauces y evaluar los rasgos de vida de las especies que, sin estar amenazadas o ser recomendadas, sean reconocidas por este uso, tales como *Freziera nervosa* Bonpl., *P. angustifolia* Kunth, *Palicourea acetosoides* Wernham y *O. incisus* (Willd. ex Schult.) Decne. & Planch. (pioneras intermedias) y *Myrcia popayanensis* Hieron., *Meriania speciosa* (Bonpl.) Naudin, *Nectandra lineatifolia* (Ruiz & Pav.) Mez., y *Ocotea insularis* (Meis.) Mez. (sucesionales tardías).

Información suplementaria

Tabla 1S. Índice valor de importancia (IVI) de las especies muestreadas en los transectos de la micro-cuenca del río Barbas, Colombia. Vea la tabla 1S en <https://www.raccefn.co/index.php/raccefn/article/view/1167/2940>

Tabla 2S. Especies de plantas registradas en la micro-cuenca del río Barbas, Colombia. Se registra la forma de crecimiento, IVI, estado sucesional, categoría de amenaza, mecanismo de dispersión y usos antrópicos. Vea la tabla 2S en <https://www.raccefn.co/index.php/raccefn/article/view/1167/2941>

Agradecimientos

Al International Foundation for Science-IFS y a la organización comunitaria de servicios de agua y saneamiento (OCSAS) “Asociación de Suscriptores Empresa de Servicios Públicos Tribunas Córcega E.S.P.”, por los fondos que permitieron el trabajo de campo para la caracterización de la vegetación. A todo el personal de la OCSAS por facilitar la logística en el acceso a la microcuenca, en especial a Dairo Salazar y su familia. Especiales agradecimientos a Pedro José Cardona, Estrella Betancourth y Jaidilvia Suárez por el trabajo de campo.

Contribución de las autoras

CERG y AMTG declaran haber participado en el procesamiento, análisis, discusión, escritura y edición del documento.

Conflicto de intereses

Las autoras declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- ACCCR. (2014). Proyecto de investigación, pendón de resultados: Asociación de suscriptores Empresa de Servicios Públicos Tribunas Córcega E.S.P. Fecha de consulta: entre octubre y noviembre de 2019. Disponible en: https://link.landfood.ubc.ca/ACCCR/images/sitios/tribunas_pendon.jpg
- Aguilar-Garavito, M., Estupiñán-Suárez, L. M., Rojas-Sánchez, S. E., Isaacs-Cubides, P., Jurado-Bastidas, R. D., Londoño, M. C., Silva-Arias, L. M. (2018). Guía para la restauración ecológica de la región Subandina. Caso: Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen. Bogotá, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 275 p.
- Aide, T.M. & Grau, H.R. (2004). Globalization, migration and Latin American ecosystems. *Science*. **305**: 1915-1916.
- Alvear, M., Betancur, J., Franco-Rosselli, P. (2010). Diversidad florística y estructura de remanentes de bosque andino en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural Los Nevados, cordillera Central. *Caldasia*. **32** (1): 39-63.
- Ariza C., W, Toro M., J.L., Medina L., A. (2009). Análisis florístico y estructural de los bosques premontanos en el municipio de Amalfi (Antioquia, Colombia). *Revista Colombia Forestal*. **12**: 81-102.
- Armenteras, D., Gast, F., Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*. **113** (2): 245-256.
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*. **11**: 693-705.
- Asociación de suscriptores acueducto Tribunas Córcega E.S.P. (2011). Adaptación al cambio climático en la Colombia rural (ACCCR). Proyecto de investigación, sitio de estudio. Fecha de consulta: entre octubre y noviembre de 2019. Disponible en: <https://link.landfood.ubc.ca/ACCCR/sitios/TRIBUNAS%20CORCEGA.pdf>
- Avella-M., A. & Rodríguez-R., K. (2005). Propagación y diagnóstico de regeneración natural de algunas especies maderables empleadas por la comunidad indígena de Mocagua (Parque Nacional Natural Amacayacu. Amazonas-Colombia). *Colombia Forestal*. **9** (18): 34-51.
- Calbi, M., Clerici, N., Borsch, T., Brokamp, G. (2020). Reconstructing long term high Andean forest dynamics using historical aerial imagery: A case study in Colombia. *Forests*. **11** (8): 788. <https://doi.org/10.3390/f11080788>
- Calderón, E., Galeano, G. García, N. (2002). Libro Rojo de Plantas Fanerógamas de Colombia. Volumen 1: Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae y Lecythidaceae. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. 220 p.

