

Colombia FORESTAL



Publicación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Proyecto Curricular de Ingeniería Forestal • ISSN 0120-0739
Universidad Distrital Francisco José de Caldas

DEMOGRAPHY OF *ASTROCARYUM MALYBO* H.KARST. (ARECACEAE) IN COLOMBIA, RECOMMENDATIONS FOR ITS MANAGEMENT AND CONSERVATION

Demografía de *Astrocaryum malybo* H.Karst. (ARECACEAE) en Colombia, recomendaciones para su manejo y conservación
Néstor García, Gloria Galeano* & Rodrigo Bernal

DESARROLLO INICIAL DEL ROBLE ANDINO EN RESPUESTA AL MANEJO EN VIVERO Y DURANTE LA PLANTACIÓN

Initial development of andean oak in response to management in nursery and at planting
María Claudia Díez, Yira L. Sepúlveda & Flavio Moreno

PATRÓN DE REGENERACIÓN DE LA PLÁNTULA DE *GENISTA MONSPESSULANA* (L.) L.A.S. JOHNSON, EN DOS ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Regeneration pattern of the seedling of *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, in two ecological restoration scenarios
Jairo Hernán Solorza-Bejarano

CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE DE TIERRA FIRME DEL RESGUARDO NONUYA-VILLAZUL, AMAZONIA COLOMBIANA

Carbon stock in a unflooded forest of the Nonuya-Villazul indigenous reservation in the Colombian amazon
Edwin Paky, Fabián Moreno & Esteban Álvarez-Dávila

MICROORGANISMOS FUNCIONALES EN SUELOS CON Y SIN REVEGETALIZACIÓN EN EL MUNICIPIO DE VILLA DE LEYVA, BOYACÁ

Functional microorganisms in soil with and without revegetation in the municipality of Villa de Leyva-Boyaca
Mayra Eleonora Beltrán Pineda, Zulma Edelmira Rocha Gil, Andrea Angélica Bernal Figueroa & Luz Adriana Pita Morales

CARACTERÍSTICAS DE LOS CULMOS DE GUADUA DE ACUERDO AL SITIO Y SU ESTADO DE MADUREZ

Characteristics of Guadua culms according to site and stage of maturity
Juan Martin Maya Echeverry, Juan Carlos Camargo García & Oscar Marino Mosquera

ESTADO ECOLÓGICO DE ALGUNOS HUMEDALES COLOMBIANOS EN LOS ÚLTIMOS 15 AÑOS: UNA EVALUACIÓN PROSPECTIVA

Ecological status of some colombian wetlands in the last 15 years: a prospective evaluation
Karim Senhadji-Navarro, Mauricio Andrés Ruiz-Ochoa & Juan Pablo Rodríguez Miranda

XILOTECAS, IMPORTANTES COLECCIONES DE REFERENCIA

Xylotheques, important reference collections

Ángela María Vásquez-Correa

Revista Colombia Forestal • Vol. 20(2) • Julio-diciembre de 2017 • ISSN 0120-0739



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Colombia FORESTAL



Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales
Colomb. For. volumen 20 número 2. Bogotá, D.C. Julio-diciembre de 2017 ISSN 0120-0739
Publicación semestral

Editor

René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Comité Editorial

Andrés Avella Muñoz, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Camila Pizano, Ph.D.
Universidad Icesi. Colombia.

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Julio Eduardo Beltrán Vargas, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Nelly Rodríguez Eraso, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Rocío Cortés, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Roy González, Ph.D(c).
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.

Asistente editorial, digitalización y transcripción

Camilo Andrés Angulo Muñoz, M.Sc(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Distribución

Centro de Publicaciones Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Famarena) y Centro de Documentación Forestal (Cedof).

Fotografía de la Cubierta

Alberto Figueroa

Preparación editorial y diseño

Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico,
Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Coordinación editorial-CIDC

Diony Constanza Pulido Ortega

Corrección de estilo para español

Fabián Gullaván

Diagramación electrónica y diseño de cubierta

Julián Hernández - Taller de Diseño
director@julianhernandez.co

Impresión

Sección de Publicaciones
Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Grupo de árbitros del presente número

Alejandro Araujo-Murakami, Ph.D.
Universidad Autónoma Gabriel René Moreno. Bolivia.

Benedicto Vargas Larreta, Ph.D.
Instituto Tecnológico de El Salto. México.

Caori Patricia Takeuchi, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Claudia Castillo Rubio, Ph.D.
Universidad Católica de Temuco. Chile.

Eduardo Chacón, Ph.D.
Universidad de Costa Rica. Costa Rica.

Elvira Durán Medina, Ph.D.
Instituto Politécnico Nacional. México.

Enrique Quevedo García, Ph.D.
Universidad de Pamplona. Colombia.

Fernando Casanoves, Ph.D.
Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie). Costa Rica.

Fernando Fernández Méndez, Ph.D(c).
Universidad del Tolima. Colombia.

Francisco Torres Martínez, Ph.D.
Universidad de Nariño. Colombia.

Ismael Aranda, Ph.D.
Centro de Investigación Forestal (Cifor)-Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). España.

John Donato Rondón, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Jorge Rubiano, Ph.D.
Universidad del Valle. Colombia.

Laura Morales, Ph.D.
Universidad de California-Davis. Estados Unidos de América.

Lynn G. Clark, Ph.D.
Universidad Estatal de Iowa. Estados Unidos de América.

Martha Vallejo Joyas, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Pedro Almanza Merchán, Ph.D.
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Colombia.

Rafael García Araya, Ph.D.
Universidad de Concepción. Chile.

Sandra Monteiro Borges Florsheim, Ph.D.
Instituto Florestal-Governo do Estado de São Paulo. Brasil.

Teodoro Marañón Arana, Ph.D.
Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología. Universidad de Sevilla. España.

Valeria Aschero, Ph.D.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet). Argentina.

Williams León Hernández, Ph.D.
Universidad de los Andes. Venezuela.

Comité científico

Antoine Cleff, Ph.D.
Universidad de Amsterdam. Holanda.

Catalina Segura, Ph.D.
Universidad Estatal de Oregón. Estados Unidos de América.

Felipe Bravo Oviedo, Ph.D.
Universidad de Valladolid. España.

Guillermo Trincado, Ph.D.
Universidad Austral de Chile. Chile.

Jesús Orlando Rangel, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Jorge Ignacio del Valle, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Joseph W. Veldman, Ph.D.
Universidad Estatal de Iowa. Estados Unidos de América.

Pablo Stevenson, Ph.D.
Universidad de los Andes. Colombia.

Sandra Rodríguez Piñeros, Ph.D.
Universidad Autónoma de Chihuahua. México.

Universidad Distrital Francisco José de Caldas, sede Vivero (Avenida Circunvalar) Venado de Oro, Bogotá, Colombia.

Correo electrónico: colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co
Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>



Colombia Forestal está bajo una licencia Creative Commons-4.0 Colombia License.
Atribución-No Comercial-Sin Derivadas



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Gestión

PKP | PUBLIC KNOWLEDGE PROJECT Open Journal System

Indexación

Categoría A2 Publindex

Scopus



Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Sede Vivero – Avenida Circunvalar – Venado de Oro, Bogotá, Colombia.

Correo electrónico: colombiaforestal@udistrital.edu.co o colombiaforestaledes@udistrital.edu.co

Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>

Colombia Forestal está bajo una licencia Creative Commons-4.0 Colombia License.



Atribución-No Comercial-Sin Derivadas

Contenido

Artículos de Investigación Científica y Tecnológica

DEMOGRAPHY OF <i>ASTROCARYUM MALYBO</i> H.KARST. (ARECACEAE) IN COLOMBIA, RECOMMENDATIONS FOR ITS MANAGEMENT AND CONSERVATION Demografía de <i>Astrocaryum malybo</i> H.Karst. (ARECACEAE) en Colombia, recomendaciones para su manejo y conservación Néstor García, Gloria Galeano [†] & Rodrigo Bernal	107
DESARROLLO INICIAL DEL ROBLE ANDINO EN RESPUESTA AL MANEJO EN VIVERO Y DURANTE LA PLANTACIÓN Initial development of andean oak in response to management in nursery and at planting María Claudia Díez, Yira L. Sepúlveda & Flavio Moreno	118
PATRÓN DE REGENERACIÓN DE LA PLÁNTULA DE <i>GENISTA MONSPESSULANA</i> (L.) L.A.S. JOHNSON, EN DOS ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Regeneration pattern of the seedling of <i>Genista monspessulana</i> (L.) L.A.S. Johnson, in two ecological restoration scenarios Jairo Hernán Solorza-Bejarano	131
CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE DE TIERRA FIRME DEL RESGUARDO NONUYA- VILLAZUL, AMAZONIA COLOMBIANA Carbon stock in a unflooded forest of the Nonuya-Villazul indigenous reservation in the Colombian amazon Edwin Paky, Fabián Moreno & Esteban Álvarez-Dávila	144
MICROORGANISMOS FUNCIONALES EN SUELOS CON Y SIN REVEGETALIZACIÓN EN EL MUNICIPIO DE VILLA DE LEYVA, BOYACÁ Functional microorganisms in soil with and without revegetation in the municipality of Villa de Leyva-Boyaca Mayra Eleonora Beltrán Pineda, Zulma Edelmira Rocha Gil, Andrea Angélica Bernal Figueroa & Luz Adriana Pita Morales	158
CARACTERÍSTICAS DE LOS CULMOS DE GUADUA DE ACUERDO AL SITIO Y SU ESTADO DE MADUREZ Characteristics of <i>Guadua</i> culms according to site and stage of maturity Juan Martin Maya Echeverry, Juan Carlos Camargo García & Oscar Marino Mosquera	171

ESTADO ECOLÓGICO DE ALGUNOS HUMEDALES COLOMBIANOS EN LOS ÚLTIMOS 15 AÑOS: UNA EVALUACIÓN PROSPECTIVA	181
<i>Ecological status of some colombian wetlands in the last 15 years: a prospective evaluation</i>	
Karim Senhadji-Navarro, Mauricio Andrés Ruiz-Ochoa & Juan Pablo Rodríguez Miranda	

Artículos de Revisión

XILOTecas, IMPORTANTES COLECCIONES DE REFERENCIA	192
<i>Xylotheques, important reference collections</i>	
Ángela María Vásquez-Correa	

DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	202
--	-----

INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	205
--------------------------------	-----

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



DEMOGRAPHY OF *Astrocaryum malybo* H.Karst. (ARECACEAE) IN COLOMBIA, RECOMMENDATIONS FOR ITS MANAGEMENT AND CONSERVATION

Demografía de *Astrocaryum malybo* H.Karst. (ARECACEAE) en Colombia, recomendaciones para su manejo y conservación

Néstor García¹, Gloria Galeano[†] & Rodrigo Bernal²

García, N., Galeano, G. & Bernal, R. (2017) Demography of *Astrocaryum malybo* H.Karst. (Arecaceae) in Colombia, recommendations for its management and conservation. *Colombia Forestal*, 20(2), 107-117.

Recepción: 14 de agosto 2016

Aprobación: 22 de mayo 2017

Abstract

The palm *Astrocaryum malybo* is an endangered species growing in forest remnants in the Caribbean lowlands of Colombia, where its spear leaves provide fiber for a flourishing artisanal activity. We studied the palm's population structure and dynamics near the town of Chimichagua, Cesar, in order to provide ecological information required for its management and conservation. We modeled population growth and fiber production in the next 20 years under different management scenarios using Integral Projection Models. Although there was a low proportion of seedlings and population structure was variable, the population would grow for the next 20 years, with an annual growth rate of 7.1%, yielding ca. 35 spear leaves/ha/year for artisanal activity. Simulations of the model show that the population is susceptible to alterations that affect the survival of individuals; removal of as few as 34 palms of any size per ha/year would cause the population to decrease, and spear leaf production will decline accordingly. Conversely, any increase in seedling growth or survival would lead to population growth. If properly managed, A.

malybo is a key species for conservation of the dry forest relicts in the Caribbean lowlands of Colombia.

Keywords: Arecaceae, handicraft, Integral Projection Model, NTFP, plant fibers.

Resumen

La palma *Astrocaryum malybo* es una especie en peligro que crece en relictos de bosque en las tierras bajas del Caribe colombiano, donde sus cogollos suministran fibra para una próspera actividad artesanal. Se estudiaron su estructura y dinámica poblacional en Chimichagua, Cesar, con el fin de suministrar información ecológica para su manejo y conservación. Se modeló el crecimiento poblacional y la producción de fibra durante los próximos 20 años bajo diferentes escenarios de manejo, usando modelos de Proyección Integral. Aunque se encontró una baja proporción de plántulas y variaciones en la estructura poblacional, la población tenderá a crecer en los próximos 20 años, con una tasa anual de 7.1 %, suministrando cerca de 35 cogollos/ha/año para la actividad artesanal. La modelación de escenarios muestra que la población es susceptible

1 Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. nestor.garcia@javeriana.edu.co. Corresponding author.
2 Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Apartado 7495. Bogotá, Colombia. rgbernal@gmail.com

<http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.2.a01>

a alteraciones que afecten la supervivencia de los individuos; con la eliminación de solo 34 palmas de cualquier tamaño por ha/año, la población tenderá a decrecer y como consecuencia la producción de cogollos decaerá. En contraste, cualquier aumento en la supervivencia o el crecimiento de las plántulas

llevaría a un crecimiento de la población. Si se maneja adecuadamente, *A. malybo* es una especie clave para la conservación de los relictos de bosque seco en el Caribe colombiano.

Palabras clave: Arecaceae, artesanía, fibras vegetales, Modelo de Proyección Integral, PPNM.

INTRODUCTION

Astrocaryum malybo, locally known as *palma estera*, is an acaulescent spiny palm endemic to the warm lowlands of northern Colombia, where it forms small populations in dry or wet forest relicts (Galeano & Bernal, 2010). These populations have decreased more than 50% during the past decades, due to forest fragmentation or total deforestation, for establishing crops or pastures. As a result, this species is now categorized as Endangered (Galeano & Bernal, 2005).

In the area surrounding the Zapatosa lagoon complex, in the departments of Cesar and Magdalena, remnant populations of *A. malybo* are the base of a flourishing handicraft activity upon which many households rely (Barrera *et al.*, 2007; García *et al.*, 2011; García, 2013). This activity is based on the harvest of leaflets from unexpanded leaves, which provide a fiber used for weaving mats and other products (Linares *et al.*, 2008; García *et al.*, 2011; García, 2013). Because of its subterranean stem, access to the unexpanded leaves is easy, and harvesters do not cut down the palms, as is done with other fiber-producing *Astrocaryum* species (García *et al.*, 2013; García *et al.*, 2015). Besides this, leaf harvest involves other actions aimed to reduce damage to the harvested leaves, and, as a result, local management is considered sustainable (García *et al.*, 2011; García, 2013).

Although leaf harvest probably does affect the development of individual palms to some extent, overall impact is minimal, compared to the wholesale devastation of populations resulting from forest clearing for agriculture or cattle ranching (Barrera *et*

al., 2007; García *et al.*, 2011). Landowners prefer to eradicate the palms, due to the potential harm inflicted by the long spines, and the purported annoyances caused by intruding harvesters. Even in the forest fragments surviving along creeks, palms suffer damages from cattle, which wander freely and tread on seedlings. Yet, these forest fragments are the only areas where palm populations regenerate (García, 2013).

In order to provide ecological information required for management and conservation of *A. malybo* in this region, we studied its population structure and transient dynamics in forest fragments near the town of Chimichagua. In particular, we addressed the following questions: What is the population structure and density of *A. malybo* in these fragments? How is the demographic behavior under these conditions? How would population growth and fiber production behave in the next 20 years under different management scenarios?

MATERIALS AND METHODS

Study species

Astrocaryum malybo is a solitary palm with underground stem, or rarely up to 3 m tall, covered with black spines up to 10 cm long. An adult individual has 15-20 leaves up to 4.5-6 m long, densely armed with dark brown to black, flattened spines up to 20 cm long. Flowers are arranged in an erect, branched inflorescence up to 1.4 m long; fruits are yellowish when immature, becoming violet or almost black when ripe (Galeano & Bernal, 2010). The

species is endemic to Colombia, where it grows in wet to moderately dry lowland forests in the Magdalena River basin, and around the northern end of the Andes, west to the northern Pacific Coast (Galeano & Bernal, 2010).

Study area

Chimichagua is located in the southern department of Cesar (9° 15' 19.3 "N, 73° 48' 51.9" W), in an area classified as tropical dry forest, although most of the former forest cover has now disappeared. Average temperature is 27°C and average annual rainfall is 2448 mm; September and October are the rainiest months, with an average of 391 mm/month, while the driest season spans from December to March, with an average of 54 mm/month (Ideam, 2015).

Natural vegetation in the region has undergone a severe transformation into cattle pastures or subsistence crops (Estupiñán-González *et al.*, 2011). The former dry forest is now represented by small strips of secondary vegetation along waterways, and is dominated by trees as *Spondias mombim* L. and the palms *Attalea butyracea* (Mutis ex L.f.) Wess.Boer, *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés and *Astrocaryum malybo*. These forest relicts are within private land and are subjected to permanent disturbance resulting from cattle, fires, or the extraction of firewood, timber, fibers or other forest products useful to local people.

Study design and data collection

We characterized population structure of *A. malybo* in eight 20 x 50 m plots established in six secondary forest remnants near Chimichagua (table 1). The relicts were selected with the help of artisans, which are also involved in leaf harvest. We censused all individuals in each plot, and recorded for each the number of leaves and the number of main veins in the youngest leaf. Since individuals of this species usually do not have an aerial stem, we used the number of main veins as the state variable related to size, as often used in acaulescent palms (Galeano *et al.*, 2010). The main veins were always counted on the right side of the youngest expanded leaf.

We studied population dynamics in a 1.5 ha forest remnant located on the banks of a creek in finca La Cabaña (9° 16' 19.6" N, 73° 51' 15.9" W), where we tagged and censused 361 individuals of *A. malybo* between July 2012 and July 2013 (195 seedlings, 64 juveniles and 102 adults). We selected this forest remnant because it harbored the largest population of the species in the region. Thirty-seven adult palms at this site had evidence of leaf harvest. We marked the youngest expanded leaf in each palm and counted the number of main veins on its right side; in the second census (July 2013), we measured annual leaf production. We then estimated age of the individuals by combining number of veins, annual leaf production rate, and

Table 1. Description of plots used for determining the population structure of *Astrocaryum malybo* near Chimichagua, Cesar, in northern Colombia.

Plot	Location	Coordinates (N-W)	Habitat	Canopy cover	Number of palms showing evidence of leaf harvest
1	Relic 1	9°14'16,2"-73°51'27,3"	Along creek	Open	3
2	Relic 2	9°14'20,0"-73°51'23,7"	Along creek	Open	7
3	Relic 3	9°14'21,5"-73°51'20"	Isolated relic in pasture	Closed	3
4	Relic 3	-	Isolated relic in pasture	Closed	8
5	Relic 4	9°16'27,5"-73°51'10,4"	Along creek	Open	3
6	Relic 5	9°16'20,8"-73°51'16,5"	Along creek	Closed	7
7	Relic 5	9°16'19,6"-73°51'15,9"	Along creek	Closed	9
8	Relic 6	9°15'13,3"-73°51'15,8"	Along creek	Open	1

average increase in vein number from one leaf to the next. We recorded the number and stage of reproductive structures in all adult palms.

Vital rates

We used regression models for relating stem length with vital rates. We studied growth $g(x, y)$ through linear regression models that related initial size (x) to final size (y). Survival $s(x)$ was studied through logistic regression models that related initial size (x) to survival probability. For reproduction $f_2(x, y)$ we used logistic regression models relating initial size (x) with the probability of having offspring of size y .

Integral Projection Models (IPM)

Because the studied population was small, especially for some size classes, we decided to use IPM for the demographic analysis, since that method is suitable for relatively small datasets, explicitly incorporates variation in growth rate between individuals and is very suitable for trees and palms (Zuidema *et al.*, 2010). IPMs are used to describe changes, over a discrete period, in a population whose structure is characterized by a continuous or semi-continuous variable, or by a combination of discrete and continuous variables (Easterling *et al.*, 2000; Metcalf *et al.*, 2014). The initial stage of the population is described by a probability density function (distribution function), $n(x, t)$, which represents the proportion of individuals of size x at time t . Thus, the model for knowing the proportion of individuals of size y at time $t + 1$, i.e., for describing population change after a discrete period of time, is defined by

$$\begin{aligned} n(y, t + 1) &= \int_{\Omega} [p(x, y) + f(x, y)]n(x, t) dx \\ &= \int_{\Omega} k(y, x)n(x, t) dx \end{aligned}$$

where $k(y, x)$ represents all transition probabilities of an individual of size x at time t into an individual of size y at time $t + 1$, including new recruits. This function, called *kernel*, is integrated over a set of all size possibilities (Ω), and is made up of two components –a survival-growth function $p(x, y)$, and a fecundity function $f(x, y)$. The fecundity function $f(x, y)$ is positive for large individuals at time t (parents, x) and small individuals at time $t+1$ (offspring, y), and it is zero for all others; the function $p(x, y)$ incorporates growth and survival of all individuals (Easterling *et al.*, 2000).

The survival-growth and the fecundity functions are based on the regression models that describe the relations between size and vital rates. The survival-growth function is made up of two components:

$$p(x, y) = s(x)g(x, y)$$

The first one represents the survival probability of an individual of size x , $s(x)$; and the second represents the growth probability from size x to size y , $g(x, y)$. The fecundity function is also made up of two components:

$$f(x, y) = f_1(x)f_2(x, y)$$

The first one represents the average number of offspring produced by an adult of size x , $f_1(x)$, which was estimated by relating number of reproductive individuals in two 50 x 20 m plots in one year with the number of seedlings recruited by the next year. The second one represents the probability that a size x adult produces offspring of size y , $f_2(x, y)$; an individual was considered adult if it could reproduce (Easterling *et al.*, 2000).

The IPM was built based on regression models. The kernel $k(y, x)$ was discretized into a transition matrix using the midpoint rule proposed by Easterling *et al.* (2000). For this, we used 108 mesh points. Based on this transformation, the population dynamics of *A. malybo* was described as in standard matrix models: $n(t + 1) = K n(t)$. Transient

population growth rate (λ_t) was calculated as in Groenendijk *et al.* (2012):

$$\lambda_{20} = \sqrt[20]{n_{20}/n_0}$$

where n_0 and n_{20} represent population size at $t = 0$ and $t = 20$, respectively. We estimated 95% confidence interval (CI) for lambda by bootstrapping, as done by Li *et al.* (2011). We calculated 400 bootstrap estimates, each of them obtained by resampling the data set with random replacement. For each iteration we calculated the regression coefficient, the survival-growth and fecundity functions, the kernel, and λ_t . The 95% CI for λ_t was derived from the frequency distribution of these values. All analyses were conducted using IPMPack (Metcalf *et al.*, 2014) and Popbio (Stubben & Milligan, 2007) packages in the statistical software R, version 3.2.1 (R Development Core Team, 2015).

Management Scenarios

We modeled the fate of the palm populations in forest fragments under two scenarios. We performed these simulations by changing the values in the survival-growth matrix according to each case. In the first scenario, we modeled the removal of individuals in different proportions (5%, 10%, 20%), simulating the effect of actions taken by the landowners, who often kill the palms or allow the free entry of cattle into the palm stands. In the second scenario, we modeled management consisting in the protection of seedlings from trampling, and in planting new seedlings; this simulation was made by increasing seedling survival and growth in different proportions (5%, 10%). We analyzed changes in population size and leaf production in the model over the next 20 years.

RESULTS

Population structure

Population structure of *A. malybo* in the six forest fragments near Chimichagua showed very different trends. Two relics (4 and 6) did not have seedlings, and in two other (1 and 2) there were fewer seedlings than adults (figure 1); only in two relics (3 and 5) was the proportion of seedlings greater than that of adults; the latter relics have a continuous canopy cover (table 1). There were no juveniles in relic 2, and all other fragments their number was lower than that adults (figure 2). Overage density among all the relics was 245 (S.D. = 135, $n = 6$); the highest density was found in relics 3 and 5, which had a continuous canopy cover, and harbored 320 and 460 palms/ha, respectively.

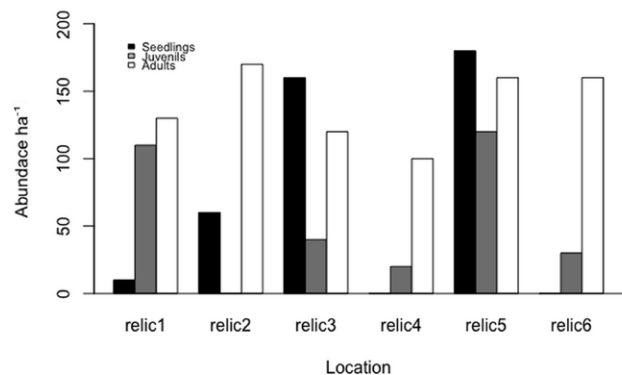


Figure 1. Population structure of *Astrocaryum malybo* in six forest relics near Chimichagua, Cesar, northern Colombia.

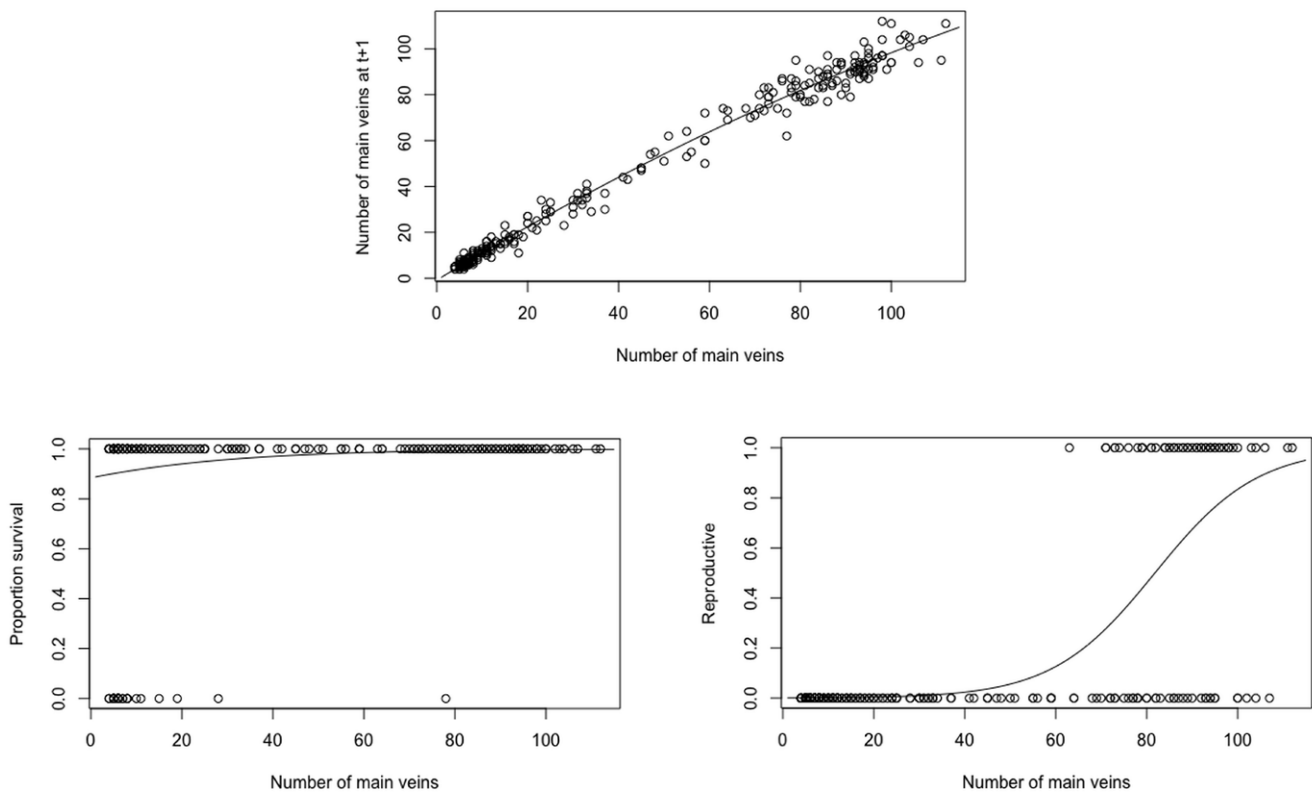


Figure 2. Relation of size (number of main veins in the youngest leaf) to growth (a), survival (b), and reproduction (c) in *Astrocaryum malybo*, near Chimichagua, Cesar, northern Colombia.

Demographic parameters

Size of *A. malybo*, as defined by the number of main veins in the youngest leaf, ranged between 4 veins in the first seedling leaf and 112 in adult palms. As shown in figure 2a, increase in the number of veins is constant during the juvenile stages; in adults, however, vein increase tends to be lower in older individuals. Similarly, survival of individuals is related to their size, with seedlings and young juveniles being less likely to survive than adults (figure 2b). Reproduction was also related to size, increasing as individuals grow (figure 2c). The first reproduction was observed in individuals with about 63 main veins.

Age estimates (table 2) indicated that at our study site *A. malybo* passes 8 years in the seedling stage, 24 years in the juvenile stage, and begins to develop reproductive structures when the palm is 32 years old. After this time, the palm can survive

for at least another 32 years, although it probably lives for more than 100 years.

Results of modeling

Transient dynamics simulations on the IPM show that the population of *A. malybo* would grow for the next 20 years, with a growth rate of 1.07084 (CI 1.07078-1.07090). Under the scenario of removing individuals of any size class, the population grows for the first two or three years, then remains steady, and finally decreases (figure 3a). When 5% of the individuals are removed (i.e. 17 individuals of any size per ha per year), population growth ceases for the next 20 years; when 10% or 20% of the individuals are removed, the population decreases, with a trend to disappearing within the 20 next years (figure 3a). On the other hand, our simulations show that any increase in seedling

Table 2. Leaf production, growth and estimated age of *Astrocaryum malybo* near Chimichagua, Cesar, northern Colombia.

Size category	Leaf production rate (leaves/year)	Vein increase rate (veins/year)	Interval	Category duration (years)	Final age (years)
Seedlings	1.83 (S.D. = 0.77, n = 157)	0.59 (S.D. = 1.28, n = 154)	8 veins	13.56	13.56
Juveniles	1.94 (S.D. = 0.61, n = 64)	2.10 (S.D. = 3.92, n = 61)	48 veins	22.86	36.42
Adults	2.27 (S.D. = 0.67, n = 102)	1.11 (S.D. = 4.92, n = 98)	52 veins	46.85	83.27

growth or survival would lead to population growth within the next 20 years (figure 3b).

The studied population of *A. malybo* produces ca. 35 spear leaves/ha/year. This figure will increase in the coming 20 years, as the population itself is growing (figure 4). Our simulations show that spear leaf production would decrease dramatically as

the percentage of palms removed increases. When more than 20% of the individuals (i.e. ca. 60-70 palms of any size) are removed, spear leaf production would cease altogether after 12-14 years. On the other hand, a simulated increase of seedling growth/survival, whatever the proportion, would not still increase spear leaf production within 20 years.

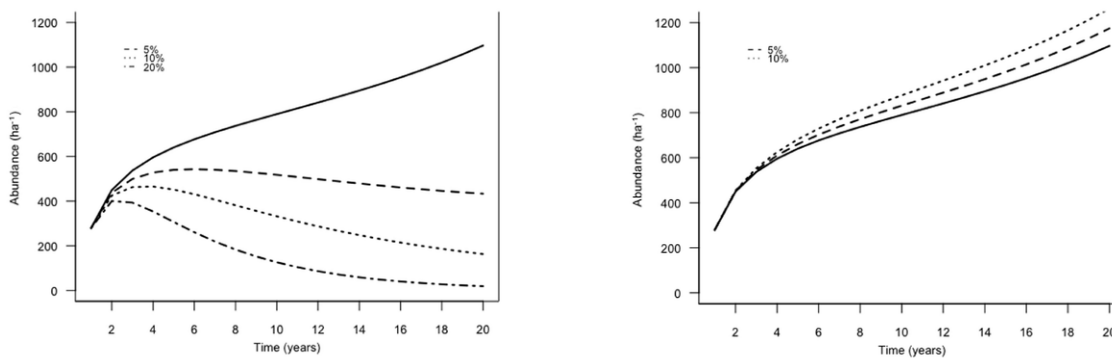


Figure 3. Projected abundance of *Astrocaryum malybo* in the next 20 years under the observed conditions (solid line) and under two scenarios: (a) removal of 5%, 10% y 20% of the individuals; (b) Increase of seedling survival and growth by 5% and 10%.

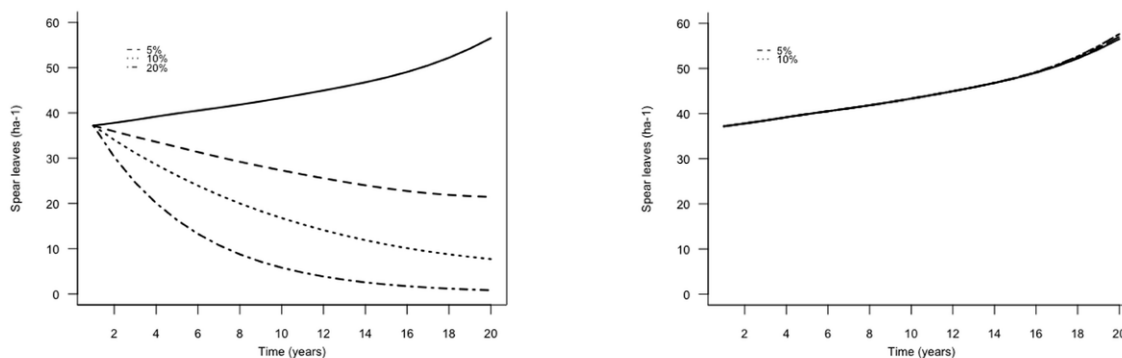


Figure 4. Spear leaf production of *Astrocaryum malybo*, projected under the observed conditions (solid line) and under two hypothetical scenarios: (a) removal of 5%, 10%, or 20% of the individuals in any size class; (b) 5% and 10% increase in seedling growth or survival.

DISCUSSION

The short period of observations of the studied population (one year) might affect estimation of vital rates, for example, adult mortality. This is a common shortcoming in the study of long-lived plants, but there are good reasons to think that it does not affect our conclusions. First, population studies in other *Astrocaryum* species have shown that vital rates do not differ significantly between consecutive years (García *et al.*, 2016). Additionally, a population study of *Chamaedorea radicalis* showed that the trends found in two years did not differ substantially from those found in six years (Endress *et al.*, 2006). Because of this, we consider that the described trends do represent the situation of *Astrocaryum malybo* in the study area.

The demographic structure of populations has been used as an indicator of their conservation status and of the impact caused by the harvest of NTFP (Hall & Bawa, 1993). A population including individuals in all size classes, with a predominance of seedlings and a progressive decrease in the proportion of individuals in higher classes, is considered to be well conserved and growing (Hall & Bawa, 1993; Galeano *et al.*, 2010). Under natural conditions, palm populations have been found to have this kind of structure (Galeano *et al.*, 2010), and any deviations in the proportion of individuals per size class can be interpreted as the result of processes affecting the population (Thompson *et al.*, 2009; Galeano *et al.*, 2010; García *et al.*, 2016; Andrade-Erazo & Galeano, 2016).

Population structure of *Astrocaryum malybo* at all of our study plots shows alterations in the proportion of individuals throughout the size classes. In particular, there is a reduction in the proportion of seedlings or, in some cases, they are even missing altogether. This pattern, typical of populations with low regeneration, is probably related to the poor condition of the forest patches where the palm grows. The negative impact of cattle on seedling survival has been documented for

another palm species in neighboring areas (Andrade-Erazo & Galeano, 2016). The highest proportion of *A. malybo* seedlings in our plots (figure 1) was found in the two best-preserved forest relics near Chimichagua (table 1), where the vegetation still has a closed canopy. These plots had also the highest population growth rates, which supports the usefulness of structure as a proxy for population health in this species.

Although the studied population of *A. malybo* is growing at an annual rate of 7.1%, which is much faster than that found in rain forest species of *Astrocaryum* (García *et al.*, 2016), the annual death toll required to stop population growth (34 individuals/ha) is relatively low. Death of seedlings by cattle trampling in the unprotected forest remnants could easily cause such toll.

Because of this, it does not seem recommendable to extract seedlings from the forest patches in order to establish plantations, as has been done in the past (García, 2013). Instead, it is advisable to collect ripe fruits from isolated adult palms standing in pastures, where there is no chance for seedlings to establish. These fruits should be spread in forest remnants, in order to increase seedling recruitment. On the other hand, seedlings and juveniles in forest patches should be protected from cattle trampling by isolating these areas from pastures, as our simulations show that even a small increase in seedling survival would lead to population growth within the next 20 years.

Conservation of forest remnants, which are often located among streams, will be directly beneficial to landowners as a means of preserving their water supplies, not to mention the fact that protecting such remnants is required by law. Because of this, it should not be difficult to promote awareness among landowners, even though many of them regard the fiercely armed *A. malybo* as a nuisance and a potential danger to cattle (García, 2013).

Because of the economic importance of the palm to landless peasants, it would be vital to reach some kind of agreement between harvesters,

artisans, landowners, and environmental authorities, in order to manage these forest remnants as some sort of extractive reserves. This, together with the establishment of biological corridors between the largest forest fragments, would make an interesting integrated approach to conservation of dry forest species.

The observed spear leaf production, as well as that projected by our simulation, reveal that population of *A. malybo* in isolated forest remnants like the ones in our study keep a regular supply of fiber for handicraft production. The sustainability of this supply seems guaranteed, particularly as harvesters minimize damage to the palm by harvesting only the usable leaflets (García *et al.*, 2011).

The dramatic fragmentation and severe reduction of dry forest areas in Colombia, as well as their scarce representation in the National System of Protected Areas, has led researchers to suggest that conservation efforts should focus on protecting forest remnants in private lands (Pizano & García, 2014). Under this scenario, *A. malybo* is one of the most interesting species, particularly around the Zapatosa lagoon complex, in the Colombian Caribbean. The sustainable harvest of its spear leaves, the economic importance of handicraft production based on them, and the cultural significance of palm weaving, dating back to the Ete Ennaca or Chimila aboriginal people (Andrade, 2004), all combine to make this plant a key species for conservation of forest relicts. Furthermore, the endemic nature of the species in Colombia and its endangered status give this palm a charismatic appeal that should not be disregarded.

On the other hand, introduction of the species in agroforestry systems should be encouraged, in order both to increase fiber availability, and to reduce pressure on forest fragments. A combination of the species in agroforestry with its role as a key species for promoting protection of forest remnants can turn this palm from an endangered species into a tool for conservation of dry forest areas, and a source of income to local communities.

CONCLUSIONS AND MANAGEMENT RECOMENDATIONS

Populations of *Astrocaryum malybo* in Chimichagua, Cesar, grow in remnants of secondary vegetation along creeks. Under this environment, its population structure shows an alteration in the proportion of individuals per size class, in particular a reduction in the number of seedlings, which is typical of populations with low regeneration. Alterations in population structure are apparently related to the poor conditions of the forest relicts, particularly the free access of cattle.

However, in the best-preserved plots with a continuous canopy, the population of *A. malybo* will grow at an annual rate of 7.1% over the next 20 years, providing up to 35 spear leaves/ha/year for handicraft production. Yet, any situation affecting the survival of individuals of any size can lead to a rapid decrease of population growth, bringing it to zero if 34 individuals of any size die per ha/yr. In contrast, any actions favoring seedling survival and growth would increase population growth rate, although the availability of spear leaves would not increase in the next 20 years, as individuals take a long time to be harvestable.

Our results show that natural regeneration of *A. malybo* near Chimichagua can be favored through management and protection of the forest remnants where it thrives. In this way, a supply of fiber for handicraft production can be maintained, while protecting this endangered species.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Osmelia Pedrozo, María Concepción Flores, Martín Mesa, and many other people in Chimichagua and El Banco, for sharing with us their knowledge on *A. malybo*. Field work was made under the projects Palm Harvest Impacts in Tropical Forests–PALMS (FP7-ENB-2007-1), and Estudios Ecológicos para el Manejo Sostenible de

Palmas Útiles Colombianas–COLCIENCIAS (grant # 110148925263).

CONFLICT OF INTERESTS

The author declares that he hasn't conflict of interest.

CONTRIBUTION BY AUTHOR

The sole author is responsible for the work in all aspects that led to the development of its publication.

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

- Andrade, V.** (2004). Componente de materias primas y planes de manejo. Guía para el manejo y aprovechamiento de la guadua –cultivo de mimbre–palma estera–mopa mopa o barniz de Pasto. Pasto: Artesanías de Colombia–Programa Nacional de Cadenas Productivas para el Sector Artesanal. 55 p.
- Andrade-Erazo, V. & Galeano, G.** (2016). La palma amarga (*Sabal mauritiiformis*, Arecaceae) en sitios productivos del caribe colombiano: estudio de caso en Piojó, Atlántico. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 141-150.
- Barrera, V.A., Torres, M.C. & Ramírez, D.S.** (2007). Protocolo para la producción sostenible de artesanías en palma estera (*Astrocaryum malybo*) en el Cesar (Unpublished Report). Bogotá: Artesanías de Colombia S.A. 57 p.
- Easterling, M.R., Ellner, S.P. & Dixon, P.M.** (2000). Size-specific sensitivity: applying a new structured population model. *Ecology*, 81(3), 694-708.
- Endress B., Gorchov, D.L. & Berry, E.J.** (2006). Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radialis*. *Forest Ecology and Management*, 234, 181-191.
- Estupiñán-González, A.C., Jiménez-Escobar, N.D., Cruz, M.P., Sánchez, N., Galeano G. & Linares E.** (2011). Plantas útiles del complejo cenagoso Zapatoza. En: J.O. Rangel (ed.). Colombia diversidad biótica. Publicación especial No. 2. Guía de campo. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Corpopesar.
- Galeano, G. & Bernal, R.** (2005). Palmas. En: E. Calderón, G. Galeano & N. García (eds.). Libro rojo de plantas de Colombia. Volumen II: Palmas, frailejones y zamias (pp. 59-224). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente.
- Galeano, G. & Bernal, R.** (2010). Palmas de Colombia-guía de campo. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 688 p.
- Galeano, G., Bernal, R., Isaza, C., Navarro, J., García, N., Vallejo, M.I. & Torres, C.** (2010). Protocolo para evaluar la sostenibilidad del manejo de palmas. *Ecología en Bolivia*, 45, 85-101.
- García, N.** (2013). Palma estera (*Astrocaryum malybo*). En: R. Bernal & G. Galeano (eds.). Cosechar sin destruir – Aprovechamiento sostenible de palmas colombianas (pp. 176-182). Bogotá: Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- García, N. Galeano, G., Bernal, R. & |, H.** (2013). Management of *Astrocaryum standleyanum* (Arecaceae) for handicraft production in Colombia. *Ethnobotany, Research and Applications*, 11, 85-101.
- García, N. Torres, M.C., Bernal, R., Galeano, G., Valde-rrama, N. & Barrera, V.A.** (2011). Management of the spiny palm *Astrocaryum malybo* in Colombia for the production of mats. *Palms*, 55(4), 190-199.
- García, N., Galeano, G., Mesa, L., Castaño, N., Balslev, H. & Bernal, R.** (2015). Management of the palm *Astrocaryum chambira* Burret (Arecaceae) in northwest Amazon. *Acta Botánica Brasilica*, 29(1), 45-57.
- García, N., Zuidema, P.A., Galeano, G. & Bernal, R.** (2016). Demography and Sustainable Management of Two Fiber-producing *Astrocaryum* palms in Colombia. *Biotropica*, (Early View). DOI: 10.1111/btp.12338

- Groenendijk, P., Eshete, A., Sterck, F.J., Zuidema, P. & Bongers, F.** (2012). Limitations to sustainable frankincense production: blocked regeneration, high adult mortality and declining populations. *Journal of Applied Ecology*, 49, 164-173.
- Hall, P & Bawa, K.** (1993). Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations. *Economic Botany*, 47(3), 234-247.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam).** (2015). Dataset from 2012-2013 of a pluviographic station from Chimichagua (Cesar), Colombia. Bogotá: Ideam.
- Li, S.L., Yu, F.H., Werger, M.J.A., Dong, M. & Zuidema, P.** (2011). Habitat-specific demography across dune fixation stages in a semi-arid sandland: understanding the expansion, stabilization and decline of a dominant shrub. *Journal of Ecology*, 99, 610-620.
- Linares, E.L., Galeano, G., García, N. & Figueroa, Y.** (2008). Fibras vegetales empleadas en artesanías en Colombia. Bogotá: Artesanías de Colombia S.A., Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia. 327 p.
- Metcalf, C.J.E., McMahon, S.M., Salguero-Gomez, R., Jongejans, E. & Merow C.** (2014). IPMpack: An R package for demographic modeling with Integral Projection Models. R package version 2.1. <https://CRAN.R-project.org/package=IPMpack>.
- Pizano, C. & García H.** (2014). El Bosque Seco Tropical en Colombia. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). 349 p.
- R Development Core Team.** (2015). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Stubben, C.J. & Milligan, B.** (2007). Estimating and Analyzing Demographic Models Using the popbio Package in R. *Journal of Statistical Software*, 22(11).
- Thompson, L.N., Moraes, M. & Baudoin, M.** (2009). Estructura poblacional de la palmera endémica *Parajubaea torallyi* (Mart.) Burret en zonas aprovechadas del Área Natural de Manejo Integrado El Palmar (Chuquisaca, Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 44(1), 17-35.
- Zuidema, P.A., Jongejans, E., Chien, P.D., During, H.J. & Schieving, F.** (2010). Integral Projection Model for trees: a new parameterization method and a validation of model output. *Journal of Ecology*, 98, 345-355.





DESARROLLO INICIAL DEL ROBLE ANDINO EN RESPUESTA AL MANEJO EN VIVERO Y DURANTE LA PLANTACIÓN

Initial development of andean oak in response to management in nursery and at planting

María Claudia Díez¹, Yira L. Sepúlveda² & Flavio Moreno³

Díez, M.C., Sepúlveda, Y.L. & Moreno, F. (2017). Desarrollo inicial del roble andino en respuesta al manejo en vivero y durante la plantación. *Colombia Forestal*, 20(2), 118-130.

Recepción: 18 de marzo 2016

Aprobación: 22 de mayo de 2017

Resumen

Las plantaciones de *Quercus humboldtii* se requieren para el desarrollo de programas de restauración de robledales y de reforestación comercial. En este trabajo se estudió el efecto del manejo en vivero (iluminación relativa y fertilización), las características del sitio de plantación (cobertura vegetal) y la fertilización al momento del trasplante, sobre el crecimiento inicial en campo de *Q. humboldtii*. La cobertura de rastrojo presentó condiciones más favorables sobre el crecimiento en altura, y en ella la fertilización en vivero y durante la plantación generó un efecto positivo sobre la altura y el diámetro, pues las deficiencias nutricionales adquiridas desde el vivero disminuyeron el desarrollo en campo. Las deficiencias en N, P y Ca, fueron más restrictivas que las deficiencias en B, Mg, S y K. La iluminación relativa en vivero no influyó sobre el crecimiento en esta cobertura. Por su parte, en pastizales el crecimiento diamétrico fue mayor; la fertilización (en vivero y campo) no afectó el crecimiento en altura, pero sí en diámetro. En pastizales la deficiencia en N fue la más restrictiva, mientras que las deficiencias en S y K

fueron las menos restrictivas. Los árboles sometidos a alta iluminación en vivero crecieron más al plantarlos en pastizales.