- Calderón, E., Galeano, G., García, N.** (2005). Libro rojo de plantas de Colombia. Volumen 2: Palmas, frailejones y zamias. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt- Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 454 p.
- Campos-R., J., Cerna-R. de Chico L., Chico-R., J.** (2014). Efecto del ácido giberélico, nitrato de potasio y agua de coco en la germinación de semillas de quina, *Cinchona pubescens*. *Rebiolest.* **2** (1): 20.
- Cárdenas L., D. & Salinas, N.** (2007). Libro rojo de plantas de Colombia. Volumen 4. Especies maderables amenazadas: Primera parte. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 232 p.
- Cardona, A.** (2007). Propagación de especies. En: Vargas, O., (Ed.). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. pp. 88-90.
- Colwell, R.K.** (2016). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples Version 9.1.0. fecha de consulta: entre febrero y marzo de 2019. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Correa-Gómez, D.F. & Vargas-Ríos, O.** (2009). Regeneración de palmas en bosques nativos y plantaciones del santuario de fauna y flora Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia). *Caldasia.* **31** (2): 195-212.
- Corporación Regional del Quindío (CRQ).** (2014). Plan de manejo del distrito de conservación de suelos Barbas Bremen (DCB BB) Jurisdicción del departamento del Quindío (municipios de Filandia y Circasia), versión 1.5. Armenia. Fecha de consulta: entre febrero y marzo de 2019. Disponible en: <http://www.crq.gov.co/images/Sidap/PLANDEMANEJODCSBB150914%20.pdf>
- CRQ.** (2015). Precipitación diaria de la estación Bremen, desde 1971 a 2007. Armenia, Quindío.
- Corporación Regional del Valle del Cauca (CVC).** (2019). Listado de especies de flora y fauna con categoría de amenaza en el Valle del Cauca. Grupo Biodiversidad, Dirección Técnica Ambiental. Cali, Colombia.
- Etter, A. & Villa, L.A.** (2000). Andean forest and farming systems in part of the Eastern cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development.* **20** (3): 236-245.
- Fern, K.** (2019). Tropical Plants Database. Fecha de consulta: entre febrero y marzo de 2019. Disponible en: tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Vismia+guianensis
- Fernández-M., F., Velasco-S., V.M., Guerrero-C., J., Viana-N., A.** (2016). Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuenca Tintales (Boyacá, Colombia). *Colombia Forestal.* **19** (2): 143-160.
- Fuzessy, L.F., Janson, Ch., Silveira, F.A.O.** (2018). Effects of seed size and frugivory degree on dispersal by Neotropical frugivores. *Acta Oecologica.* **93**: 41-47. Doi: 10.1016/j.actao.2018.10.004
- Galeano, G.** (2001). Estructura, riqueza y composición de plantas leñosas en el golfo de Tribugá, Chocó, Colombia. *Caldasia.* **23** (1): 213-236.
- Galindo, R., Betancur, J., Cadena-M, J.J.** (2003). Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna Guanentá-Alto Río Fonce, Cordillera Oriental Colombiana. *Caldasia.* **25** (2): 313-335.
- García, N. & Galeano G.** (2006). Libro Rojo de Plantas de Colombia. Volumen 3: Las bromelias, las labiadas y las pasifloras. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt - Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 679 p.
- García, C., Suárez, C., Daza, M.** (2010). Estructura y diversidad florística de dos bosques naturales (Buenos Aires, Depto. Cauca, Colombia). *Facultad de Ciencias Agropecuarias.* **8** (1): 74-82.
- Gentry, A. H.** (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology.* **15**: 1-84.
- Gentry, A. H.** (1995). Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forest. En Churchill, S. P., Balslev, H., Forero, E. y Luteyn J. L. (Ed.). *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest.* The New York Botanical Garden, Nueva York. p.p 103-133.
- Goff, F.G. & West, D.** (1975). Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *For. Sci.* **21**: 98-108.

- Gómez-Hoyos, D.A., Chuprine, A., Salazar-Bejarano, R.** (2014). Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen: consideraciones de manejo, conservación y amenaza. *Revista Latinoamericana de Conservación*. 4 (1): 31-39.
- Guarín, F., Gorin, G., Espinosa, A.** (2004). A Pleistocene stacked succession of volcanoclastic mass flow in Central Colombia: the Quindío-Risaralda fan. In: Allard *et al.* (Ed.). Debris avalanche and debris flows in volcanic terrains. Origins, behaviors, and mitigation. *Acta Vulcanologica*. 16 (1-2): 109-124.
- Harper, J. L.** (1977). *Population Biology of Plants*. London: Academic press. 892 p.
- Holdridge, L. R.** (1967). *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center. San José, Costa Rica. 206 p.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).** (2017). Resultados monitoreo de la deforestación 2017. Fecha de consulta: entre febrero y marzo de 2019. Disponible en: http://www.ideam.gov.co/documents/24277/72115631/Actualizacion_cifras2017+FINAL.pdf/40bc4bb3-370c-4639-91ee-e4c6cea97a07
- IDEAM.** (2018). Estrategia integral de control a la deforestación. Actualización de cifras de monitoreo de bosques 2016. Fecha de consulta: entre febrero y marzo 2019. Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/24277/0/Presentaci%97n+Estrategia+Integral+de+Control+a+la+Deforestaci%97n/173f79bf-3e68-4cbc-9387-80123d09b5e2>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).** (1996). Suelos Departamento del Quindío. CRQ, Armenia.
- Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente (INDERENA), IGAC, Corporación Nacional de Investigación Forestal (CONIF).** (1984). Mapa de Bosques de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Linares, E.L., Galeano, G., García, G., Figueroa, Y.** (2008). Fibras vegetales utilizadas en artesanías en Colombia. Artesanías de Colombia S.A., Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 328 p.
- Londoño, J.** (2002). El modelo de colonización antioqueña de James Parsons. Un balance historiográfico. *Fronteras de la Historia*. 7: 187-226. Instituto Colombiano de Antropología e Historia Bogotá, Colombia. Fecha de consulta: entre octubre y noviembre de 2019. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/833/83307007.pdf>
- Marín-Gómez, O.H., Banguera, N.Y., Cardona, P.J.** (2009). Monitoreo de la avifauna amenazada del Aica Barbas-Bremen y evaluación de la población de pava caucana (*Penelope perspicax*) en el cañón del río Barbas. Reporte técnico. 111 p. Doi: 10.13140/RG.2.2.29951.61607
- Meyer, H.A.** (1952). Structure, growth and drain in balanced uneven-aged forests. *J. For.* 50: 85-92.
- Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (MMADS).** (2015). Plan Nacional de Restauración. Restauración Ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Bogotá.
- Muñoz, H.** (1985). Proceso de poblamiento de Salento. Cfr. Congreso Nacional de Historia de la Universidad del Quindío, Armenia, Colombia.
- Murcia, C. & Guariguata, M.R.** (2014). La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. Documentos Ocasionales 107. Centro para la Investigación Forestal Internacional-CIFOR, Bogor, Indonesia. 86 p.
- NatureServe** (2007). Conservation status assessment. National and Subnational Conservation Status Ranks. Fecha de consulta: entre febrero y marzo de 2019. Disponible en: <http://www.natureserve.org/conservation-tools/conservation-status-assessment>
- Pizano, C. & García, H.** (Ed) (2014). El bosque seco tropical en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá, Colombia. Fecha de consulta: en noviembre de 2020. Disponible en: http://infobosques.com/portal/wp-content/uploads/2016/01/BST_en_Colombia_FCF.pdf
- Popma, J., Bongers, F., Meave del Castillo, J.** (1988). Patterns in the vertical structure of the tropical lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio*. 74: 81-91.
- Rangel-Ch., J.O. & Velásquez, A.** (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En: Rangel-Ch., J., Lowey, P.D., Aguilar-P., M. (Ed). Colombia Diversidad Biótica II, tipos de vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C. pp. 59-88.
- Richards, P.W.** (1996). *The tropical rain forest: an ecological study*. 2ed. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 575 p.
- Ríos, M., Giraldo, P., Correa, D.** (2004). Guía de frutos y semillas de la cuenca media del río Otún. Santiago de Cali: Fundación Ecoandina. 248 p.
- Roa-García, C.E.** (2018). Soil properties and land use affecting soil water dynamics in Andisols and Inceptisols at two mid-elevation sites in the Colombian Andes (tesis doctoral). University of British Columbia, Vancouver, Canadá. 159 p.