Palabras clave: árboles tropicales, Fagaceae, fertilización, luz, pastizales, *Quercus humboldtii* Bonpl., rastrojos altos, silvicultura de plantaciones

Abstract

The establishment of plantations of *Quercus humboldtii* is required for the development of oak restoration programs and for commercial reforestation. In this work the effect of nursery management (relative lighting and fertilization), the characteristics of the planting site (vegetation cover) and fertilization at transplant, on the initial growth of *Q. humboldtii* is determined. The results indicate that the vegetation cover of secondary forest presented more favorable conditions for height growth; in this cover fertilization in the nursery and at planting had positive effects on height and diameter. Nutritional deficiencies acquired from the nursery decreased the development in the field. Deficiencies of N, P, and Ca were more restrictive than the deficiencies of B, Mg, S, and K. The lighting on nursery did not influence growth in

- 1 Grupo de Investigación en Ecología y Silvicultura de Especies Forestales Tropicales, Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín, Colombia. mcdiez@unal.edu.co Autor para correspondencia.
- 2 Grupo de Investigación en Ecología y Silvicultura de Especies Forestales Tropicales, Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín, Colombia. yiras81@hotmail.com
- 3 Grupo de Investigación en Ecología y Silvicultura de Especies Forestales Tropicales, Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín, Colombia. fmoreno@unal.edu.co

<http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.2.a02>

this plant cover. Meanwhile, in pastures, diameter growth was higher; fertilization (in the nursery and in the field) did not affect the growth of height but in diameter. In pastures, N deficiency was the most restrictive, while the S and K deficiencies were the

least restrictive. Trees that grew under highlighting in nursery grew more when planted in pastures.

Keywords: tropical trees, Fagaceae, fertilization, light, pastures, *Quercus humboldtii* Bonpl., secondary forests, plantation forestry

INTRODUCCIÓN

Quercus es uno de los géneros de especies leñosas más abundantes y de mayor importancia económica en el hemisferio norte, con cerca de 500 especies (Nixon, 1993; Manos *et al.*, 1999). Sin embargo, en Suramérica solo se encuentra una especie de este género, el *Q. humboldtii*, que se distribuye en los Andes tropicales de Colombia; de ahí que su nombre común sea roble andino. La reducción dramática de los bosques andinos, sumado a la fuerte extracción selectiva de *Q. humboldtii* para su aprovechamiento en múltiples aplicaciones (Pacheco & Pinzón, 1997), ha motivado su inclusión como especie forestal amenazada, hasta el punto de ser necesaria una veda nacional para su tala desde hace más una década (Cárdenas & Salinas, 2006). Además, esta especie es dominante en los “robledales” que ocupan áreas extensas de la zona andina de Colombia entre los 1000 y 3600 m de altitud, considerados como ecosistemas prioritarios para la conservación por su alta biodiversidad y endemismo (Myers, 2000), así como por los servicios ambientales que se derivan de ellos (Armenteras *et al.*, 2011). Por esto, determinar las condiciones de manejo en vivero que permitan el establecimiento exitoso de plantaciones de roble andino es de gran importancia, tanto para programas de conservación y recomposición de robledales, como para reforestación con fines comerciales en la zona andina.

Las técnicas de producción de material vegetal en vivero influyen en el desempeño de las plantas en campo (Gilman, 1994; Landis, 1985; van den Driessche, 1984). Generalmente, la fertilización

en vivero mejora los parámetros morfológicos y funcionales, los cuales aumentan la capacidad de sobrellevar el estrés ambiental durante el primer año de plantación (Villar-Salvador *et al.*, 2004; Andivia *et al.*, 2012). Sin embargo, este efecto varía con la especie y el estrés ambiental en el sitio de la plantación, hasta el punto que en algunas especies esta práctica no es determinante para la sobrevivencia de los árboles en campo, especialmente cuando se plantan en zonas con baja disponibilidad de agua (Trubat *et al.*, 2011).

En un trabajo previo (Sepúlveda *et al.*, 2014), se encontró que el manejo en vivero y, particularmente la aplicación de nutrientes en la forma de fertilizantes, modifica el desarrollo de los árboles en vivero. No obstante, se desconoce si este efecto perdura cuando se plantan en los andisoles degradados por agricultura y ganadería, que son generalmente los sitios disponibles para reforestación en las zonas altas de las cordilleras del país (Tejedor *et al.*, 2012).

El propósito de este estudio fue analizar el efecto de diferentes condiciones de manejo en vivero reportadas en Sepúlveda *et al.* (2014), sobre el desempeño en el campo de *Q. humboldtii* en plantaciones establecidas bajo dos sistemas: plantación monoespecífica a plena exposición en pastos y plantación de enriquecimiento bajo dosel en rastrojo alto. Específicamente, el estudio se enfocó en responder las siguientes preguntas: 1) ¿afecta el tipo de fertilizante aplicado y el régimen de sombra utilizada en vivero la sobrevivencia y el crecimiento inicial en campo de los árboles de roble en cada uno de estos sistemas de plantación?; 2) ¿la fertilización aplicada al momento de la plantación

tiene algún efecto sobre el desempeño de la plantación?; y 3) ¿cuál de los dos sistemas de plantación evaluados es mejor para esta especie?

MATERIALES Y MÉTODOS

Área experimental

El experimento se estableció en un terreno localizado a 2460 m de altitud, en el municipio de Guarne, Antioquia (6°13'19" N y 75°28'41" W). En él se separaron dos áreas con diferentes coberturas vegetales: cobertura de pastos y cobertura de rastrojo alto, de tal manera que ofreciera condiciones contrastantes de iluminación y se pudieran establecer los siguientes modelos de plantación de roble: monoespecífica a plena exposición y de enriquecimiento de rastrojos. El lote tiene una pendiente promedio de 25 % y los suelos corresponden a depósitos de ceniza volcánica (Andisoles), sobre anfíbolitas y serpentinitas, con las características químicas que se muestran en la tabla 1. Las condiciones bioclimáticas del área corresponden a la zona de vida de bosque húmedo Montano Bajo

(bh-MB) (Holdridge, 1996), con precipitación promedio anual de 1815 mm en régimen bimodal, humedad relativa media anual del aire de 83 % y temperatura media anual de 14.9°C (Empresas Públicas de Medellín, 1994).

Establecimiento y monitoreo del ensayo

Los árboles que se utilizaron para la plantación estuvieron en vivero durante cuatro meses a partir de la germinación con el fin de promover una buena formación de raíces y permitir que con el tiempo se agotasen las reservas de nutrientes de las semillas (las cuales tienen un diámetro promedio de 30 a 35 mm, altura de 35 a 40 mm y una masa seca de 6 a 8 g.). Los árboles crecieron bajo tres condiciones de iluminación relativa (IR): alta (plena exposición), media (30 % de iluminación relativa) y baja (15 % de iluminación relativa). Estas fueron sometidas a distintos tratamientos de fertilización, comenzando por uno completo (TC) que contenía nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), azufre (S) y boro (B), así como tratamientos en los cuales se eliminó del tratamiento completo sustrayendo algún elemento, uno a uno,

Tabla 1. Valores promedio del análisis químico* de los suelos bajo cobertura de rastrojo y pasto en el lote donde se estableció la plantación de roble (*Q. humboldtii*).

Parámetro	Valores para el suelo en la cobertura de rastrojo	Valores para el suelo en la cobertura de pasto
pH	4.70	5.60
MO (%)	29.64	20.69
Ca (cmol(+) kg ⁻¹)	0.81	7.31
Mg (cmol(+) kg ⁻¹)	1.82	0.42
K (cmol(+) kg ⁻¹)	0.39	0.26
P (mg kg ⁻¹)	2.60	2.90
Al (cmol(+) kg ⁻¹)	0.60	-
N (%)	0.81	0.71
B (mg kg ⁻¹)	0.41	0.42

* Para la determinación analítica se usaron los siguientes métodos: nitrógeno: Micro- Kjeldahl; fósforo: ácido L-ascórbico, potasio, calcio y magnesio: absorción atómica. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Suelos y Nutrición Vegetal de la Universidad Nacional de Colombia. Detalles de la preparación de las muestras y los análisis químicos están disponibles en [Westerman et al. \(1990\)](#). Los análisis se realizaron en una muestra compuesta tomada en 5 puntos de cada lote entre 0 y 30 cm de profundidad

de tal forma que se tuvieron los tratamientos -N, -P, -K, -Ca, -Mg, -S, y -B, además de un tratamiento testigo (T0) sin fertilización. De esta manera, se tuvieron nueve tratamientos de fertilización (ver Sepúlveda et al., 2014). Antes del traslado al campo, los árboles se llevaron a condiciones de estrés hídrico durante 15 días y al momento de la plantación se realizó una poda del 50 % del área foliar y liberación de raíces (Cervantes et al., 2001).

Los árboles se plantaron en campo en dos coberturas vegetales con condiciones de iluminación relativa contrastantes: una zona con pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) a plena exposición y un rastrojo alto con especies como roble andino (*Q. humboldtii*), carate (*Vismia baccifera*), sietecueros (*Tibouchina lepidota*), entre otras; con altura media entre 6 y 10 m e iluminación relativa en el sotobosque de 32.6 ± 8.4 %. La iluminación relativa se midió como la proporción de la radiación incidente a campo abierto, medida con sensores cuánticos.

En ambos casos los árboles se plantaron en hoyos de 30cm de diámetro y 30cm de profundidad, a una distancia de 5m (en cuadrícula de 5 x 5m, para una densidad de 400 árboles ha⁻¹). Antes de la plantación se hizo una desyerba manual con machete de 1 m de diámetro alrededor de cada hoyo. La mitad de los árboles recibieron un tratamiento de fertilización adicional al momento de la plantación que consistió en la aplicación de un fertilizante compuesto N:P:K de grado 10:30:10, a razón de 35 g al fondo del hoyo. Los árboles se plantaron conservando el sustrato que traían del vivero y, luego, el hoyo se acabó de llenar con el suelo restante de la excavación. Después de un año de establecidos los árboles en campo, se evaluó la sobrevivencia y se calcularon los incrementos anuales de altura y diámetro en el cuello de la raíz.

Diseño experimental y análisis estadístico

Los árboles de los distintos tratamientos se distribuyeron al azar en las coberturas (pasto y rastrojo alto). En cada una se aplicaron dos niveles de fertilización: sin fertilización en campo y con

fertilización en campo; y por cada nivel de fertilización en campo se plantaron árboles provenientes de cada sistema de manejo en vivero con tres repeticiones. En total se utilizaron 324 árboles.

En cada cobertura se evaluó el efecto del manejo en vivero (iluminación relativa y tipo de fertilizante aplicado) y la aplicación o no de fertilizante en campo sobre el desarrollo de los árboles, en un diseño factorial 2 x 3 x 9, que corresponde a dos niveles del factor fertilización en campo, tres niveles del factor iluminación relativa en vivero y nueve niveles del factor tipo de fertilizante aplicado en vivero, detallados en párrafos anteriores (figura 1). Los datos se evaluaron mediante análisis de varianza según el modelo lineal aditivo del diseño experimental. Cuando los análisis de varianza arrojaron diferencias significativas se realizaron pruebas de comparación de medias de Tukey con nivel de significancia del 95 %. Las variables utilizadas para los análisis fueron incremento anual en altura (H) y en diámetro del cuello de la raíz (DCR). Para todos los casos se comprobó normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. Los dos sistemas de plantación de *Q. humboldtii* (monoespecífico a plena exposición y enriquecimiento bajo dosel de rastrojo alto) se compararon mediante pruebas t de Student.

RESULTADOS

Efecto de las condiciones en vivero y la fertilización en campo sobre la plantación de roble establecida como enriquecimiento de rastrojo

El manejo en vivero y la fertilización en campo no tuvieron efecto significativo sobre la sobrevivencia de los árboles de roble después de un año en este sistema de plantación; la sobrevivencia promedio fue del 94 %. Pero sí tuvieron un efecto significativo sobre el crecimiento de esta plantación de roble tanto en altura como en el diámetro del cuello de la raíz. No fueron significativas para los parámetros

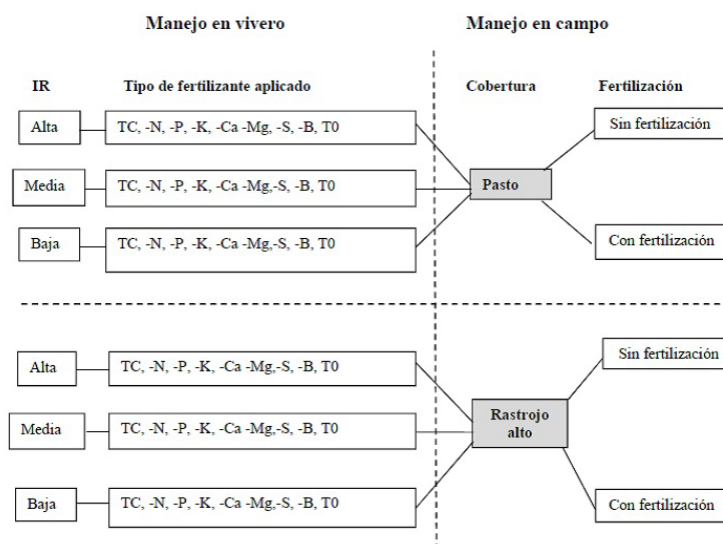


Figura 1. Esquema del diseño experimental que se aplicó en el ensayo de plantación de roble (*Q. humboldtii*) en las coberturas de rastrojo alto y pastizal. En cada cobertura se plantaron arbolitos con y sin fertilización al momento de la plantación, los cuales provenían de diferentes esquemas de manejo en vivero en cuanto a la iluminación relativa (IR) y tipo de fertilizante aplicado (TC = tratamiento completo, -N= tratamiento completo menos nitrógeno, -P = tratamiento completo menos fósforo, -K= tratamiento completo menos potasio, -Ca= tratamiento completo menos calcio, -Mg= tratamiento completo menos magnesio, -S = tratamiento completo menos azufre, -B= tratamiento completo menos boro, T0= tratamiento testigo).

medidos la iluminación relativa en el vivero ni las interacciones entre los factores evaluados (tabla 2).

Al analizar separadamente el efecto del tipo de fertilizante usado en vivero (figura 2), se observa que, en general, se presentó una tendencia de disminución del crecimiento por la aplicación de fertilizantes con elementos faltantes. Específicamente con respecto al incremento anual en altura, las diferencias fueron estadísticamente significativas entre el grupo de mayor crecimiento, conformado

por las plantas que recibieron en vivero los tipos de fertilizante completo (TC) y sin potasio (-K) y las que no recibieron fertilización (T0), fertilizante sin nitrógeno (-N) y sin fósforo (-P). El incremento anual en el diámetro del cuello también presentó una tendencia de disminución por la aplicación de fertilizantes con elementos faltantes, pero en este caso las mayores diferencias estadísticas se presentaron entre las plantas que recibieron tratamiento completo en vivero (TC) y las que recibieron

Tabla 2. Valores de P del efecto de los tratamientos sobre el desarrollo de árboles de roble andino (*Q. humboldtii*) después de un año de su plantación en cobertura de rastrojo alto (efectos significativos en negrilla).

FC: fertilización en campo, IRV: iluminación relativa en vivero, FV: tipo de fertilizante aplicado en vivero.

Variable	FC	IRV	FV	FCxIRV	FCxFV	IRVxFV	FCxIRVxFV
Incremento anual altura	0.002*	0.062 ns	0.029*	0.141 ns	0.964 ns	0.264 ns	0.073 ns
Incremento anual diámetro cuello de la raíz	0.000***	0.096 ns	0.000***	0.582 ns	0.777 ns	0.101 ns	0.082 ns

Los asteriscos indican el nivel de significancia de las diferencias entre las medias de los tratamientos (***)= $P \leq 0.001$, (**)= $P \leq 0.01$, (*)= $P \leq 0.05$, (ns)= $P > 0.05$ (no significativo).

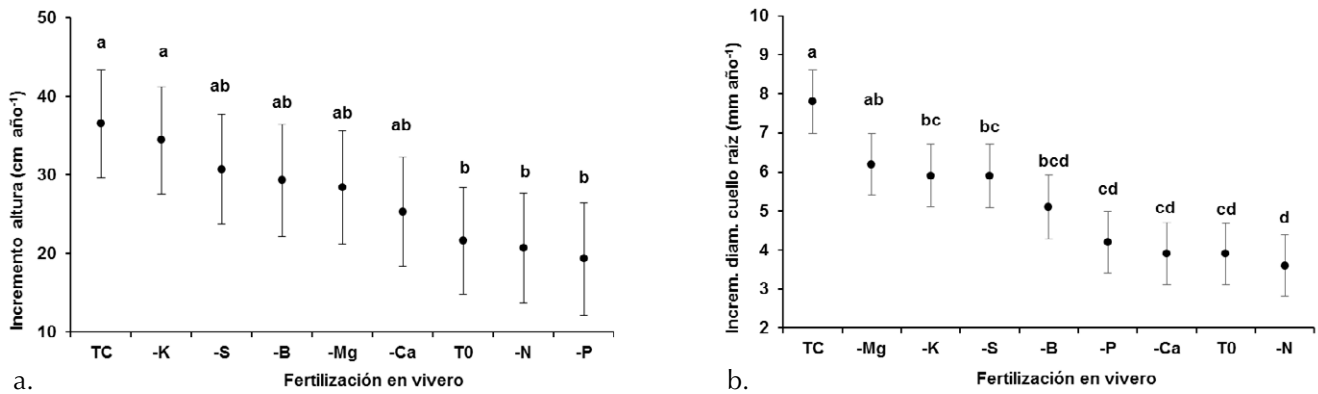


Figura 2. Efecto de la aplicación de diferentes tipos de fertilizante en vivero sobre **a.** el incremento anual en altura y **b.** el incremento anual en diámetro del cuello de la raíz, de árboles de *Q. humboldtii* después de un año de establecimiento en campo en cobertura de rastrojo alto. Los tipos de fertilizante aplicados en vivero fueron: TC = tratamiento completo, -N = tratamiento completo menos nitrógeno, -P = tratamiento completo menos fósforo, -K = tratamiento completo menos potasio, -Ca = tratamiento completo menos calcio, -Mg = tratamiento completo menos magnesio, -S = tratamiento completo menos azufre, -B = tratamiento completo menos boro, T0= tratamiento testigo. Las barras en las figuras corresponden a intervalos de confianza de Tukey del 95 %.

fertilización sin nitrógeno (-N). La diferencia en el desarrollo promedio entre los árboles que más crecieron y los que menos crecieron fue de aproximadamente 19 cm año⁻¹ en altura y 4 mm año⁻¹ en diámetro del cuello de la raíz, las cuales equivalen a una diferencia cercana al 50 % en el crecimiento en el campo entre unos y otros.

En el caso de la fertilización al momento de la plantación (FP), se evidenció un efecto positivo de esta práctica con respecto al incremento anual en altura y diámetro del cuello de la raíz de las plantas de roble andino (figura 3). La diferencia promedio entre los árboles fertilizados y no fertilizados en campo fue de aproximadamente 8 cm año⁻¹ en el incremento en altura y de 1.6 mm

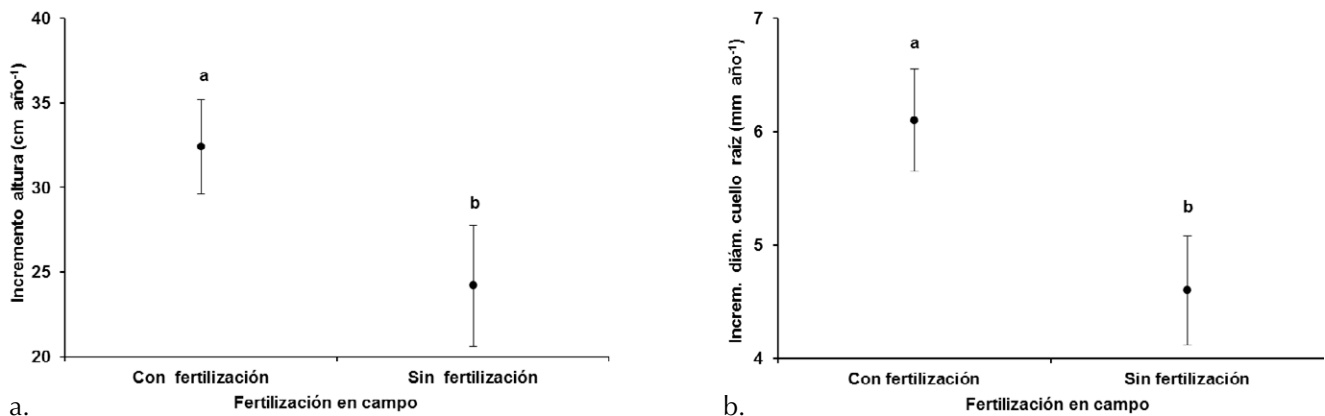


Figura 3. Efecto de la aplicación de fertilizante en campo al momento de la plantación sobre **a.** El incremento anual en altura y **b.** El incremento anual en diámetro del cuello de la raíz de árboles de *Q. humboldtii* después de un año de plantación en cobertura de rastrojo alto. La fertilización aplicada fue de 35 g de 10:30:10 al fondo del hoyo a las plantas del tratamiento con fertilización. Las barras en las figuras corresponden a intervalos de confianza de Tukey del 95 %.

año⁻¹ en el incremento en el diámetro en el cuello de la raíz.

Efecto de las condiciones en vivero y la fertilización en campo sobre el desarrollo de la plantación monoespecífica de roble establecida a plena exposición en cobertura de pasto

El manejo en vivero y la fertilización en campo no tuvieron efecto significativo sobre la sobrevivencia de los árboles de roble en este sistema de plantación y la sobrevivencia promedio fue del 98.2 %. Pero la iluminación relativa en la que crecieron los árboles de roble en vivero sí tuvo un efecto significativo sobre el desarrollo de la plantación en esta

cobertura, que se expresó en los valores del incremento en altura y diámetro del cuello de la raíz. En este último parámetro también se evidenció el efecto del tipo de fertilizante aplicado en vivero. La fertilización en campo al momento de la plantación y las interacciones no fueron significativas para los parámetros evaluados (tabla 3).

La evaluación particular del efecto de la iluminación relativa en vivero muestra que el ambiente lumínico afectó de igual manera los parámetros incremento anual en altura y diámetro en el cuello de la raíz. Los árboles que crecieron con alta iluminación relativa en vivero alcanzaron mayores valores de incremento para estos parámetros, los que disminuyeron en las plantas bajo menor iluminación (figura 4).

Tabla 3. Valores de P del efecto de los tratamientos sobre el desarrollo de árboles de roble andino (*Q. humboldtii*) después de un año de su plantación en pastizales (efectos significativos en negrilla).

FC: fertilización en campo, IRV: iluminación relativa en vivero, FV: tipo de fertilizante aplicado en vivero.

Variable	FC	IRV	FV	FCxIRV	FCxFV	IRVxFV	FCxIRVxFV
Incremento anual altura	0.599 ns	0.007**	0.692 ns	0.858 ns	0.7509 ns	0.292 ns	0.925 ns
Incremento anual diámetro cuello de la raíz	0.963 ns	0.008**	0.003**	0.718 ns	0.504 ns	0.171 ns	0.973 ns

Los asteriscos indican el nivel de significancia de las diferencias entre las medias de los tratamientos (***) = $P \leq 0.001$, (**) = $P \leq 0.01$, (*) = $P \leq 0.05$, (ns) = $P > 0.05$ (no significativo).

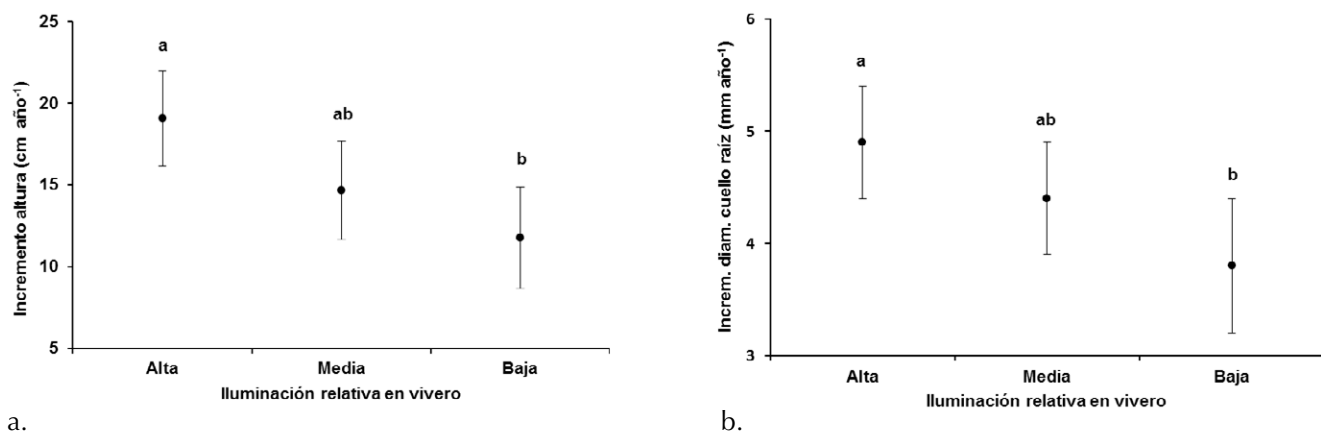


Figura 4. Efecto de la iluminación relativa en vivero (alta: 100 %, media: 30 % y baja: 15 %) sobre **a.** El incremento anual en altura y **b.** El incremento anual en diámetro del cuello de la raíz de árboles de *Q. humboldtii* después de un año de plantación en cobertura de pastizal. Las barras en las figuras corresponden a intervalos de confianza de Tukey del 95 %.

De otro lado, el efecto del tipo de fertilizante que se utilizó en vivero sobre el incremento anual del cuello de la raíz (figura 5) muestra que el grupo de plantas con mayor crecimiento estuvo conformado por las que recibieron en vivero el fertilizante completo (TC), sin potasio (-K) y sin azufre (-S), mientras que el menor crecimiento se presentó en las que no recibieron fertilización (T0) y fertilizadas sin nitrógeno (-N).

Efecto del tipo de cobertura sobre el desarrollo de *Q. humboldtii*

El tipo de cobertura en el cual se establecieron los árboles determinó diferencias significativas sobre

el incremento en altura y el diámetro del cuello de la raíz (tabla 4). Los árboles establecidos en la cobertura de rastrojo presentaron incrementos en altura superiores que los establecidos en la de pastos. La diferencia promedio fue de 12 cm por año aproximadamente (82.4 % por encima del crecimiento en los pastizales). Sin embargo, el crecimiento diamétrico del roble tuvo un comportamiento inverso pues los mayores valores se presentaron en los pastizales, aunque las diferencias fueron más modestas (el crecimiento de los árboles en los pastizales superó al de los árboles en los rastrojos solo en 1.5 mm año⁻¹, una ventaja equivalente al 31.9 %). De otro lado, la mortalidad de los árboles establecidos en ambas coberturas fue

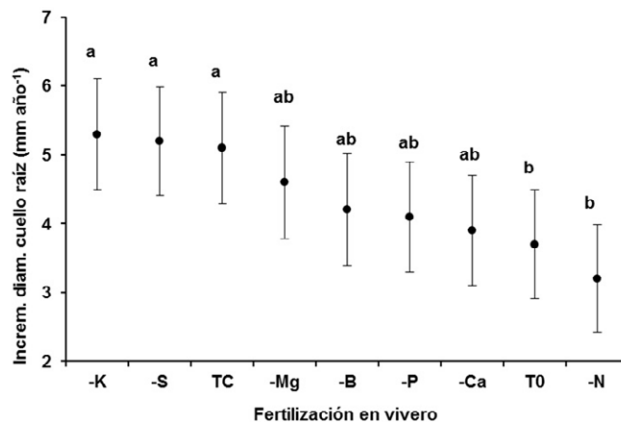


Figura 5. Efecto del tratamiento de fertilización en vivero sobre el incremento anual en diámetro del cuello de la raíz de árboles de *Q. humboldtii* después de un año de plantación en cobertura de pastizal.

TC= tratamiento completo, -N= tratamiento completo menos nitrógeno, -P= tratamiento completo menos fósforo, -K= tratamiento completo menos potasio, -Ca= tratamiento completo menos calcio, -Mg= tratamiento completo menos magnesio, -S= tratamiento completo menos azufre, -B= tratamiento completo menos boro, T0= tratamiento testigo.

Tabla 4. Incremento anual en altura y diámetro del cuello de la raíz de árboles de *Q. humboldtii* establecidos a plena exposición en pastizales y bajo dosel de rastrojo alto.

La columna % expresa las diferencias de cada variable en porcentaje con respecto a la cobertura de menor valor.

Tipo de plantación	Plantación a plena exposición en pasto	Plantación en enriquecimiento de rastrojo	%	Valor P
Incremento en altura (cm año ⁻¹).	15.3 ± 1.9	27.9 ± 2.6	82.4	0.0000
Incremento del diámetro de cuello de la raíz (mm año ⁻¹).	6.2 ± 0.5	4.7 ± 0.6	31.9	0.0510

casi nula, pues solo se presentó la muerte de tres individuos en la cobertura de pastos (lo que equivale al 1.8 %) y de uno en la cobertura de rastrojo (equivalente al 0.6 %).

DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados de este trabajo, el manejo en vivero y la fertilización al momento de la plantación no afectaron la sobrevivencia de los árboles de *Q. humboldtii*, pero sí su crecimiento en campo. No obstante, se espera que en el mediano plazo los árboles de menor vigor y crecimiento presenten mayor probabilidad de morir. En consecuencia, el manejo en vivero podría tener un efecto significativo sobre la sobrevivencia en el mediano y largo plazo, lo cual ha sido reportado en estudios realizados con otras especies de *Quercus* en diferentes países (Oliet *et al.*, 2009; Villar-Salvador *et al.*, 2013).

El tipo de factores que fueron determinantes sobre el crecimiento dependió del sistema de plantación utilizado. Los resultados contrastantes de crecimiento diamétrico y en altura entre las coberturas evaluadas sugieren que la especie presenta capacidad de aclimatación, entendida como el ajuste morfológico y fisiológico de los individuos en respuesta al estrés producido por cambios en las condiciones ambientales (Lambers *et al.*, 2008). El marcado aumento del crecimiento en altura de los árboles establecidos bajo dosel de rastrojo alto abre una ventana de oportunidad excepcional para la plantación de esta especie en fajas de enriquecimiento en bosques secundarios degradados. Bajo tales condiciones, los troncos suelen ser rectos y poco ramificados. Por lo cual, estos resultados muestran el potencial de cultivar esta especie para producción de madera, tan apreciada para la industria licorera nacional.

De otro lado, los mayores crecimientos diamétricos y la baja mortalidad registrados en pastizales a plena exposición muestran el potencial de esta especie para proyectos de reforestación en zonas

abiertas o pastizales degradados de la región andina, con fines comerciales o de conservación y restauración. Este resultado es de gran relevancia para los proyectos de restauración ecológica en las zonas altoandinas de Colombia, toda vez que el roble andino es la especie dominante de los bosques primarios en tales zonas, los cuales han sufrido fuerte destrucción para ser reemplazados principalmente por ganadería y agricultura.

El nivel de sombreado de los árboles en vivero no tuvo efecto sobre el crecimiento de los árboles de *Q. humboldtii* plantados bajo dosel de rastrojo. Bajo tal cobertura, los árboles presentaron una forma elongada con preponderancia del meristemo apical, conservaron las hojas que traían del vivero y se aclimataron bien a las condiciones de sombra intermedia del rastrojo, independientemente de la iluminación en la que habían crecido en el vivero. Por el contrario, los árboles en pastizales presentaron en general menor tamaño, en muchos casos debido a la muerte de la yema apical y el desarrollo de yemas laterales. El hecho de que los árboles provenientes de la condición de iluminación relativa alta en vivero fuesen los que mejor se desempeñaron en esta cobertura tiene que ver con que su condición en vivero fue la más parecida a la cobertura de pasto. A su vez, la mayoría de los árboles que provenían de los tratamientos de sombra media y baja en vivero presentaron defoliación casi completa en los primeros meses después del establecimiento en campo y, posteriormente, formaron hojas nuevas más pequeñas y de una tonalidad verde más clara. Este comportamiento indica que esta especie es capaz de aclimatarse a la sombra (Niinemets *et al.*, 1998), pero es vulnerable a la fotoinhibición que ocurre cuando se transfiere a ambientes de alta iluminación (Osmond, 1994; Tognetti *et al.*, 1997).

Estos resultados muestran que *Q. humboldtii* es una especie que en sus primeras etapas de desarrollo tolera y crece mejor en los ambientes de sombra intermedia, como se ha reportado en estudios de regeneración (Cabezas & Ospina, 2010), ensayos de invernadero (Sepúlveda *et al.*, 2014;

Moreno & Díez, 2008) y plantaciones en campo (Cabezas *et al.*, 2008; Moreno & Cuartas, 2015). No obstante, una vez los árboles mudaron las hojas de sombra fueron capaces de desarrollar nuevo follaje adaptado a la alta radiación, lo cual indica que el roble andino también puede sobrevivir y crecer, aunque más lentamente (aproximadamente por debajo de 25 cm por año en las etapas iniciales), en ambientes de alta iluminación como es el caso de la plantación en pastos.

Algunos estudios recientes de restauración de ecosistemas en México comparan la sobrevivencia y el crecimiento de especies neotropicales de *Quercus* tolerantes a la sombra (*Q. xalapensis* y *Q. germana*) en pastos abandonados y bosques secundarios. Se reportan resultados diferentes a los de este estudio pues, aunque la sobrevivencia fue mayor en bosque secundario, la tasa de crecimiento relativo en altura fue superior en pastos abandonados. Esta diferencia se debe posiblemente a que se trataba de un bosque de niebla donde la nubosidad frecuente disminuye los factores de estrés por alta radiación en los pastizales abandonados y al alto sombreado de las plantas en el bosque secundario donde se plantaron (Muñiz-Castro *et al.*, 2015), comparado con los ambientes en los que se plantó el *Q. humboldtii* en el presente trabajo.

Se ha reportado que *Q. humboldtii* se adapta a diferentes tipos de suelos, desde moderadamente fértiles y profundos hasta suelos en proceso de degradación (López, 2014), posiblemente debido a la capacidad de formar asociaciones ectomicorizas que son eficientes en la adquisición de agua, fósforo y otros nutrientes (Zárate, 2011; Becerra & Zack, 2011). Sin embargo, se pudo observar que las carencias generadas desde el vivero por la aplicación de fertilizantes con algún elemento faltante disminuyen considerablemente el crecimiento de las plantas de *Q. humboldtii* en campo, principalmente en el caso de las deficiencias de nitrógeno, fósforo y calcio en ambos tipos de plantación, lo cual podría implicar que la fertilización en vivero se restringiera a la aplicación de estos elementos.

Se ha reportado que los recursos maternos suministrados a través de las semillas grandes en otras especies de *Quercus* afectan el desarrollo de las plántulas (Quero *et al.*, 2007). Pues el roble andino también tiene semillas grandes, se esperaría que este factor también fuera influyente. Sin embargo, los efectos de la fertilización en vivero sobre el crecimiento en el campo reportados en este estudio y en un trabajo previo en la fase de vivero (Sepúlveda *et al.*, 2014) sugieren que el efecto de las reservas maternas sobre el comportamiento de las plantas (tanto en vivero como en campo) fue despreciable. No obstante, por su importancia, este es un factor que debería estudiarse con mayor profundidad en investigaciones futuras sobre esta especie.

La aplicación del fertilizante NPK al momento de la plantación tuvo efecto sobre el crecimiento de *Q. humboldtii* solamente cuando se plantaron bajo rastrojo, pero no en pastos. En otras especies del bosque andino en Colombia (*Baccharis marcantha* y *Viburnum triphyllum*) se ha reportado una situación similar, pues cuando se plantaron en pastizales la aplicación de nutrientes al momento de la plantación no tuvo efecto sobre el crecimiento inicial de las plantas (Hernández-Pineda *et al.*, 2014). Esto puede deberse a varias razones. En primer lugar, la historia de uso de estos pastizales abandonados, los cuales generalmente se han utilizado en cultivos anuales que se fertilizan regularmente o como pastos manejados donde es común la aplicación de urea, por lo cual los niveles de concentración de nutrientes en el suelo pueden ser suficientes para el desarrollo de los árboles de roble y la fertilización adicional no incrementa su desarrollo. La falta de respuesta a la aplicación de fertilizantes en los robles plantados a plena exposición en pastizales también puede deberse a que el estrés producido por alta radiación limita el crecimiento y, por tanto, anula el efecto de la fertilización. Futuras investigaciones dirigidas a comprender mejor la autoecología y manejo de esta especie tan promisoriosa de las montañas de

Colombia deberán abordar estas interacciones en mayor profundidad.

CONCLUSIONES

La sobrevivencia de los árboles jóvenes de roble no fue afectada por las condiciones de manejo en vivero (IR y fertilización), ni por las condiciones de cobertura y fertilización en campo.

El crecimiento en altura de árboles jóvenes de roble, luego del establecimiento en campo, fue favorecido por la cobertura vegetal de rastrojo; mientras que el crecimiento diamétrico se favoreció a plena exposición. No obstante, aparentemente el rastrojo genera condiciones más favorables para el crecimiento del roble.

Bajo la cobertura de rastrojo la fertilización tanto en vivero como en campo mejoró el crecimiento de los árboles jóvenes de roble. Las deficiencias nutricionales heredadas desde la fase de vivero restringieron el crecimiento de los árboles una vez fueron llevados a campo. Las deficiencias en N, P y Ca fueron más restrictivas que las de B, Mg, S y K.

Bajo la cobertura de pastos la fertilización tanto en vivero como en campo no mejoró el crecimiento en altura de los árboles jóvenes de roble. En contraste, la fertilización en vivero sí afectó significativamente el incremento en diámetro en el cuello de la raíz al final del periodo de monitoreo en campo. En este caso la deficiencia en N fue la más restrictiva, mientras que las deficiencias en S y K fueron las menos restrictivas. Así mismo, los árboles que crecieron en condición de iluminación relativa alta en vivero exhibieron un mejor crecimiento en altura y diámetro en el cuello de la raíz cuando se plantaron en cobertura. Al disminuir la iluminación relativa a la cual estuvieron expuestos los árboles en vivero, se notó una disminución en el crecimiento en altura y diámetro del cuello de la raíz de los árboles jóvenes en campo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó como parte de las actividades del proyecto "Ecología y silvicultura del roble de tierra fría (*Quercus humboldtii* Bonpl.)", cofinanciado por la Corporación Autónoma Regional para el Centro de Antioquia (Corantioquia), la Universidad Nacional de Colombia y el programa Jóvenes investigadores de Colciencias.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andivia, E., Carevic, F., Fernández, M., Alejano, R., Vázquez-Piqué, J. & Tapias, R. (2012). Seasonal evolution of water status after outplanting of two provenances of Holm oak nursery seedlings. *New Forests*, 43(5-6), 815-824.
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J. & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693-705.
- Becerra, A. G. & Zak, M. R. (2011). The ectomycorrhizal symbiosis in South America: morphology, colonization, and diversity. En M. Rai & A. Varma (eds.). *Diversity and biotechnology of ectomycorrhizae* (pp. 19-41). Berlin: Springer-Verlag.
- Cabezas, A. & Ospina, R. (2010). Análisis del paisaje y de su relación con la regeneración del roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.) en el municipio de Popayán, departamento del Cauca. *Colombia Forestal*, 13(2), 189-200.

- Cabezas, M., Peña, F., Díaz, C. J. & Moreno, A. F.** (2008). Dosel de tres especies forestales y su relación con la adaptación a suelos degradados por la erosión. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 11(2), 175-185.
- Cárdenas, D. & Salinas, N.** (2006). Roble: *Quercus humboldtii* Bonpl. En D. Cárdenas & N. R. Salinas (eds.). Libro rojo de plantas de Colombia. Especies maderables amenazadas: primera parte (pp. 156-160). Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi).
- Cervantes, V., López, M., Salas, N. & Hernández, G.** (2001). Técnicas para propagar especies nativas de la selva baja caducifolia y criterios para establecer áreas de reforestación. México D.F: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 52 p.
- Empresas Públicas de Medellín. (1994).** Boletín hidrometeorológico. Volumen 1-2. Medellín: Empresas Públicas de Medellín. 80 p.
- Gilman, E.F.** (1994). Establishing trees in the landscape. En D. Neely, & G.W.Watson (eds.). *The Landscape Below Ground* (pp. 69-77). Proceedings of an International Workshop on Tree Root Development in Urban Soils. Champaign (IL): International Society of Arboriculture.
- Hernández-Pineda, L. L., Roa-Casas, O. M. & Cortés-Pérez, F.** (2014). Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia). *Biota Colombiana*, 15, 27-38.
- Holdridge, L. R.** 1996. Ecología basada en las zonas de vida. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. 216 p.
- Lambers, H., Chapin III, F. S. & Pons, T. L. (2008). *Plant Physiological Ecology*. Second Edition. New York: Springer-Verlag. 604 p.
- Landis, T.D.** (1985). Mineral nutrition as an index of seedling quality. En: M.L. Duryea (ed.). *Evaluating seedling quality: Principles, procedures, and predictive abilities of major tests* (pp. 29-48). Corvallis: Forest Research Laboratory, Oregon State University.
- López, D. C.** (2014). Predicción de la futura distribución potencial de *Quercus humboldtii* bajo diferentes escenarios de cambio climático (Tesis M.Sc. Sistemas de Información Geográfica). Quito: Universidad San Francisco de Quito. 70 p.
- Manos, P. S., Doyle, J. J. & Nixon, K. C.** (1999). Phylogeny, biogeography, and processes of molecular differentiation in *Quercus* subgenus *Quercus* (Fagaceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 12(3), 333-349.
- Moreno, D. J. & Cuartas, S. E.** (2015). Survival and growth of tree seedlings from three species in degraded andean mountain forest for cattle grazing in Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 20(2), 85-100.
- Moreno, F. H. & Díez, M.C.** (2008). Crecimiento de 11 especies arbóreas de los bosques altoandinos en condiciones contrastantes de luz. En J. D. León (ed.). *Ecología de bosques andinos. Experiencias de investigación* (pp. 59-77). Medellín: La Carreta Editores E.U.
- Muñiz-Castro, M. A., Williams-Linera, G. & Benítez-Malvido, J.** (2015). Restoring montane cloud forest: establishment of three Fagaceae species in the old fields of central Veracruz, Mexico. *Restoration Ecology*, 23(1), 26-33.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. & Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Niinemets, U., Kull, O. & Tenhunen, J.D.** (1998). An analysis of light effects on foliar morphology, physiology, and light interception in temperate deciduous woody species of contrasting shade tolerance. *Tree Physiology*, 18, 681-696
- Nixon, K. C.** (1993). Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annales des Sciences Forestières*, 50, 25-34.
- Oliet, J. A., Tejada, M., Salifu, K. F., Collazos, A. & Jacobs, D. F.** (2009). Performance and nutrient dynamics of holm oak (*Quercus ilex* L.) seedlings in relation to nursery nutrient loading and post-plant fertility. *European Journal of Forest Research*, 128(3), 253-263.

- Osmond, C.B.** (1994). What is photoinhibition? Some insights from comparisons of shade and sun plants. En: N.R. Baker & J.R. Bowyer (eds.). Photoinhibition of photosynthesis: from molecular mechanisms to the field (pp. 1-24). Oxford: BIOS Scientific Publishers Limited.
- Pacheco, R. A. & Pinzon, C. A.** (1997). El Roble *Quercus humboldtii* Bonpl. Bogotá: Jardín botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- Quero, J. L., Villar, R., Marañón, T., Zamora, R. & Porter L.** (2007). Seed-mass effects in four Mediterranean *Quercus* species (Fagaceae) growing in contrasting light environments. *American Journal of Botany*, 94, 1795-1803
- Sepúlveda, Y. L., Díez, M. C., Moreno, F. H., León, J. D. & Osorio, N. W.** (2014). Efectos de la iluminación relativa y la fertilización sobre el crecimiento de plántulas de roble andino en vivero. *Acta Biológica Colombiana*, 19(2), 211-220.
- Tejedor, N., Álvarez, E., Arango, S., Araujo, A., Blundo, C., Boza, T., La Torre, M.A., Gaviria, J., Gutiérrez, N., Jørgensen, P.M., León, B., López, R., Malizia, L., Millán, B., Moraes, M. Pacheco, S., Rey, J.M., Reynel, C., Timaná, M., Ulloa, C., Vacas, O., Newton, A.C.** (2012). Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales. *Ecosistemas*, 21(1-2), 148-166.
- Tognetti, R., Johnson, J. D. & Michelozzi, M.** (1997). Ecophysiological responses of *Fagus sylvatica* seedlings to changing light conditions. I. Interactions between photosynthetic acclimation and photoinhibition during simulated canopy gap formation. *Physiologia Plantarum*, 101(1), 115-123.
- Trubat, R., Cortina, J. & Vilagrosa, A.** (2011). Nutrient deprivation improves field performance of woody seedlings in a degraded semi-arid shrubland. *Ecological Engineering*, 37(8), 1164-1173.
- van den Driessche, R.** (1984). Relationship between spacing and nitrogen fertilization of seedlings in the nursery, seedling mineral nutrition and outplanting performance. *Canadian Journal of Forest Research*, 14, 431-436.
- Villar-Salvador, P., Peñuelas, J. L., Nicolás-Peragón, J. L., Benito, L. F. & Domínguez-Lerena, S.** (2013). Is nitrogen fertilization in the nursery a suitable tool for enhancing the performance of Mediterranean oak plantations? *New forests*, 44(5), 733-751.
- Villar-Salvador, P., Planelles, R., Enriquez, E. & Rubira, J. P.** (2004). Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak *Quercus ilex* L. *Forest Ecology and Management*, 196(2), 257-266.
- Westerman, R. L., Baird, J. V. & Christensen, N. W. (eds.)** (1990). Soil testing and plant analysis. Madison: Soil Science Society of America Inc. (SSA Book Series, 3). 760 p.
- Zárate, L. M.** (2011). Rendimiento de *Quercus humboldtii* Bonpland (roble) en condiciones de interacción micorrizas ectotróficas-humus. *Acta Biológica Colombiana*, 7(2), 64.





PATRÓN DE REGENERACIÓN DE LA PLÁNTULA DE *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, EN DOS ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Regeneration pattern of the seedling of *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, in two ecological restoration scenarios

Jairo Hernán Solorza-Bejarano¹

Solorza-Bejarano, J.H. (2017). Patrón de regeneración de la plántula de *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, en dos escenarios de restauración ecológica. *Colombia Forestal*, 20(2), 131-143.

Recepción: 17 de octubre 2016

Aprobación: 22 de mayo 2017

Resumen

Con el fin de mejorar los programas de control de la especie invasora *Genista monspessulana*, en dos escenarios de restauración ecológica con diferente disponibilidad lumínica en Bogotá, se analizó el patrón de regeneración del banco de semillas y el desarrollo inicial de los individuos. Para eso, se estudió la cobertura, abundancia, altura, longitud epigea e hipogea, número de folíolos, área foliar, diámetro de la raíz, número de ramificaciones de la raíz, presencia de nódulos y biomasa epigea e hipogea de las plántulas. El desarrollo de las plántulas, así como la regeneración del banco de semillas presentaron diferencias en los escenarios ecológicos. En el área bajo dosel arbóreo, los individuos presentaron un lento crecimiento, limitado por la cobertura de hojarasca y la baja disponibilidad lumínica, mientras que, en el área abierta con mayor incidencia lumínica, los individuos presentaron un rápido desarrollo de las hojas y raíces, además de la asociación mutualista con microorganismos que les permite mayor absorción y fijación de nitrógeno.