- Robles, V. C.** (2006). Diversidad vegetal en Donmatías. Caracterización de la diversidad y uso de la flora silvestre en el municipio de Donmatías- Antioquia. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia. Fecha de consulta: entre octubre y noviembre 2019. Disponible en: http://www.corantioquia.gov.co/ciadoc/FLORA/AIRNR_CN_6425_2005_Tomo%202.pdf
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M., Romero, M.** (2006). Ecosistemas de los Andes colombianos. Segunda edición. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia, 154 p.
- Rojas-B, S.L.** (2017). Estructura y composición florística de la vegetación en proceso de restauración en los Cerros Orientales de Bogotá (Colombia). *Caldasia*, **39** (1): 124-139.
- Romero-M., A.** (2005). Propuesta metodológica para seleccionar especies pioneras leñosas con fines de restauración ecológica dentro de la Reserva Biológica Cachalú (Encino-Santander). *Colombia Forestal*. **9** (18): 52-59.
- Sánchez-Cuervo, A.M., Aide, T.M., Clark, M.L., Etter, A.** (2012). Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. *PLoS ONE*. **7** (8): e43943. Doi: 10.1371/journal.pone.0043943
- Sánchez, O., Peters, E., Marquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdéz, M., Azuara, D.** (2005). Temas sobre restauración ecológica. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C. México. 256 p.
- Sánchez-T, J.A.** (2018). Composición y estructura de la vegetación en dos zonas de vida del Parque Nacional Natural Munchique (Tambo, Cauca, Colombia). *Revista Novedades Colombianas*. **13** (1): 21 -47.
- Sanín, D. & Duque, C.A.** (2006). Estructura y composición florística de dos transectos localizados en la Reserva Forestal Protectora río Blanco (Manizales, Caldas, Colombia). *Boletín Científico - Centro de Museos - Museo de Historia Natural*. **10**: 45-75.
- Simmons, B.I., Sutherland, W.J., Dicks, L.V., Albrecht, J., Farwig, N., García, D., Jordano, P., González-Varo, J.P.** (2018). Moving from frugivory to seed dispersal: Incorporating the functional outcomes of interactions in plant-frugivore networks. *Journal of Animal Ecology*. **87**: 995-1007. Doi: 10.1111/1365-2656.12831
- Suárez, J., Roa-García, M.C., Brown, S., Vargas, W.** (2011). Inventario de plantas-pequeños humedales del Quindío. Fecha de consulta: entre octubre y noviembre de 2019. Disponible en: <https://lfs-plantas.sites.olt.ubc.ca/>
- Torres-Rodríguez, S., Díaz-Triana, J., Villota, A., Gómez, W., Avella-M., A.** (2019). Diagnóstico ecológico, formulación e implementación de estrategias para la restauración de un bosque seco tropical interandino (Huila, Colombia). *Caldasia*. **41** (1): 42-59.
- Treuer, T. L. H., Choi, J. J., Janzen, D. H., Hallwachs, W., Pérez-Aviles, D., Dobson, A. P., Powers, J. S., Shanks, L. C., Werden, L. K., Wilcove, D. S.** (2018). Low-cost agricultural waste accelerates tropical forest regeneration. *Restoration Ecology*. **26** (2): 275-283.
- Tryon, R. M.** (1970). The classification of the Cyatheaceae. *Contr. Gray Herb*. **200**: 3-53.
- Turbay-Ceballos, S., Maldonado-Lizarazo, C., Montalvo, E., Velásquez, H., Perdomo, J.C.** (2013). Lecciones de una experiencia de participación campesina en un proceso de restauración ecológica en el Parque Nacional Natural Las Orquídeas, Colombia. *Gestión y Ambiente*. **16** (1): 5-16.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).** (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, versión 3.1 Segunda Edición. Gland and Cambridge. 35 p.
- UICN** (2018). The UICN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. Fecha de consulta: septiembre y octubre de 2019. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>
- Van Der Pijl, L.V.** (1982). Principles of dispersal in higher plants. 3th ed. Berlin: Springer-Verlag. 154 p.
- Vargas, O.** (2007). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 189 p.
- Vargas, O.** (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta biológica colombiana*. **16** (2): 221-246.
- Vargas, W.G.** (2002). Guía ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Centro Editorial, Universidad de Caldas, Manizales. 814 p.
- Vargas, W.G.** (2012). Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana*. **13** (2): 102-164.

-
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A.M.** (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. 2ed. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 236 p.
- Westphal, C., Tremer, N., von Oheimb, G., Hansen, J., von Gadow, K., Härdtle, W.** (2006). Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology & Management*. **223**: 75-83. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.10.057
- Willson, M.F. & Traveset, A.** (2000). The Ecology of Seed Dispersal, Chapter 4. En: *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, 2nd edition. (Ed.) M. Fenner. CAB International. pp. 85-110.
- Yepes, A.P., del Valle, J.I., Jaramillo, S.L., Orrego, S.A.** (2010). Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Rev. Biol. Trop.* **58** (1): 427-445.