Palabras clave: biomasa, Bogotá, *Cytisus*, disponibilidad lumínica, especies invasoras, retamo liso, *Teline*.

Abstract

In order to improve the control programs of the invasive species *Genista monspessulana*, in two scenarios of ecological restoration with different light availability in Bogotá, we analyzed the seed bank regeneration pattern and the initial development of the individuals. For that, coverage, abundance, height, epigeal and hypogean length, the number of leaflets, leaf area, root diameter, the number of root branches, the presence of nodules and biomass epigeal and hypogean of the seedlings were studied. Seedling development, as well as seed bank regeneration showed differences in the ecological scenarios. In the area under tree canopy, individuals presented slow growth, limited by litter cover and low light availability, while in the open area with greater light incidence, the individuals showed a rapid development of the leaves and roots, in addition to the mutualistic association with microorganisms that allows them greater absorption and fixation of nitrogen.

Keywords: biomass, Bogotá, *Cytisus*, light availability, invasive species, *Teline*.

¹ Subdirección científica. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. jsolorza@jbb.gov.co

<http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.2.a03>

INTRODUCCIÓN

Los procesos de fragmentación del paisaje, sumado a la introducción de especies exóticas, han contribuido a la generación de una dinámica de invasión que cambian las condiciones estructurales y funcionales de los ecosistemas, desviando o deteniendo los procesos de sucesión y con la consecuente pérdida de la biodiversidad y disminución en la oferta de servicios ecosistémicos (Ríos & Vargas, 2003; Vargas & Reyes, 2011). Estos fenómenos han despertado el interés de diferentes sectores de la sociedad que ven con urgencia la implementación de planes y programas que se orienten a la recuperación de los atributos funcionales de los ecosistemas (Villegas *et al.*, 2013), por medio del control y facilitación de procesos biológicos a diferentes escalas.

Una de las estrategias de recuperación de los ecosistemas se aborda desde el enfoque de la restauración ecológica (Barrera & Valdés, 2007) para facilitar el restablecimiento de atributos estructurales y funcionales, mitigar los riesgos por desastres naturales, aumentar la oferta de servicios ecosistémicos, generar procesos de conectividad con relictos de vegetación conservada y para detener y disminuir los procesos de fragmentación del paisaje (Vargas, 2007). En el caso específico de ecosistemas degradados por fenómenos de invasión por especies exóticas, se busca profundizar en el conocimiento de la biología de estas especies (Gutiérrez, 2006; Conabio, 2010) con el fin de formular las estrategias que permitan un control adecuado a corto, mediano y largo plazo, disminuyendo así el riesgo de una nueva invasión.

En Bogotá, se observa una dinámica de introducción de especies exóticas para reforestación, estabilización de suelos, cercas vivas y cultivos comerciales maderables u ornamentales (Suna Hiscica, 2003; Montoya, 2004). Muchas de estas introducciones y el manejo de las mismas se hicieron sin las debidas evaluaciones sobre los riesgos de la implantación de las especies exóticas en ecosistemas que presentaban diferentes condiciones

ambientales, patrones climáticos y ausencia de controladores naturales, convirtiéndolas en amenaza de invasión biológica y motor para la pérdida de biodiversidad.

El retamo liso o retamilla, *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, es una de esas especies introducidas en la ciudad de Bogotá. Este arbusto es considerado especie invasora muy agresiva (Herrera *et al.*, 2011; Geerts *et al.*, 2013; Cook & Smith, 2014; Sanhueza & Zalba, 2014). En zonas mediterráneas en Europa, de donde es originaria, las dinámicas ecológicas de sus poblaciones están asociadas a los ciclos estacionales y la ocurrencia de fenómenos de fuego (García *et al.*, 2010). En el trópico, la especie coloniza diferentes ecosistemas, encontrándose bajo coberturas arbóreas, en áreas abiertas de talud, en claros de bosque y asociada a matrices de pastizales con suelos pobres en nutrientes o deficiencias hídricas (Bohórquez, 2013). En esos sitios *G. monspessulana* forma matorrales densos que incrementan el riesgo para la generación y propagación de incendios y excluyen especies nativas provocando una disminución en la biodiversidad (García *et al.*, 2007; Pauchard *et al.*, 2008). Esto limita la sostenibilidad de las áreas conservadas, por lo que es necesario controlar sus poblaciones para lograr los objetivos de restauración ecológica (Gutiérrez, 2006).

Para lograr un control eficiente de *G. monspessulana* es necesario la remoción de los individuos adultos, un continuo mantenimiento de la regeneración vegetativa y el abundante establecimiento de plántulas del banco de semillas. Esto puede variar de acuerdo al escenario alterado. La cantidad de plántulas establecidas y el mecanismo de regeneración dependerán de la intensidad y el tipo de perturbación que elimine a las plantas adultas. Por este motivo, es necesario conocer los patrones de regeneración y de desarrollo inicial de *G. monspessulana* en diferentes escenarios de alteración. Esta investigación pretende determinar el patrón de regeneración y de desarrollo inicial de los individuos de *G. monspessulana* en dos escenarios de restauración ecológica con diferente

disponibilidad lumínica. Para determinar estos patrones, se analizó la respuesta morfológica adaptativa de los individuos de esta especie, así como la cantidad y distribución de biomasa en la etapa inicial del proceso de establecimiento. Adicionalmente, y con el fin de establecer estrategias eficientes de control de las plántulas de esta especie invasora, se comparó el patrón de desarrollo inicial en los dos escenarios de restauración ecológica contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en la Estación Santa Lucía (figura 1), ubicado en la localidad Rafael Uribe, de la ciudad de Bogotá. Tiene un promedio de temperatura de 13°C, una precipitación de

740 mm anuales y una humedad relativa del 58% (SDA, 2013). El lugar se caracteriza por presentar dos zonas contrastantes en su estructura y composición florística. La primera, ubicada a 2625 m de altitud (04° 34' 25.3" N-74° 07' 20.8" W), es un área abierta con matorrales de *G. monspessulana* acompañados de escasos individuos de *Ulex europaeus* L. y parches de *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov y *Anthoxanthum odoratum* L. La segunda, ubicada a una elevación de 2591 m de altitud (04° 34' 28.9" N-74° 07' 19.3" W), es un área con árboles compuesta por especies forestales exóticas como *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Acacia melanoxylon* R.Br., *Eucalyptus globulus* Labill. y *Cupressus lusitanica* Mill., con un sotobosque formado por matorrales de *G. monspessulana*.

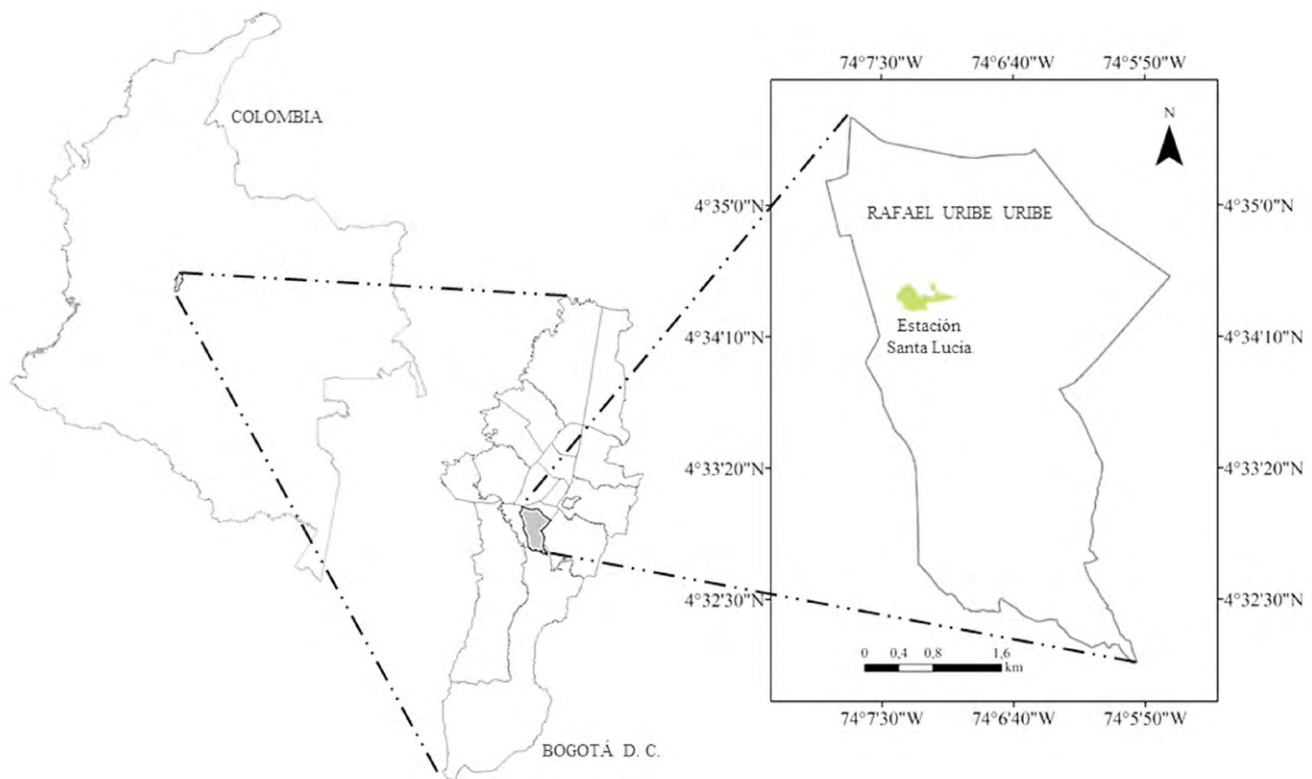


Figura 1. Localización de la Estación Santa Lucía, Bogotá, Colombia.

Para determinar el patrón de regeneración de la plántula de *G. monspessulana* se estableció un método a partir del análisis estructural de la cobertura vegetal y las características morfológicas de la plántula en los primeros cuatro meses de desarrollo. Se realizó una caracterización general de las dos áreas seleccionadas, previo a la remoción de los individuos de *G. monspessulana*. En dos transectos de 100 m² se midió la cobertura arbustiva de *G. monspessulana* y en 10 parcelas de 1 m² distribuidos al azar se registró la cobertura herbácea y rasante, así como la presencia de plántulas de la especie invasora. Para las características morfológicas de la semilla de *G. monspessulana*, se tomaron cinco individuos al azar, en cada uno de ellos se removieron 20 vainas y se extrajeron las semillas para medir el diámetro ecuatorial y el diámetro polar con reglilla milimétrica bajo estereoscopio, así como el número de semillas por conteo directo.

En cada escenario de restauración ecológica se realizó la remoción total de los individuos adultos de *G. monspessulana* y se delimitó un cuadrante de 100 m², dividido en cuatro subcuadrantes de 25 m² en los que se establecieron aleatoriamente cinco parcelas de 1 m². En cada cuadrante se tomó la medida de la incidencia lumínica a nivel del suelo, con un luxómetro digital (0-50 000 Lux). Cada mes se realizó el muestreo de las plántulas de *G. monspessulana* en las cinco parcelas de uno de los subcuadrantes seleccionado al azar para cada área. Previa cosecha, se midió la cobertura de plántulas de *G. monspessulana* mediante el establecimiento de cuadrículas de 100 cm² al interior de la parcela, abundancia por conteo directo y altura de los individuos con calibrador pie de rey.

Todas las plántulas de *G. monspessulana* en su sección epigea e hipogea cosechadas por parcela durante cuatro meses fueron procesadas en laboratorio para la medición en balanza electrónica del peso fresco y peso seco. Este último después del procesamiento en un horno de secado a 75°C durante 72 horas. Previo al secado, se extrajeron 10

individuos al azar de la muestra de cada parcela, a estas plántulas se les midió la longitud epigea e hipogea con calibrador pie de rey, número de foliolos por conteo directo, área foliar mediante el escaneo de los foliolos y cálculo digital, diámetro de la raíz con calibrador pie de rey, número de ramificaciones de la raíz y presencia de nódulos por conteo directo.

Se comparó cada una de las variables analizadas entre las plántulas recolectadas en cada uno de los sitios con diferente cobertura, usando análisis de variancia de una vía (ANOVA) y un $\alpha < 0.05$ como probabilidad de rechazo de hipótesis nula. Antes de cada análisis se verificó la normalidad de los datos. Para el análisis estadístico se usó Excel® y el sistema básico de R (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

Se encontró que los individuos de *G. monspessulana* estaban distribuidos en el área abierta con una cobertura del 65% del estrato arbustivo, acompañados de pastos de *P. clandestinum* y *A. odoratum*, con una cobertura del 30% en el estrato herbáceo. Mientras que, en el área bajo dosel arbóreo, la cobertura arbustiva de *G. monspessulana* fue del 15% y una cobertura de hojarasca del 70% compuesta principalmente por foliolos de acacia y acículas de pino. Para las dos áreas, la presencia de plántulas de *G. monspessulana* fue inferior a 15 plántulas.m⁻². En las vainas de cada individuo de *G. monspessulana* se desarrollaron en promedio 4 ± 1 semillas, las cuales presentaron un diámetro ecuatorial de 2.37 ± 0.47 mm y diámetro polar de 2.86 ± 0.51 mm. La incidencia lumínica en el área abierta fue mayor de 22 000 lux, mientras que en el área bajo dosel arbóreo registró entre 2000 y 4000 lux. Estos resultados de referencia permiten un contexto para el análisis de las variaciones morfológicas en la etapa inicial de desarrollo plantular de *G. monspessulana* (tabla 1).

Tabla 1. Características de plántulas de *G. monspessulana* registradas en área abierta (AA) y bajo dosel arbóreo (DA).

Unidad de muestreo	Variables (promedio)	MES							
		1		2		3		4	
		AA	DA	AA	DA	AA	DA	AA	DA
Parcela	Cobertura plántulas (%)	1.2 ± 0.4	0.7 ± 0.3	5.0 ± 1.2	1.4 ± 0.9	14.0 ± 8.9	1.4 ± 0.5	29.0 ± 8.9	1.4 ± 0.5
	Abundancia (n.º individuos)	44 ± 24	25 ± 13	169 ± 72	111 ± 37	254 ± 144	65 ± 19	824 ± 112	49 ± 8
	Altura (cm)	1.4 ± 0.3	2.3 ± 0.4	8.5 ± 0.9	2.5 ± 0.1	9.0 ± 1.9	6.0 ± 0.6	10.8 ± 0.5	7.6 ± 1.0
	Foliolos (número)	3 ± 1	2	19 ± 5	4	25 ± 5	14 ± 3	120 ± 10	27 ± 6
	Área foliar (mm²)	15.72 ± 7.40	10.90 ± 1.41	276.96 ± 81.02	82.02 ± 6.58	621.16 ± 125.60	434.76 ± 67.49	3048.32 ± 290.82	890.34 ± 218.49
Plántula	Longitud epigea (cm)	1.6 ± 0.2	1.8 ± 0.5	6.2 ± 1.2	2.5 ± 0.2	7.4 ± 1.2	5.6 ± 0.2	11.0 ± 0.6	6.7 ± 0.2
	Longitud hipogea (cm)	3.3 ± 0.7	3.0 ± 0.6	5.5 ± 1.1	2.3 ± 0.2	6.4 ± 0.3	6.4 ± 0.2	8.3 ± 0.8	6.6 ± 0.2
	Longitud total (cm)	4.9 ± 0.9	4.8 ± 0.8	11.7 ± 2.3	4.7 ± 0.4	13.7 ± 1.5	12.0 ± 0.4	19.3 ± 0.9	13.3 ± 0.4
	Diámetro de la raíz (mm)	0.24 ± 0.08	0.18 ± 0.06	1.04 ± 0.05	0.35 ± 0.09	1.44 ± 0.28	0.69 ± 0.03	1.84 ± 0.13	0.83 ± 0.02
	Raíces secundarias (número)	0	0	1	0	2	0	3	0
	Nódulos radiculares (presencia)	No	No	Sí	No	Sí	No	Sí	No
Biomasa plántulas cosechadas	Sección epigea (g.m ⁻²)	0.2 ± 0.1	0.1	4.8 ± 4.5	0.4 ± 0.3	12.5 ± 9.2	0.5 ± 0.1	37.4 ± 8.4	1.0 ± 0.3
	Sección hipogea (g.m ⁻²)	0.1 ± 0.1	0.1	1.3 ± 1.4	0.2 ± 0.1	4.5 ± 4.34	0.2 ± 0.1	17.1 ± 2.7	0.4 ± 0.2
	Total, epigea-hipogea (g.m ⁻²)	0.3 ± 0.3	0.2	6.2 ± 4.4	0.6 ± 0.3	16.9 ± 13.6	0.7 ± 0.2	54.5 ± 9.7	1.4 ± 0.5

En el área abierta se observó un cambio progresivo en las características de las plántulas de *G. monspessulana* regeneradas en cada periodo de estudio, con la expresión continua del banco de semillas y el aumento de la abundancia de plántulas en cada uno de los meses. De igual manera, se observó aumento en la altura, número de foliolos, área foliar, grosor y número de ramificaciones de la raíz y la presencia de nódulos (figuras 2 y 3). La inversión en biomasa en el crecimiento en la parte aérea y subterránea de la plántula varió durante los cuatro meses de desarrollo: en el primer mes ambas crecieron en una relación 1:1 (epigea: hipogea), mientras que para el cuarto mes había una relación de 2.5:1, siendo mayor en la sección epigea.

En el área bajo dosel arbóreo la regeneración de *G. monspessulana* fue baja y se observó un menor crecimiento en el tamaño, el número de foliolos y el área foliar. El crecimiento varió por debajo de los 0.2 cm en los primeros dos meses al igual que la cobertura y abundancia de plántulas. Durante el periodo de estudio se observó un incremento progresivo en la longitud de la plántula y en el diámetro de la raíz (figuras 2 y 3). No obstante, no se registró la formación de raíces secundarias, excepto un reducido número de plántulas (n<10), en el cuarto mes de desarrollo.

Los individuos de *G. monspessulana* presentaron diferencias morfológicas en los diferentes periodos de desarrollo y entre las dos áreas evaluadas. Las principales diferencias se evidenciaron

al cuarto mes de desarrollo en el crecimiento en altura, presencia de nódulos y mayor engrosamiento de las estructuras de soporte y anclaje en el sitio abierto comparado con el área con

cobertura arbórea. La regeneración de individuos de *G. monspessulana* fue mayor en el área abierta que en el área con cobertura arbórea (tabla 2).

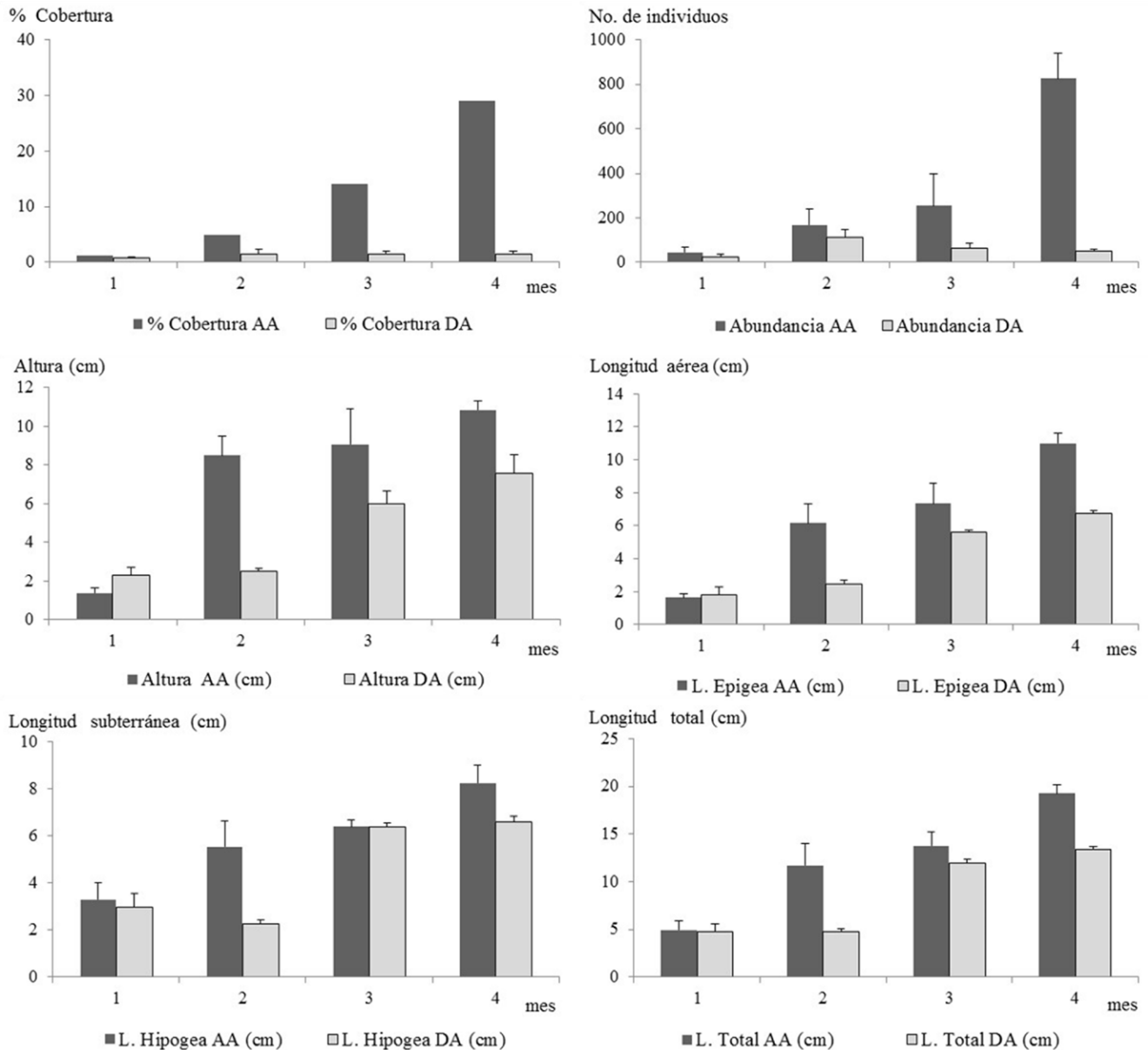


Figura 2. Variables de crecimiento de las plántulas de *G. monspessulana*, evaluadas en los cuatro meses de desarrollo en el área abierta (AA) y bajo dosel arbóreo (DA).

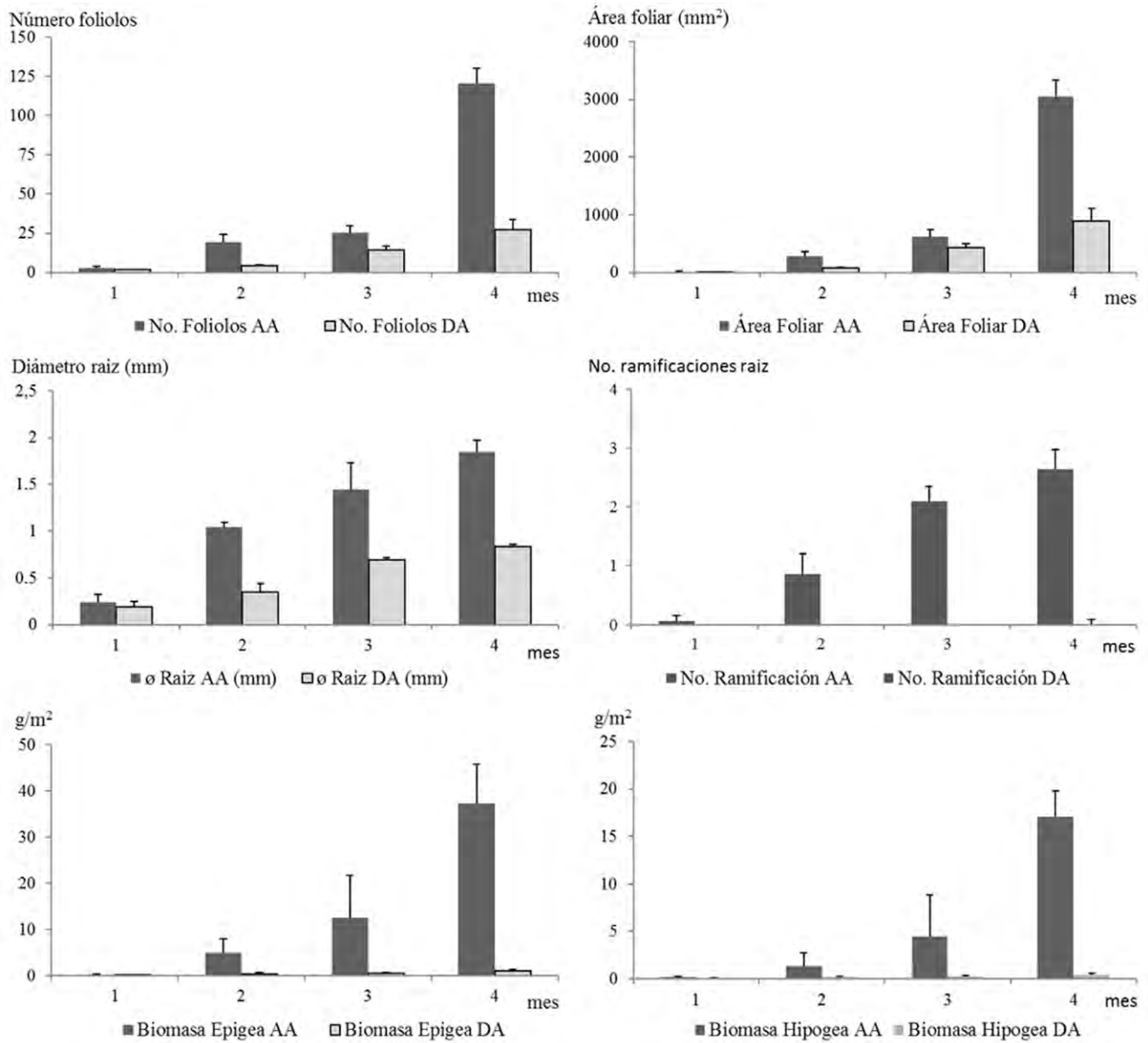


Figura 3. Variables morfológicas y biomasa de las plántulas de *G. monspessulana*, evaluadas en los cuatro meses de desarrollo en el área abierta (AA) y bajo dosel arbóreo (DA).

Tabla 2. Análisis comparativo de variables morfológicas de las plántulas de *G. monspessulana*, registradas en área abierta (AA) y área bajo dosel arbóreo (DA).

Variable	Promedio		F	P
	AA	DA		
Cobertura (%)	29%	1.4%	$F_{1,8} = 47.43$	< 0.001**
Abundancia (individuo)	824	49	$F_{1,8} = 236.30$	< 0.001**
Altura (cm)	10.8	7.6	$F_{1,98} = 68.10$	< 0.001**
Longitud epigea (cm)	11	6.7	$F_{1,98} = 224.28$	< 0.001**
Longitud hipogea (cm)	8.3	6.6	$F_{1,98} = 35.01$	< 0.001**
Longitud total (cm)	19.3	13.3	$F_{1,98} = 163.04$	< 0.001**
Número de foliolos	120	27	$F_{1,98} = 1501.42$	< 0.001**
Área foliar (mm ²)	3048.32	890.34	$F_{1,98} = 1000.99$	< 0.001**
Diámetro raíz (mm)	1.8	0.8	$F_{1,98} = 581.84$	< 0.001**
Raíces secundarias	3	0	$F_{1,98} = 351.68$	< 0.001**

**Diferencias significativas.

El desarrollo de tejidos presenta diferencias significativas entre las áreas, con una mayor producción de biomasa epigea ($F_{1,8} = 92.64$; $P < 0.001$) y biomasa hipogea ($F_{1,8} = 192.86$; $P < 0.001$) en el área abierta.

DISCUSIÓN

La presencia y dominio de *G. monspessulana* en un área degradada, con suelos poco profundos, responde a los rasgos de historia de vida que le facilitan la colonización de esos sitios. Esta especie presenta características de especies pioneras y alta capacidad de competencia con el resto de especies. En condiciones intertropicales de alta temperatura y ausencia de controladores biológicos, *G. monspessulana* puede establecerse en diferentes escenarios ecológicos dada su capacidad de generar un banco entre 30 000 y 100 000 semillas.m⁻² (Sheppard, 2000) que tienen dispersión balística (obs. pers.) y resistencia y viabilidad por largos periodos de tiempo (García et al., 2007). Esta especie presenta tasas de regeneración altas, a través de renuevos vegetativos o a partir de semillas (Barrera et al., 2010), que permite la formación de un banco

de semillas abundante y persistente en el tiempo a la espera de la ocurrencia de un disturbio para su activación y recolonización. Además, la capacidad de fijar nitrógeno le permite cambiar rápidamente las condiciones fisicoquímicas del suelo, lo que favorece la persistencia de la especie invasora y la exclusión de especies nativas (Quiroz, 2009).

El establecimiento de *G. monspessulana* corresponde a las áreas con suelos arcillosos y compactados con adición de materiales estériles y horizontes orgánicos poco desarrollados, donde predomina la colonización de especies ruderales, exóticas y el establecimiento de plantaciones forestales. Esta observación se relaciona con lo descrito por García et al. (2014), quienes registran a *G. monspessulana* en paisajes con fuertes disturbios en plantaciones forestales y matorrales, escenarios alterados con alta incidencia lumínica y disponibilidad de minerales en el suelo que favorecen el proceso de invasión. Esta especie oportunista genera rápidamente coberturas en el estrato rasante o herbáceo y comienzan un proceso de competencia interespecífica por los recursos y espacios, lo que provoca la homogenización de la comunidad y la exclusión de especies poco competitivas o de estadios sucesionales tardíos (Ríos & Vargas, 2003).

La eliminación de los individuos adultos de *G. monspessulana* y el control de las gramíneas en el área, sumado al enriquecimiento con especies nativas, permite la reactivación del proceso sucesional (Vargas *et al.*, 2010) y el direccionamiento del mismo a la estructuración de una vegetación arbustiva y arbórea zonal. Durante el proceso sucesional en este tipo de escenarios de disturbio es común la aparición de especies oportunistas o pioneras que generan cobertura vegetal, así como cambios edáficos y microclimáticos que posteriormente permitirán el arribo de especies tardías o de lento crecimiento (Vargas, 2008), características de ecosistemas maduros. Sin embargo, en áreas disturbadas la dinámica de arribo y expresión del banco de semillas germinable facilita la presencia de especies exóticas, incluso con características invasoras (Fernández-Méndez *et al.* 2016; Romero *et al.* 2016).

El acceso a la radiación lumínica determina el patrón de regeneración y desarrollo de los individuos de *G. monspessulana*, producto de la expresión del banco de semillas. En el área con alta incidencia lumínica (>22 000 lux) la densidad de individuos adultos de *G. monspessulana* es de 2 individuos.m⁻². Estos tienen una alta producción de semillas viables (Miranda, 2003), que son dispersadas hasta cuatro metros de distancia (Quiroz *et al.*, 2009) y almacenadas en el suelo, donde la germinación es activada bajo diferentes disturbios. La expresión del banco de semillas se ve favorecida por las altas temperaturas en el suelo que activan el mecanismo de germinación (García *et al.*, 2010) y generan hasta 900 individuos.m⁻², en concordancia con lo reportado por Pauchard *et al.* (2008), las cuales crecen agrupadas en áreas desprovistas de vegetación herbácea, formando pequeños parches poblacionales.

El crecimiento inicial está dirigido a la apertura de los cotiledones y elongación de la raíz principal con la formación de numerosas vellosidades, aumentando el área de absorción de nutrientes y agua. En los meses siguientes la producción de tejidos de los individuos juveniles se concentra en la

elongación del tallo para ganar mayor altura y obtener mayor espacio, luz y el incremento de folíolos y área foliar para aumentar la tasa fotosintética y proveer de energía al individuo. En la sección radicular se dinamiza el proceso de engrosamiento de la raíz y formación de raíces secundarias para incrementar el área de absorción y de anclaje al sustrato, facilitando el proceso de competencia y persistencia. Conforme se desarrollan las raíces secundarias, se forman nódulos radiculares producto de una asociación mutualista con cepas de *Rhizobium* spp y *Bradyrhizobium* spp (Aarcón *et al.*, 1997) que permiten la fijación de nitrógeno, mejorando así la capacidad de absorción de nutrientes disueltos (González, 1997).

En el área bajo dosel arbóreo la regeneración de los individuos de *G. monspessulana* presenta una dinámica diferente, con formación de matorrales menos densos (<1 individuo.m⁻²). En este sitio las semillas dispersadas no se depositan directamente en el suelo, sino en la hojarasca, disminuyendo la densidad del banco de semillas. Por tanto, la densidad de plántulas es baja, con individuos aislados y coberturas inferiores al 1% del total del área y densidad aproximada de 110 semillas.m⁻². Esta observación se compara con lo encontrado en Chile por García *et al.* (2015), que registran una densidad de 319 plántulas.m⁻² en un área de influencia boscosa y se complementa con lo reportado por Gómez *et al.* (2012), donde bajo condiciones de limitantes lumínicas se encuentra baja abundancia de individuos de *G. monspessulana*, en relación al banco de semillas existente. La germinación de las semillas y el crecimiento de los individuos están limitados a la baja disponibilidad lumínica que genera la cobertura arbórea y la capa de hojarasca. Se desarrollan plántulas con raíces profundas, delgadas y presencia de vellosidades, tallos elongados y curvados con cotiledones grandes. Dada la estructura poco resistente de las plántulas a los diferentes disturbios y la limitante lumínica para la producción de energía, el crecimiento epigeo e hipogeo es lento en los dos primeros meses, incrementándose desde el tercer mes de desarrollo.

Los individuos persistentes presentan una activación del crecimiento epigeo, elongando el tallo y generando foliolos con área foliares grandes, al mismo tiempo que se incrementa la elongación de la raíz, pero sin formar raíces secundarias que le permitan aumentar la tasa de absorción de nutrientes (Lascano & Spain, 1991) y mejoren el anclaje al sustrato. Este patrón de crecimiento está relacionado con la limitante en la producción energética que restringe la formación de tejidos nuevos. La inversión en biomasa está dirigida a la formación de las estructuras foliares con amplia área de captación lumínica para maximizar la producción energética requerida en los procesos de desarrollo. Resultados similares fueron reportados por Taboada (2013) para *Genista florida*, en la que observó un crecimiento equivalente de la biomasa de la raíz y la biomasa aérea de las plántulas durante los primeros tres meses.

De acuerdo al desarrollo de los individuos de *G. monspessulana* en las dos áreas evaluadas, se encontró que la regeneración y el crecimiento inicial es mayor en el área abierta, mientras que para el área bajo dosel arbóreo el número de individuos va decreciendo, probablemente debido a las limitadas condiciones de acceso lumínico. En cada sitio los individuos presentan una inversión en el crecimiento epigeo e hipogeo constante, con dos etapas de inactividad en los individuos que se desarrollan en el área bajo dosel arbóreo.

En las etapas iniciales de desarrollo los factores de luz, nutrientes y agua son fundamentales para el crecimiento de las plántulas (Baruch & Fisher, 1991), siendo los altos niveles de radiación lumínica en leguminosas el factor relacionado con la sobrevivencia y el vigor de la planta (Romo, 2005; Pavón *et al.*, 2011; Vega *et al.*, 2011). Dado que la disponibilidad de energía por radiación lumínica en el área abierta es mayor, los individuos de *G. monspessulana* la orientan al incremento del área foliar y formación de mayor número de foliolos. De igual manera, hay engrosamiento de las estructuras de soporte, generando raíces secundarias y múltiples vellosidades radicales. Este tipo de

inversión no se observó en los individuos bajo el dosel arbóreo lo que los hace más susceptibles a pequeños disturbios probablemente incrementando la mortalidad.

Asociado al desarrollo morfológico, y posiblemente a las condiciones edáficas, los individuos del área abierta presentaron asociaciones mutualistas con microorganismos del suelo, evidenciable a través de la formación de nódulos. Esto les permite incrementar la tasa de absorción de nutrientes y fijación de nitrógeno, aumenta su capacidad fotosintética y, sumado a la mayor disponibilidad del recurso lumínico, contribuye a que tenga una mayor competitividad que facilita el proceso de establecimiento de la especie sobre otras especies colonizadoras.

CONCLUSIONES

El desarrollo de los individuos de *G. monspessulana*, presentó diferencias en la morfología en los dos diferentes escenarios ecológicos. Con mayor incidencia lumínica, los individuos de *G. monspessulana* muestran un rápido desarrollo de las hojas para la captación lumínica y de raíces para el soporte y anclaje al sustrato, así como la presencia de asociaciones mutualistas con microorganismos que les permite mayor absorción de nitrógeno. Bajo dosel arbóreo los individuos de *G. monspessulana* presentan un lento crecimiento, limitado por la cobertura de hojarasca y la baja disponibilidad lumínica necesaria para la producción de energía. Esto les impide formar estructuras para soporte, quedando susceptibles a diferentes tipos de disturbio durante la etapa inicial del desarrollo.

Estos resultados tienen implicaciones en el control de la expresión del banco de semillas de *G. monspessulana*, que requiere de estrategias de control continuas en los diferentes escenarios donde se realicen procesos de restauración ecológica, pero con mayor frecuencia e intensidad en las áreas donde haya más incidencia lumínica.

Para las áreas bajo dosel arbóreo, las prácticas de control de expresión del banco plantular pueden hacerse en periodos entre cuatro y seis meses, ya que en su etapa inicial de desarrollo no presentan estructuras de soporte y anclaje que supongan dificultad para su remoción, además que la mortalidad de plántulas e individuos juveniles que no se adaptan a las condiciones lumínicas y de acceso a recursos es mayor. Sin embargo, se debe considerar que puede haber individuos remanentes que pueden convertirse en un nuevo foco de invasión. Por lo tanto, la duración del control plantular estará sujeto al agotamiento del banco de semillas hasta que se reduzca el riesgo de recolonización, al tiempo que se facilita el establecimiento de una cobertura vegetal nativa.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece al Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis y el equipo de restauración ecológica de la Subdirección Científica por la financiación y apoyo para el desarrollo del proyecto de investigación. A la bióloga Alba Luz González por su asesoría estadística y cartográfica.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alarcón, E., Lozano, A. & Chaparro, H. (1997). Caracterización fenotípica de aislamientos rizobianos de

acacia (*Acacia sp.*) y retamo (*Genista monspessulana*). *Revista Colombiana de Química*, 26(2), 21-33.

Barrera, J. & Valdés, C. (2007). Herramientas para abordar la restauración ecológica en áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum*, 12, 12-24.

Barrera, J., Contreras, S., Garzón, N., Moreno, A. & Montoya, S. (2010). Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana. 403 p.

Baruch, Z. & Fisher, M. (1991). Factores climáticos y de competencia que afectan el desarrollo de la planta en el establecimiento de una pastura. En C. Lascano, C. & J. Spain, Establecimiento y renovación de pasturas. Conceptos, experiencias y enfoque de la investigación. Cali (Colombia): CIAT. 426 p.

Bohórquez, C. (2013). Determinación del potencial de restauración ecológica en el Parque Nacional Enrique Olaya Herrera, II Etapa. *Colombia Forestal*, 16(2), 200-215.

Cook, B. S. & Smith, L. (2014). Prerelease efficacy test of the psyllid, *Arytinnis hakani*, a prospective biological control agent of the invasive weed *Genista monspessulana*. *Biocontrol Science and Technology*, 24(6), 641-651.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2010). Estrategia nacional sobre especies invasoras en México. Prevención, control y erradicación. México D.F.: Offset Rebosán, S.A. de C.V. 110 p.

Fernández-Méndez, F., Velasco-Salcedo, V., Guerrero-Contecha, J., Galvis, M. & Viana, A. (2016). Recuperación ecológica de áreas afectadas por un incendio forestal en la microcuenca Tintales (Boyacá, Colombia). *Colombia Forestal*, 19(2), 143-160.

García, R., Pauchard, A. & Peña, E. (2007). Banco de semillas, regeneración y crecimiento de *Genista monspessulana* (L.) K. Koch después de un incendio forestal. *Gayana Botánica*, 64(2), 201-210.

García, R., Pauchard, A., Cavieres, L., Peña, E. & Rodríguez, M. (2010). El fuego favorece la invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al aumentar su germinación. *Revista chilena de historia natural*, 83(3), 443-452.

- García, R., Pauchard, A. & Escudero, A.** (2014). French broom (*Teline monspessulana*) invasion in south-central Chile depends on factors operating at different spatial scales. *Biological Invasions*, 16, 113-124.
- García, R., Engler, M., Peña, E. Pollnac, F. & Pauchard, A.** (2015). Fuel characteristics of the invasive shrub *Teline monspessulana* (L.) K. Koch. *International Journal of Wildland Fire*, 24, 372-379.
- Geerts, S., Botha, P., Visser, V., Richardson, D. & Wilson, J.** (2013). Montpellier broom (*Genista monspessulana*) and Spanish broom (*Spartium junceum*) in South Africa: An assessment of invasiveness and options for management. *South African Journal of Botany*, 87, 134-145.
- Gómez, P., Bustamante, R. & San Martín, J.** (2012). Estructura poblacional de *Teline monspessulana* (L.) K. Koch en fragmentos de bosque maulino en Chile central. *Gayana Botánica*, 69(1), 197-200.
- González, A.** (1997). Leguminosas arbustivas en sistemas agrarios sostenibles. *Vida Rural*, 51, 74-78.
- Gutiérrez, F.** (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Arfo Editores e Impresores. 156 p.
- Herrera, A., Carruthers, R. & Mills, N.** (2011). Introduced populations of *Genista monspessulana* (French broom) are more denser and produce a greater seed rain in California, USA, than native populations in the Mediterranean Basin of Europe. *Biological Invasions*, 13(2), 369-380.
- Lascano, C. & Spain, J.** (1991). Establecimiento y renovación de pasturas. Conceptos, experiencias y enfoque de la investigación. Cali (Colombia): Ciat. 426 p.
- Miranda, V.** (2003). Caracterización del banco edáfico de *Genista monspessulana* (L.) K. Koch en tres sitios de la provincia de Concepción. (Tesis de pregrado, Facultad de Ciencias Forestales). Concepción (Chile): Universidad de Concepción. 133 p.
- Montoya, S.** (2004). Guía técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital. Bogotá: Dama. 77 p.
- Pauchard, A., García, R., Peña, E., González, C., Cavie-res, L. & Bustamante, R.** (2008). Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Genista monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions*, 10, 547-553.
- Pavón, N., Ballato-Santos, J. & Pérez-Pérez, C.** (2011). Germinación y establecimiento de *Mimosa aculeaticarpa* var. *biuncifera* (Fabaceae-Mimosoideae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 653-661.
- Quiroz, C., Pauchard, A., Marticorena, A. & Cavieres, L.** (2009). Manual de plantas invasoras del centro-sur de Chile. Concepción (Chile): Universidad de Concepción. 45 p.
- R Core Team.** (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing. Vienna. Recuperado de: <https://www.R-project.org/>
- Ríos, H. & Vargas, O.** (2003). Ecología de las especies invasoras. *Pérez Arbelaezia*, 14, 119-148.
- Romero, A., Baquero, N. & Beltrán, H.** (2016). Banco de semillas en áreas disturbadas de bosque subandino en San Bernardo (Cundinamarca, Colombia). *Colombia Forestal*, 19(2), 181-194.
- Romo, M.** (2005). Efecto de la luz en el crecimiento de plántulas de *Dipteryx micrantha* Harms "shihuahuaco" transplantadas a sotobosque, claros y plantaciones. *Ecología aplicada*, 4, 1-8.
- Sanhueza, C. & Zalba, S.** (2014). Banco de semillas, germinación y longevidad de semillas de retama (*Spartium junceum*, Fabaceae): implicancias para su control. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(1), 67-76.
- Secretaría Distrital de Ambiente (SDA).** (2013). Red de monitoreo de calidad del aire de Bogotá (RMCAB). Datos humedad relativa, precipitación y temperatura, Estación San Cristóbal. Recuperado de: <http://ambientebogota.gov.co/red-de-calidad-del-aire>
- Sheppard, A.** (2000). Selection and testing of biological control agents for control of french broom *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson. Oregon (EE.UU.): Department of Agriculture. 38 p.
- Suna, H.** (2003). Parque Ecológico Distrital de Montaña Entrenubes. Bogotá: Departamento Administrativo del Medio Ambiente. 473 p.

- Taboada, F., Cordine, T & Díaz, E.** (2013). Germinación y crecimiento inicial de leguminosas arbustivas de Galicia (noroeste de España). Memorias del sexto Congreso Forestal Español. Vitoria-Gasteiz: Sociedad Española de Ciencias Forestales. 12 p.
- Vargas, O. (ed).** (2007). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 191 p.
- Vargas, O. (ed).** (2008). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la reserva forestal municipal de Cogua, Cundinamarca. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 372 p.
- Vargas, O., Reyes, S., Gómez, P. & Díaz, J.** (2010). Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 92 p.
- Vargas, O. & Reyes S. (eds).** (2011). La restauración ecológica en la práctica. Memorias del I Congreso colombiano de restauración ecológica y II Simposio nacional de experiencias en restauración ecológica. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 933 p.
- Vega, C., Meglioli, P. & Villagra, P.** (2011). *Prosopis al-pataco* Phil. (Fabaceae, Mimosoideae). *Kurtziana*, 36(2), 53-64.
- Villegas, S., Ospina, O., Escobar, G., Ramírez, W. & Sánchez, J.** (2013). Plan Nacional de Restauración. Restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 100 p.





CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE DE TIERRA FIRME DEL RESGUARDO NONUYA-VILLAZUL, AMAZONIA COLOMBIANA

Carbon stock in a unflooded forest of the Nonuya-Villazul indigenous reservation in the Colombian amazon

Edwin Paky¹, Fabián Moreno² & Esteban Álvarez-Dávila³

Paky, E., Moreno, F. & Álvarez-Dávila, E. (2017). Contenido de carbono en un bosque de tierra firme del resguardo Nonuya-Villazul, amazonia colombiana. *Colombia Forestal*, 20(2), 144-157.

Recepción: 18 de noviembre 2016

Aprobación: 22 de mayo 2017

Resumen

La implementación de los programas REDD+ requiere estimaciones precisas del carbono forestal. En este estudio se reporta el contenido de carbono en un bosque de tierra firme del Resguardo Villazul-Nonuya RVN de la Amazonia colombiana, con base en una parcela permanente de 6 ha, y se evalúa su variación espacial y la contribución del sotobosque, dos factores poco considerados. Se encontró una biomasa promedio total de 336.1 ± 14.0 t.ha⁻¹; el 11.5% se encuentra en el sotobosque (DAP 1-10 cm) y el 88.5% corresponde a árboles con DAP ≥ 10 cm; los árboles grandes (DAP ≥ 70 cm) son pocos (4 ± 1 por ha) y tienen una baja contribución a la biomasa (6.8%) en comparación con otros bosques tropicales. La biomasa promedio estimada está dentro del rango reportado para toda la cuenca Amazónica, es superior a la Amazonia Occidental y similar al de Amazonia colombiana. Considerando que el Resguardo VN tiene 208 800 ha en bosques de tierra firme, se estimó un promedio total de 31.0 Mt C (95% IC 29.1 – 32.04). Estos resultados permiten ubicar a los bosques del Resguardo VN en un contexto global y mejorar la precisión de las estimaciones de carbono forestal en la Amazonia colombiana.

Palabras clave: biomasa forestal, cambio climático, monitoreo del bosque, parcela permanente.

Abstract

Implementation of REDD programs requires accurate estimates of forest carbon. This study reports biomass and carbon in a forest of the Nonuya-Villazul indigenous reservation (RVN) in the Colombian Amazon, based on a permanent plot of 6 ha. The local spatial variation of the biomass and the contribution of the undergrowth were evaluated, two factors that are rarely taken into account. A total average biomass of 336.1 ± 14.0 t.ha⁻¹ was found; 11.5% is in the understory (DAP 1-10 cm) and 88.5% corresponds to trees with DBH ≥ 10 cm; large trees (DAP ≥ 70 cm) are few (4 ± 1 ha) and have a low contribution to total biomass (6.8%) compared to other tropical forests. The biomass is within the range reported for the Amazon basin, is superior to the Western Amazon and similar to the Colombian Amazon. Considering that the RVN has 208800 ha in unflooded forests, a total average of 31.0 Mt C (95% CI 29.1 - 32.04) was estimated. These results allow to locate the forests of the RVN in a global context and improve the forest carbon estimations in the Colombian Amazon.

Keywords: forest biomass, climate change, forest monitoring, permanent plot.

1 Universidad de la Amazonia. Florencia, Caquetá. pakybarbosa@gmail.com

2 Grupo de Socio Ecosistemas y Clima Sostenible (GSEC), Fundación ConVida, Medellín, Colombia. unuva_famgo@yahoo.com

3 Escuela ECAPMA, Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD Colombia). esalvarez3000@gmail.com. Autor de correspondencia

INTRODUCCIÓN

En la Amazonia colombiana los resguardos indígenas cubren cerca de 23 millones de hectáreas, la mayor parte cubiertas por bosques (Salinas-Abdala, 2014). Esto implica que las comunidades nativas custodian cerca del 33% del *stock* nacional de carbono forestal en Colombia y, por ello, son actores estratégicos para el cumplimiento de los compromisos internacionales de mitigación del cambio climático (García-Arbeláez *et al.*, 2015). Actualmente, los programas REDD+ se consideran la forma más rápida, económica y rentable de hacer frente a las emisiones por deforestación, de promover la conservación y el manejo sostenible del bosque tropical y mejorar las reservas de carbono forestal (Watch, 2013). Sin embargo, la implementación de los REDD+ en territorios indígenas tienen pros y contras; por un lado, representan una oportunidad de recibir ingresos económicos significativos que pueden servir para suplir las necesidades o deseos de las comunidades, pero al tiempo pueden conducir a la usurpación de sus derechos por parte de personas ajenas o a mayores dificultades debido a nuevas limitaciones en el uso del bosque (Larson *et al.*, 2010). En este contexto, es evidente la importancia que las comunidades indígenas estén bien informadas y capacitadas sobre todos los aspectos e implicaciones culturales, políticas y técnicas de los programas REDD+.

Desde 1990 se desarrollan estudios en la región del medio Caquetá (Amazonia colombiana) con la cooperación de las comunidades locales. Gracias a este apoyo se tienen estimaciones previas de la biomasa forestal que varían entre más de 400 t.ha⁻¹ (Londoño, 2011) y 207.6 t.ha⁻¹ (Asner *et al.*, 2012). De tal manera, es importante contar con nueva información que ayude a reducir esta incertidumbre.

En el presente estudio se caracterizó la variación local en el almacenamiento de carbono en un bosque de tierra firme. Concretamente, se quiso responder a las siguientes preguntas: ¿cuál es la biomasa y el contenido de carbono por hectárea en el bosque? ¿Cómo influye la variación espacial

y la inclusión del sotobosque en las estimaciones de biomasa? De acuerdo con estos resultados, ¿qué tanto carbono, potencialmente, almacenan los bosques del resguardo Villazul Nonuya? ¿Cómo se comparan los resultados con estimaciones previas?

Con este estudio se espera contribuir al conocimiento del carbono forestal en los bosques de la Amazonia donde existen aún muchos vacíos y aportar información para la posible implementación de un programa REDD+ en el resguardo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se localiza en predios de la comunidad indígena de Peña Roja, en el resguardo Nonuya de Villa azul de la región de Araracuara, cuenca media del río Caquetá en la Amazonia colombiana (figura 1). La región del medio Caquetá hace parte de la denominada región noroccidental dentro de la gran cuenca del río Amazonas (Mitchard *et al.*, 2014), y corresponde a un *bosque húmedo tropical* (bh-t) en el sistema de zonas de vida de Holdridge (1982), con temperatura promedio anual de 25.7 °C, precipitación promedio anual de 3059 mm y una distribución de las lluvias unimodal sin estación seca; la época de menor precipitación ocurre durante los meses de diciembre a febrero (Londoño, 2011).

En el 2010, por iniciativa de la comunidad indígena del resguardo, se estableció una parcela permanente (coordenadas -0.66 °S y -72.1 °O) para el monitoreo de la vegetación de 6 ha (200 x 300 m), tomando como base una parcela de 1.8 ha previamente establecida por la fundación Tropenbos en 1990 (Londoño, 2011). La parcela está ubicada en un bosque sin evidencias de intervenciones recientes de origen humano; la fisiografía corresponde al plano sedimentario terciario, o tierra firme, que cubre el 90% de la Amazonia colombiana con una altitud promedio de 60 m sobre el nivel medio del río Caquetá. En el área los suelos se clasifican como Ultisoles (Londoño, 2011).



Figura 1. Localización del área de estudio en la región de Araracuara, Amazonia Colombia (arriba).

Métodos

Trabajo de campo

Dentro de la parcela de 6 ha se midieron todos los árboles con DAP ≥ 10 cm y se colectaron muestras botánicas para identificar los árboles, palmas y lianas; la parcela fue subdividida en parcelas de 1 ha y estas a su vez en cuadrantes de 20x20 m; en el centro de cada cuadrante se delimitó una franja de 2 x 20 m donde se censaron las plantas del sotobosque (DAP 1 – 10 cm).

Estimación de la biomasa y el carbono

Para la estimación del carbono el método más aceptado actualmente es el de utilizar modelos alométricos que permiten calcular la biomasa de los árboles individuales registrados en las parcelas de un inventario forestal, a partir de variables predictoras como el diámetro del tronco (DAP

cm) y la densidad de la madera ($Dm \text{ g.cm}^{-3}$). Para cada parcela se suma la biomasa de los árboles y dependiendo de su área se lleva a unidades de una hectárea (Chave *et al.*, 2005). Posteriormente, la biomasa es convertida en unidades de carbono multiplicándola por un factor de 0.5 (Eggleston *et al.*, 2006).

Para Colombia se cuentan con modelos nacionales de biomasa para las seis zonas de vida más representativas del país, los cuales son usados para estimar la biomasa de los bosques húmedos de la Amazonia (Álvarez *et al.*, 2012; Phillips *et al.*, 2016; Álvarez-Dávila *et al.*, 2017). Para los árboles con DAP ≥ 10 cm se eligió el modelo II.1 de Álvarez *et al.* (2012) que utiliza el DAP y la Dm, porque ha demostrado ser el más adecuado para la región. En el caso de los árboles del sotobosque utilizamos una ecuación no publicada (Rodríguez, 1991; Londoño, 2011) que fue construida con árboles pequeños

entre 4-55 cm DAP en un sitio cercano a la parcela de 6 ha y en la misma unidad fisiográfica. Para las palmas de todos los tamaños a las que se pudiera medir de DAP (se excluyen las acaules) se utilizó el modelo de [Goodman et al. \(2013\)](#) para la familia y para lianas el de [Schnitzer et al. \(2006\)](#) (tabla 1). Para las ecuaciones que usan la densidad de la madera esta fue asignada a cada una de las especies, géneros o familias en la parcela a partir de la base de datos Dryad ([Zanne et al., 2009](#)), de acuerdo con [Chave et al. \(2014\)](#).

Se calcularon los promedios y los intervalos de confianza (IC) del 95% para la biomasa y la densidad de tallos mediante el método *bootstraps* con 1000 iteraciones, usando las parcelas de 1 ha para proporcionar información sobre la variación espacial en la biomasa ([Ngo et al., 2013](#)). Se reportaron estimaciones de biomasa por hectárea a nivel de especies y familias, obtenidas al dividir la biomasa total para cada especie y familia en la parcela por el área total muestreada en hectáreas.

Se evaluó la variación espacial con base en parcelas de 0.25 ha (50 x 50 m), considerado el tamaño mínimo representativo para abarcar la variación local en la estructura de los bosques tropicales ([Chave et al., 2004](#)) y en parcelas de 20 x 50 m, que corresponde al tamaño usado más comúnmente para estimar la biomasa de los bosques de Amazonia colombiana ([Phillips et al., 2011](#)). Para evaluar el efecto de la topografía en cada cuadrante de 20 x 20 m se estimó la biomasa, la pendiente en % y la altitud promedio sobre el nivel del río

Caquetá. Posteriormente, se efectuó un análisis de regresión lineal para evaluar si la pendiente, la altitud o ambas explicaban la variación observada en la biomasa. Todos los cálculos se realizaron con Statgraphics XV.I. ([Statgraphics Centurion, 2013](#))

RESULTADOS

Estimación de la biomasa

Se estimó una biomasa para individuos con DAP ≥ 10 cm de 297.6 t.ha⁻¹ equivalentes a 148.8 t.ha⁻¹ de C (IC 95% 165.8-176.8); el 99.5% corresponde a los árboles (tabla 2). En el sotobosque (DAP 1- 10 cm) encontramos un promedio de 7798 tallos.ha⁻¹ (de los cuales el 82.5% fueron árboles, el 14.5% lianas y el resto palmas) que contenían una biomasa promedio de 38.6 t.ha⁻¹ (tabla 2), equivalente al 13% de la biomasa para árboles por encima de este diámetro. Los árboles en el sotobosque contienen la mayor biomasa (11.8%), seguido de las lianas (1.2%), mientras que la contribución de las palmas es mucho menor (no se tuvieron en cuenta las palmas acaules). Considerando la biomasa del sotobosque, se estimó una biomasa promedio total de 336.1 t.ha⁻¹ para el bosque de tierra firme estudiado en el resguardo Villazul-Nonuya. La mayor parte de la biomasa en la parcela se encontró en los árboles de 0-70 cm DAP (tabla 2). Se hallaron pocos árboles grandes; 22 por encima de 50 cm y solo 4 por encima de 70 cm, con una contribución

Tabla 1. Ecuaciones utilizadas para estimar la biomasa. Biom = biomasa (kg/árbol), DAP = diámetro (cm), At = Altura total (m), Dm = densidad de la madera (g/cc).

Código del modelo	Tipo de bosque	Modelo para las biomásas del árbol (kg)	Fuente
1	Árboles DAP ≥ 10 cm	Bh-T Colombia $\exp((2.406 - 1.289 \cdot \ln(\text{DAP}) + 1.169 \cdot (\ln(\text{DAP}))^2 - (0.122 \cdot \ln(\text{DAP}))^3 + (0.445 \cdot \ln(\text{Dm})))$	Álvarez et al. (2012)
2	Árboles 1-10 cm	Amazonia Col $\exp(-1.6028 + (2.4242 \cdot \ln(\text{DAP})))$	Rodríguez (2001)
3	Palmas	Amazonia $\exp(-3.3488 + 2.7483 \cdot \ln(\text{DAP}))$	Goodman et al. (2013)
4	Lianas	Amazonia $\exp(-1.484 + 2.657 \cdot \ln(\text{DAP}))$	Schnitzer et al. (2006)

relativamente menor a la biomasa total del bosque; 25.1% con respecto al total en el caso de los mayores a 50 cm y 6.8% en el caso de los mayores a 70 cm. Es destacable que en el bosque estudiado la biomasa de los árboles por debajo de 10 cm, fue superior que la biomasa de los árboles grandes con $DAP \geq 70$ cm.

Las 10 especies de árboles más importantes en términos de biomasa representaron el 37.2 % del total (tabla 3). El árbol más abundante en nuestra parcela, *Pseudomonotes tropenbosii*, representó el 9.9 %. Las 20 especies con mayor biomasa para toda la amazonia pertenecen a 13 familias

(Fauset *et al.*, 2015), 8 de las cuales están entre las 10 con mayor biomasa en el bosque de tierra firme estudiado (Fabaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Lauraceae, Vochysiaceae, Apocynaceae, Burseraceae y Moraceae; tabla 3).

Variación local

La variación en la biomasa total entre parcelas contiguas de 1 ha fue relativamente alta (rango 272.2-322.7 t.ha⁻¹), con un promedio de 297.6 t.ha⁻¹. Cuando se considera un tamaño de parcela de 50 x 50 m, la variación se incrementó

Tabla 2. Distribución de la densidad de tallos y de la biomasa en categorías de tamaño. Se presenta el promedio por hectárea (Prom) para la parcela de 6 ha, la desviación estándar (De), los intervalos del 95% de confianza bootstrapping, inferior (ICi) y superior (ICs) y el % con respecto al total.

Rango	Prom	De	ICi	ICs	%	Prom	De	ICi	ICs	%
Densidad de tallos n/ha						Biomasa t.ha⁻¹				
0-10	7182	811	6612	7698	89.8	38.6	8.9	32.1	44.5	11.5
10-50	794	95	731	857	9.9	213.4	23.5	197.5	230.2	63.5
10-70	812	93	751	875	10.2	274.8	22.9	260.1	291.2	81.8
>10	816	92	750	871	10.2	297.6	18.8	284.4	310.4	88.5
>50	22	5	18	25	0.3	84.2	22.0	68.1	98.8	25.1
>70	4	1	3	5	0.0	22.8	10.3	16.6	30.0	6.8
Total	7998	804	7460	8497		336.1	14.0	326.0	344.5	

Tabla 3. 10 especies y familias con mayor biomasa (t.ha⁻¹) y su contribución (%) a la biomasa total, para árboles con $DAP \geq 10$ cm.

Especie	Familia	Biom t.ha ⁻¹	%	Familia	Biom t.ha ⁻¹	%
<i>Pseudomonotes tropenbosii</i>	Dipterocarpaceae	29.3	9.9	Fabaceae	68.8	23.1
<i>Swartzia amplifolia</i>	Fabaceae	25.3	8.5	Dipterocarpaceae	29.3	9.9
<i>Eschweilera punctata</i>	Lecythidaceae	10.4	3.5	Lecythidaceae	23.9	8.0
<i>Monopteryx uauco</i>	Fabaceae	10.0	3.4	Sapotaceae	18.6	6.3
<i>Aspidosperma excelsum</i>	Apocynaceae	8.2	2.7	Lauraceae	15.6	5.2
<i>Erismia splendens</i>	Vochysiaceae	6.2	2.1	Vochysiaceae	14.7	4.9
<i>Scleronema micranthum</i>	Malvaceae	5.4	1.8	Apocynaceae	14.6	4.9
<i>Brosimum rubescens</i>	Moraceae	4.8	1.6	Myristicaceae	13.0	4.4
<i>Clathrotropis macrocarpa</i>	Fabaceae	4.7	1.6	Burseraceae	12.0	4.0
<i>Eschweilera laevicarpa</i>	Lecythidaceae	4.3	1.4	Moraceae	10.3	3.5
Total		108.5	36.5	Total	220.8	74.2

considerablemente, entre 224.2 a 419.6 t.ha⁻¹; aún más para parcelas de 20 x 50 m (rango 156.5 a 604.7 t.ha⁻¹). De acuerdo con la [figura 2](#), no se observó ningún patrón explícito de autocorrelación espacial para los diferentes tamaños de parcela considerados, ni tampoco una relación entre la biomasa con la pendiente o la elevación. El análisis de regresión entre la biomasa en parcelas de 20x20 m no mostró ningún efecto de la pendiente ($R^2 = 2.2\%$; $F = 3.40$; $P = 0.0671$) o de la elevación ($R^2 = 0.5$; $F = 0.64$; $P = 0.425$), ni de las dos variables combinadas ($R^2 = 0\%$; $F = 0.47$; $P = 0.629$).

Contenido de carbono de los bosques del resguardo Villazul

Considerando que el resguardo Villazul Nonuya tienen un área total de 260 933 ha, y asumiendo que el bosque de tierra firme corresponde significativamente a la mayor proporción del resguardo, la mejor estimación de la biomasa con el promedio y los IC para 1 ha es de 88.5 millones de toneladas (95% IC 84.6–92.4) lo que equivale a un contenido total de carbono de 44.3 t (95% IC 42.9-45.6).

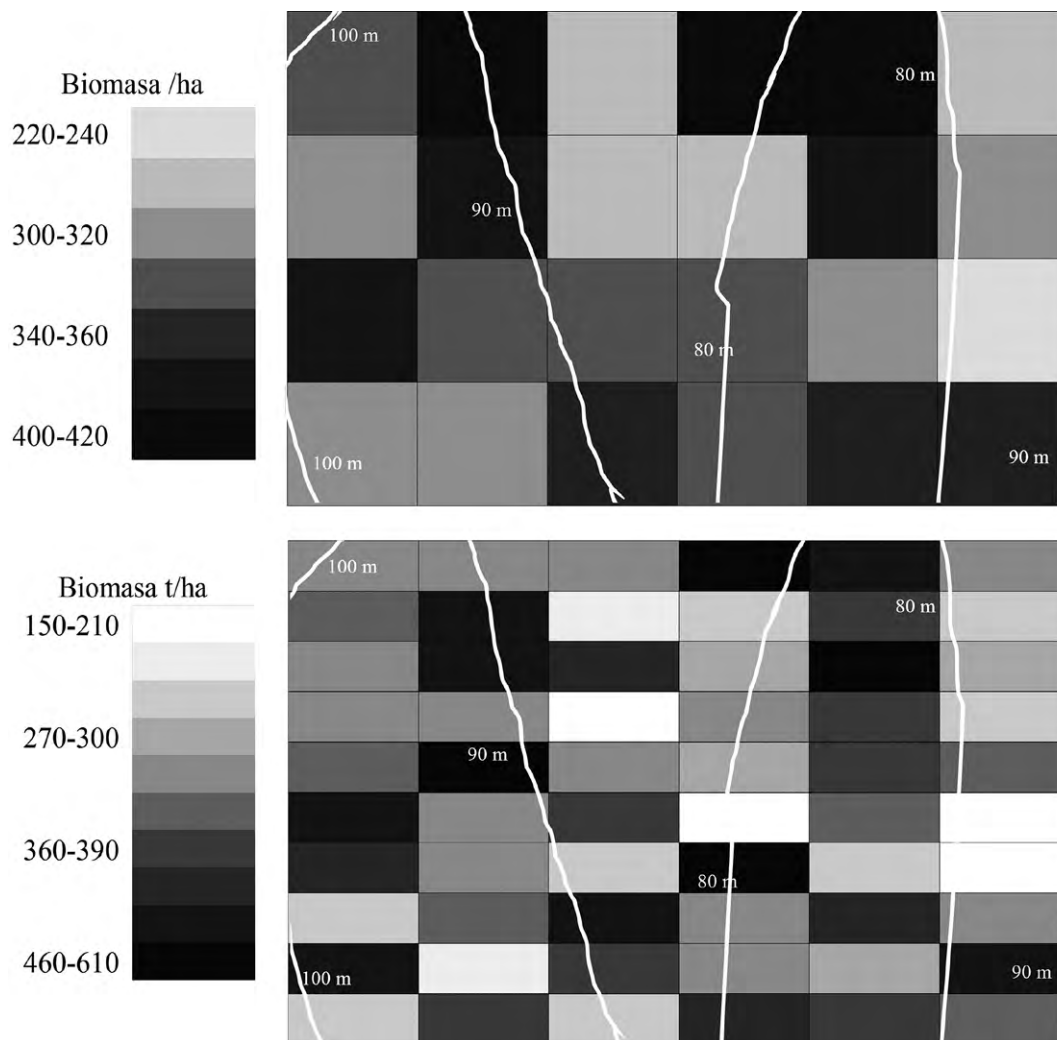


Figura 2. Variación espacial en la biomasa total t.ha⁻¹ en la parcela de 6 ha en Peña Roja, mostrando la variación en la altura de la parcela con respecto al nivel medio del río Caquetá (líneas blancas). Los tonos de grises indican la variación en biomasa en subparcelas de 50 x 50 m (arriba) de 20 x 50 m (abajo).

DISCUSIÓN

En comparación con otros bosques tropicales de tierras bajas, el valor promedio de biomasa encontrado en el presente estudio para árboles con $DAP \geq 10$ cm es similar al promedio para las Américas ($287.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Slik *et al.*, 2013), pero más bajo que los reportes promedio para Asia (393.24), África (393.3) (Slik *et al.*, 2013) y Australia ($513.6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Bradford *et al.*, 2014; Murphy *et al.*, 2013). Aunque la Amazonia colombiana alberga la mayor extensión de bosques del país, los estudios

sobre la biomasa forestal y el almacenamiento de carbono en campo son pocos (Phillips *et al.*, 2016; Álvarez-Dávila *et al.*, 2017). Aun así, existen mapas elaborados a partir de sensores remotos a nivel nacional (Anaya *et al.*, 2009; Galindo *et al.* 2011), regional, para una porción de la Amazonia (Asner *et al.*, 2012), y mapas pantropicales de biomasa (Baccini *et al.*, 2012; Saatchi *et al.*, 2011), de donde es posible extraer información para el sitio de estudio. La comparación de la biomasa para árboles con $DAP \geq 10$ cm (figura 3) muestra que las estimaciones previas para Colombia son divergentes con

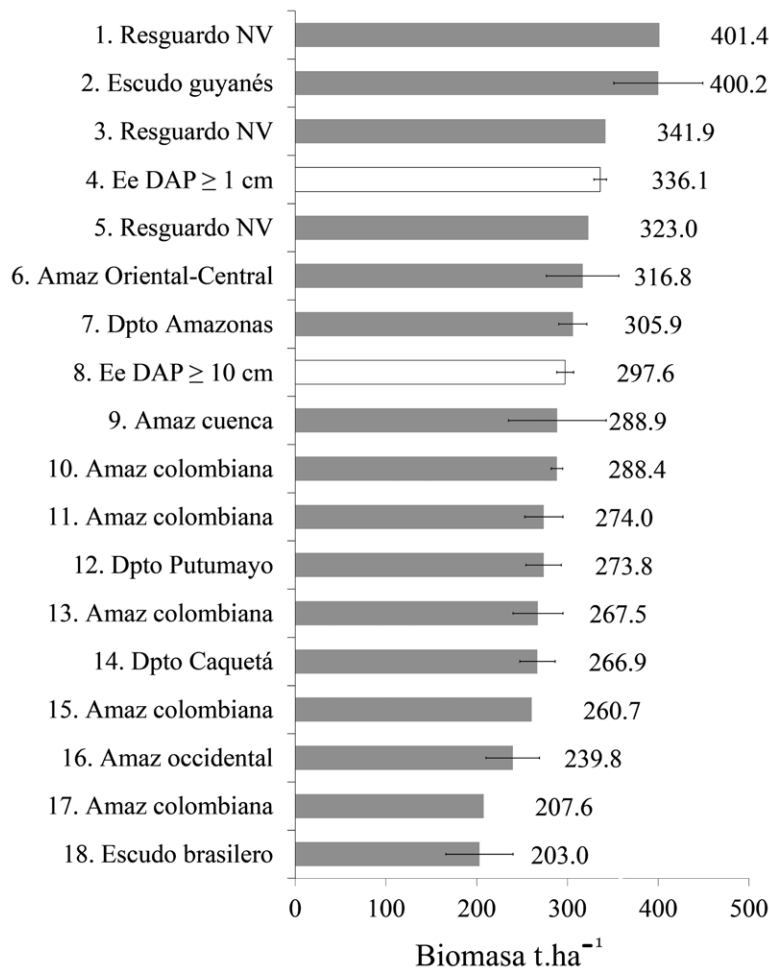


Figura 3. Comparación de la biomasa ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) estimada en este estudio (Ee) para árboles con $DAP \geq 1$ cm y $DAP \geq 10$ cm, con otros reportes para el medio Caquetá, la Amazonia colombiana y la cuenca Amazónica. Se presentan los valores reportados por los diferentes autores, y su respectiva desviación estándar cuando esta estuvo disponible. Fuente: Álvarez *et al.* (2017) (13); Anaya *et al.* (2009) (15); Asner *et al.* (2012) (17); Baccini *et al.* (2012) (5); Galindo *et al.* (2011) (7, 11, 12, 14); Londoño (2011) (3); Mitchard *et al.* (2014) (2, 6, 9, 16, 18); Phillips *et al.* (2016) (10); Saatchi *et al.* (2011) (1).

respecto a la biomasa encontrada en el presente estudio ($297.6 \pm 18.8 \text{ t.ha}^{-1}$), como en el caso de los mapas pantropicales que reportan una alta biomasa entre (323.0 a 401.4 t.ha^{-1}) y el trabajo de [Asner et al. \(2012\)](#) que reporta un valor relativamente bajo de 207.6 t.ha^{-1} , pero similar al valor reportado recientemente para la Amazonia por [Phillips et al. \(2016\)](#) de $288.4 \pm 12.6 \text{ t.ha}^{-1}$. En el contexto de los datos más recientes para la cuenca Amazónica ([Mitchard et al. 2014](#)), la biomasa en este estudio es más similar a la de los bosques de Amazonia oriental-central (316.8 ± 79.7), que a los de Amazonia occidental ($239.8 \pm 58.8 \text{ t.ha}^{-1}$).

Los árboles, lianas y palmas del sotobosque almacenaron 11.5% de la biomasa con respecto al total. Este resultado se corresponde con un estudio en Amazonia central donde se reporta hasta de 9.4% para árboles ([Nascimento & Laurance, 2002](#)) pero contrasta con otros a nivel mundial que reportan valores promedio de 5.5% (95% IC 4.3-6.9) ([Vincent et al., 2015](#)). Este promedio para bosques tropicales proviene de los reportes de 4.8% en Gabón ([Memiaghe et al., 2016](#)), entre 2.7-4.2% en Panamá ([Chave et al., 2003](#); [Kirby & Potvin, 2007](#)), 7.5-7.8% en la amazonia ecuatoriana ([Valencia et al., 2009](#)), 4.58% en Singapur ([Ngo et al., 2013](#)) y 7.2% en Papua Nueva Guinea ([Vincent et al., 2015](#)).

Los resultados contrastan también con otros trabajos que indican que los árboles grandes con $\text{DAP} \geq 70 \text{ cm}$ almacenan gran parte de la biomasa de los bosques tropicales. En nuestro caso, incluso la biomasa del sotobosque fue mayor que la de los árboles grandes. Un resultado similar al del presente estudio fue reportado por [Lin et al., \(2012\)](#) en los bosques subtropicales de hoja perenne de China, donde los árboles de pequeño diámetro aportaron el 10.4% de la biomasa total sobre el suelo, más que los árboles de 50 cm de DAP. Diferentes autores atribuyen la baja biomasa de los árboles grandes reportada en algunos sitios a una mayor dinámica del bosque; mayores tasas de mortalidad de árboles dan como resultado un bosque más heterogéneo a escala local donde las áreas recientemente perturbadas contienen mayor número de

árboles pequeños que áreas adyacentes. En general, se espera que los bosques más dinámicos almacenen menos carbono en general, tengan mayor variación espacial, menos biomasa en los árboles grandes y proporcionalmente más carbono en los árboles pequeños, en comparación con los bosques menos dinámicos ([Vincent et al., 2015](#)). Los estudios a nivel de la cuenca amazónica indican, en general, que en la parte noroccidental, más cerca de los Andes, los suelos son más fértiles y albergan bosques más dinámicos con mayores tasas de mortalidad de árboles y menor biomasa promedio que los de la región central-oriental y los del escudo Guayanés ([Quesada et al., 2012](#)). De hecho, [Chao et al., \(2008\)](#) mostraron que los bosques de la Amazonia occidental en el norte de Perú tienen una tasa de mortalidad del 2.5%, mientras que en los bosques del escudo guayanés en la Amazonia oriental es solo del 1.5%. Sin embargo, en el caso del presente estudio la explicación de la alta biomasa del sotobosque puede ser más compleja. En primer lugar, la tasa de mortalidad reportada por [Londoño et al., \(2011\)](#) para el bosque es inusualmente baja (1.1% para un período de 8.6 años) y puede estar relacionada con la poca fertilidad de los suelos y particularmente con el bajo contenido de fósforo, un elemento que determina las tasas de rotación de los árboles a escala de Amazonia ([Quesada et al., 2012](#)). En segundo lugar, la baja fertilidad de estos suelos se relaciona principalmente con el material parental altamente lixiviado, que proviene del escudo de Guayana ([Duivenvoorden et al., 2005](#)). En este sentido, una alta biomasa de árboles con $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ en asociación con un reducido número de árboles grandes y una baja rotación de árboles puede estar asociada en nuestro caso con una alta biomasa del sotobosque. Desafortunadamente, los datos de biomasa del sotobosque para la Amazonia son escasos en la literatura científica, con algunas pocas excepciones ([Mello et al., 2016](#); [Nascimento & Laurance, 2002](#)). La ausencia de árboles grandes puede ser una razón que promueve el desarrollo de un sotobosque denso y con alta biomasa, independiente de la dinámica del

bosque. Por consiguiente, la dinámica de los árboles pequeños puede ser relativamente importante para la función global del ecosistema como lo sugieren algunos autores (Royo & Carson, 2006), una conclusión opuesta de otros estudios que muestran una contribución mayor de los árboles de gran diámetro (Bastin *et al.*, 2015; LaFrankie *et al.*, 2006; Lutz *et al.*, 2012; Slik *et al.*, 2013).

La heterogeneidad local

La variación observada a medida que se reduce el tamaño de las subparcelas contiguas, dentro de las 6 ha (figura 3), apoya el concepto de que los bosques maduros son un mosaico constituido por diferentes fases de sucesión y acumulación de biomasa (Chambers *et al.*, 2013). Una consideración importante que debe ser tomada en cuenta cuando se quiere evaluar con precisión el almacenamiento de carbono (Chave *et al.*, 2001; Chave *et al.*, 2003), especialmente a escala del paisaje (Magnabosco-Marra *et al.*, 2016). Algunos autores muestran que un número relativamente pequeño de parcelas permite evaluar con precisión el carbono forestal a escala del paisaje siempre y cuando se distribuyan aleatoriamente (Sierra *et al.*, 2007) y se logre una adecuada representación de la variación espacial de la biomasa (Magnabosco-Marra *et al.*, 2016). Sin embargo, los estudios en parcelas grandes, o relativamente grandes como la del presente estudio en la Amazonia colombiana, muestran que la variación local puede ser tan importante como la regional (Réjou-Méchain *et al.*, 2014; Vincent *et al.*, 2015). En muchos estudios con parcelas pequeñas se presentan sesgos, ya que con frecuencias su localización se elige en función de la presencia de árboles grandes y de una apariencia no perturbada del bosque (Phillips *et al.*, 2002). Las mediciones obtenidas de parcelas pequeñas, cuando se extrapolan a escalas más grandes, pueden afectar dramáticamente las estimaciones de carbono a nivel del paisaje. Recientemente, Réjou-Méchain *et al.*, (2014) demostraron que el error de muestreo en la estimación

de la biomasa se incrementa en una magnitud de 1 a 3 cuando se reduce el tamaño de la parcela de 1 ha a 0.1 ha, con grandes implicaciones para la precisión con que se estima el carbono a escala del paisaje. Las parcelas grandes reducen este sesgo y mejoran la precisión ya que integran etapas sucesionales, topografía y otras fuentes de heterogeneidad local que influyen en la estimación de la biomasa (Chave *et al.*, 2003).

Estimación del almacenamiento de carbono en el resguardo Villazul-Nonuya

Se realizó una extrapolación para los bosques del resguardo Villazul-Nonuya con los diferentes reportes de la literatura para efectos de comparación. El carbono se estimó para todo el resguardo, pero esto tiene algunas restricciones pues además de los bosques de tierra firme sobre el Plano sedimentario terciario en el área existe otra variedad de tipos de bosque (inundables, arenas blancas, etc.), bosques sucesionales y áreas de cultivo (Duivenvoorden, 1995) en una extensión aproximada al 20% de su área, de acuerdo con información extraída a partir de un mapa digital del resguardo y el mapa de ecosistemas de Colombia (Ideam *et al.*, 2007). Asumiendo esta restricción, para las 260 393 ha del resguardo se estimó un contenido de carbono entre 27.1 a 52.4 megatoneladas (Mt) calculadas con el promedio para la amazonia de Asner *et al.*, (2012) y el valor para el sitio obtenido del mapa Pantropical de Saatchi *et al.*, (2011) (tabla 4).

De igual manera, considerando la heterogeneidad espacial de la biomasa dentro de la parcela de 6 ha se obtuvieron valores para los árboles con $DAP \geq 10$ cm entre 37.15 a 40.48 Mt, para parcelas de 1 ha, y entre 36.27 a 41.36 Mt para las subparcelas de 0.1 ha. Este ejemplo muestra claramente que la variación espacial y el tamaño de la parcela determinan la incertidumbre de las estimaciones de la biomasa, similar que en otros estudios (Chave *et al.*, 2004). Por tal razón, las estimaciones

Tabla 4. Estimación del carbono promedio (Prom), con su desviación estándar (De), los valores mínimos (mín) y máximos (máx), almacenado por hectárea y para el área total del resguardo Villazul-Nonuya (RVN) del medio Caquetá, con base en los resultados del presente estudio y otros reportes de la literatura.

Fuente	Región	Carbono t.ha-1				Carbono RVN (Mt)		
		Prom	De	Mín	Máx	Prom	Mín	Máx
Galindo <i>et al.</i> (2011)	Amazonas Dpto	153.0	15.5	137.5	168.4	39.9	35.9	43.9
Galindo <i>et al.</i> (2011)	Amazonas region	137.0	21.0	116.0	158.0	35.7	30.3	41.2
Galindo <i>et al.</i> (2011)	Caquetá Dpto	133.4	19.5	114.0	152.9	34.8	29.7	39.9
Galindo <i>et al.</i> (2011)	Putumayo Dpto	136.9	19.5	117.4	156.4	35.7	30.6	40.8
Phillips <i>et al.</i> (2016)	BhT Col–Amaz	144.2	6.3	137.9	150.5	37.6	36.0	39.3
Asner <i>et al.</i> (2012)	Amazonia col	103.8				27.1		
Londoño (2011)	PST RVN	171.0				44.6		
Álvarez <i>et al.</i> (2017)	Amaz col	133.8	27.6	106.2	161.3	34.9	27.7	42.1
Baccini <i>et al.</i> (2012)	PST Amaz Col	161.5				42.1		
Saatchi <i>et al.</i> (2011)	PST Amaz Col	200.7				52.4		
Anaya <i>et al.</i> (2009)	PST Amaz Col	130.4				34.0		
Este estudio (total)	PST Amaz Col	169.6	7.5	162.2	177.1	44.3	42.3	46.2
Este estudio (DAP≥10 cm)	PST RVN	148.8	9.4	139.4	158.2	38.8	36.4	41.3

de biomasa requeridas por los esquemas dispuestos para incentivar económicamente la preservación del bosque en los programas REDD+ deben ser conservadoras.

Los resultados del presente estudio indican una variación sustancial de la biomasa en un bosque contiguo que normalmente en las estimaciones regionales, nacionales o pantropicales se asumiría como homogéneo. El estimativo final, considerando la biomasa del sotobosque arroja un valor total de 44.3 Mt (rango 42.3 a 46.2 Mt) con base en el área total del resguardo Villazul Nonuya. Considerando que los datos analizados provienen de un bosque de tierra firme, la inclusión de estimativos de biomasa para parcelas establecidas en otros tipos de bosques (inundables, arenas blancas, etc.) evidentemente ayudará a mejorar las estimaciones. Por último, aunque parcelas relativamente grandes como la analizada en este estudio no son prácticas para la implementación de proyectos REDD +, es evidente su importancia para comprender la heterogeneidad espacial local.

CONCLUSIONES

La medición más detallada de la biomasa en una parcela continua de 6 ha en los bosques de tierra firme de la Amazonia colombiana está en el rango de los valores reportados previamente para la región. Se encontró un alto contenido de biomasa en el sotobosque y una baja contribución de los árboles grandes (DAP≥ 70 cm), más allá de los que se supone para los bosques tropicales de tierras bajas en Amazonia. Se concluye que conocer la variación espacial local es importante y que los árboles pequeños deben ser considerados en futuros estudios de almacenamiento de carbono de los bosques de Amazonia para asegurar que las estimaciones sean más precisas de lo que son actualmente.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo es producto de las redes Rainfor y Col-Tree y de investigadores de ForestPlots.net. Los autores agradecen el apoyo de la comunidad indígena

Nonuya-Villazul, quienes aportaron ideas y su propio tiempo para la mayor parte del trabajo de campo; especialmente a Elias Moreno y José Moreno. Los fondos del Convenio Universidad de Leeds y el JBMED, provenientes de una beca de la Fundación Gordon y Betty Moore y de Colciencias en Colombia (Contrato 393 a 2012), financiaron parcialmente el trabajo de campo y oficina. Esteban Álvarez y Edwin Paky fueron financiados por la Fundación ConVida y la Unad (Universidad Nacional Abierta y a Distancia) durante el trabajo de campo 2016-2017 y durante el tiempo requerido para el análisis de los datos y la escritura del artículo.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., Salas, G., Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S. & Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 267, 297-308.
- Álvarez-Dávila, E., Cayuela, L., González-Caro, S., Aldana, A. M., Stevenson, P. R., Phillips, O., Cogliolo, A., Peñuela, M.C., von Hildebrand, P., Jiménez, E., Melo, O., Velasquez, O., Fernández, F., Londoño-Vega, C., Velázquez-Rua, C., Serna, M., Mendoza, I. & Rey-Benayas, J. M. (2017). Forest Biomass Density across Large Climate Gradients in Northern South America is related to Water Availability but not with Temperature. *PLoS ONE* 12(3), e0171072. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171072>
- Anaya, J. A., Chuvieco, E. & Palacios-Orueta, A. (2009). Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management*, 257(4), 1237-1246.
- Asner, G. P., Clark, J. K., Mascaró, J., Galindo García, G. A., Chadwick, K. D., Navarrete Encinales, D. A., Paez-Acosta, G., Cabrera Montenegro, E., Kennedy-Bowdoin, T., Duque, Á., Balaji, A., Von Hildebrand, P., Maatoug, L., Phillips Bernal, J. F., Yepes Quintero, A. P., Knapp, D. E., García Dávila, M. C., Jacobson, J. & Ordóñez, M. F. (2012). High-resolution mapping of forest carbon stocks in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*, 9(7), 2683-2696.
- Baccini, a., Goetz, S. J., Walker, W. S., Laporte, N. T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P. S., Dubayah, R., Friedl, M., Samanta, S. & Houghton, R. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2(3), 182-185.
- Bastin, J.-F., Barbier, N., Réjou-Méchain, M., Fayolle, A., Gourlet-Fleury, S., Maniatis, D., Haulleville, T., Baya, F., Beekman, H., Beina, D., Couteron, P., Chuyong, G., Dauby, G., Doucet, J.-L., Droissart, V., Dufrêne, M., Ewango, C., Gillet, J. F., Gonmadje, C. H., Hart, T., Kavalí, T., Kenfack, D., Libalah, M., Malhi, Y., Makana, J.-R., Pélissier, R., Ploton, P., Serckx, A., Sonké, B., Stevart, T., Thomas, D. W., De Cannière, C. & Bogaert, J. (2015). Seeing Central African forests through their largest trees. *Scientific Reports*, 5(august), 1-8.
- Bradford, M. G., Metcalfe, D. J., Ford, A., Liddell, M. J. & McKeown, A. (2014). Floristics, stand structure and aboveground biomass of a 25-ha rainforest plot in the wet tropics of Australia. *Journal of Tropical Forest Science*, 26(4), 543-553.
- Chambers, J. Q. J. Q., Negron-Juarez, R. I. R. I., MARRA, D. M. D. M., Di Vittorio, A., Tews, J., Roberts, D., Ribeiro, G., Trumbore, S. & Higuchi, N. (2013). The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth Central Amazon forest landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(10), 3949-3954.

- Chao, K. J., Phillips, O. L., Gloor, E., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A. & Martínez, R. V.** (2008). Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology*, 96(2), 281-292.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B. & Yamakura, T.** (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99.
- Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Lao, S. & Perez, R.** (2004). Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359(1443), 409-420.
- Chave, J., Condit, R., Lao, S., Caspersen, J. P., Foster, R. B. & Hubbell, S. P.** (2003). Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: Results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91(2), 240-252.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C. M., Saldarriaga, J. G. & Vieilledent, G.** (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177-3190.
- Chave, J., Riera, B. & Dubois, M.-A.** (2001). Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17, 79-96.
- Duivenvoorden, J. F., Duque, A., Cavelier, J., Garcia, A., Grandez, C., Macia, M. J., Romero-Saltos, H., Sanchez, M. & Valencia, R.** (2005). Density and diversity of plants in relation to soil nutrient reserves in well-drained upland forests in the north-western Amazon basin. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter*, 55, 25-35.
- Duivenvoorden J.F.** (1995). Tree species composition and rainforest-environmental relationship in the middle Caquetá area Colombia, NW Amazonia. *Vegetatio*, 120(2), 91-113.
- Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T & Tanabe, K. (eds).** (2006). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Japón: Task Force on National Greenhouse Gas Inventories (TFI) of the IPCC-IGES. Fecha de acceso: 08 de noviembre de 2011. Recuperado de: http://www.ipcc-nggip.iges.tor.jp/public/2006gl/pdf/0_Overview/V0_0_Cover.pdf
- Fauset, S. et al.** (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*, 6, 6857.
- Feldpausch, T. R. et al.** (2012). Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences*, 9(8), 3381-3403.
- Galindo, G., Cabrera, E., Vargas, D., Pabón, H., Yepes, A., Phillips, J. F., Navarrete, D., Duque, A. García, M. & Ordoñez, M. F.** (2011). Estimación de la biomasa aérea usando datos de campo e información de sensores remotos Versión 1.0. Bogotá: Ideam. 50p.
- García-Arbeláez, C., Barrera, X., Gómez, R. & Suárez-Castaño, R.** (2015). El ABC de los compromisos de Colombia para la Cop 21. Bogotá: WWF-Colombia.
- Goodman, R. C., Phillips, O. L., Del Castillo Torres, D., Freitas, L., Cortese, S. T., Monteagudo, A. & Baker, T. R.** (2013). Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310, 994-1004.
- Holdridge, R.** (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. San José de Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). 216 pp.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andreis" (Invemar), Instituto Amazónico de Investigaciones científicas (Sinchi) & Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP)** (2007). *Mapa de Ecosistemas Continentales. Costeros y Marinos de Colombia*. Bogotá: Ideam.

- Kirby, K. R. & Potvin, C.** (2007). Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and Management*, 246(2-3), 208-221.
- LaFrankie, J. V., Ashton, P. S., Chuyong, G. B., Co, L., Condit, R., Davies, S. J., Foster, R., Hubbell, S., Kenfack, D., Lagunzad, D., Losos, E., Nor, N., Tan, S., Thomas, D., Valencia, R. & Villa, G.** (2006). Contrasting structure and composition of the understory in species-rich tropical rain forests. *Ecology*, 87(9), 2298-2305.
- Larson, A. M., Corbera, E., Cronkleton, P., Van Dam, C., Bray, D. B., Estrada, M., ... & Pacheco, P.** (2010). Rights to forests and carbon under REDD+ initiatives in Latin America. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). 8 p.
- Lin, D., Lai, J., Muller-Landau, H. C., Mi, X. & Ma, K.** (2012). Topographic Variation in Aboveground Biomass in a Subtropical Evergreen Broad-Leaved Forest in China. *PLoS ONE*, 7(10), 22-24.
- Londoño, A. C.** (2011). Flora and dynamics of an upland and a floodplain forest in Peña Roja , Colombian Amazonia (Ph.D. thesis). Amsterdam: Universiteit van Amsterdam. 243 p.
- Londoño, A. C. & Alvarez, E.** (1997). Composicion florística de dos bosques (tierra firme y varzea) en la region de araracuara , amazonia colombiana. *Caldasia*, 19(3), 431-463.
- Londoño, A. C., Alvarez, E., Forero, E. & Morton, C. M.** (1995). A New Genus and Species of Diptero-carpaceae from the Neotropics. I. Introduction, Taxonomy, Ecology, and Distribution. *Brittonia*, 47(3), 225-236.
- Lutz, J. A., Larson, A. J., Swanson, M. E. & Freund, J. A.** (2012). Ecological importance of large-diameter trees in a temperate mixed-conifer forest. *PLoS ONE*, 7(5). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0036131>
- Magnabosco-Marra, D., Higuchi, N., Trumbore, S. E., Ribeiro, G. H. P. M., Dos Santos, J., Carneiro, V. M. C., Lima, A., Chambers, J., Negrón-Juárez, R., Holzwarth, F., Reu, B. & Wirth, C.** (2016). Predicting biomass of hyperdiverse and structurally complex central Amazonian forests-A virtual approach using extensive field data. *Biogeosciences*, 13(5), 1553-1570.
- Malhi, Y., Baker, T. R., Phillips, O. L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L., Chave, J., Czimczik, C., Di Fiore, A., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, S., Laurance, W., Lewis, S., Mercado-Montoya, L., Monteagudo, A., Neill, D., Vargas, P., Patino, S., Pitman, N., Quesada, C., Salomao, R., Silva, J., Lezama, A., Martínez, R., Terborgh, J., Vinceti, B. & Lloyd, J.** (2004). The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10, 563-591.
- Mello, L. N. do C., Sales, M. H. R. & Rosa, L. P.** (2016). Analysis of results of biomass forest inventory in northeastern amazon for development of REDD+ carbon project. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 88(1), 55-64.
- Memiaghe, H. R., Lutz, J. A., Korte, L., Alonso, A. & Kenfack, D.** (2016). Ecological Importance of Small-Diameter Trees to the Structure, Diversity and Biomass of a Tropical Evergreen Forest at Rabi, Gabon. *PLoS ONE*, 11(5), 1-15.
- Mitchard, E. T. et al.** (2014). Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 935-946.
- Murphy, H. T., Bradford, M. G., Dalongeville, A., Ford, A. J. & Metcalfe, D. J.** (2013). No evidence for long-term increases in biomass and stem density in the tropical rain forests of Australia. *Journal of Ecology*, 101(6), 1589-1597.
- Nascimento, H. E. M. & Laurance, W. F.** (2002). Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3), 311-321.
- Ngo, K. M., Turner, B. L., Muller-Landau, H. C., Davies, S. J., Larjavaara, M., Nik Hassan, N. F. bin & Lum, S.** (2013). Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management*, 296, 81-89.
- Phillips, J., Duque, A., Scott, C., Wayson, C., Galindo, G., Cabrera, E., Chave, J., Peña, M., Alvarez, E., Carrdenas, D., Duivenvoorden, J., Hildebrand, P., Stevenson, P., Ramírez, S. & Yepes, A.** (2016). Live

- aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 374(August), 119-128.
- Phillips, J., Duque, A., Yopez, A., García, M., Navarrete, D. A., Álvarez, E. & Cárdenas, D.** (2011). Estimación de las reservas actuales (2010) de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia-Estratificación, alometría y métodos analíticos. Bogotá: Ideam.
- Phillips, O., Malhi, Y., Vinceti, B., Baker, T., Lewis, S., Higuchi, N., Laurance, W. F., Núñez Vargas, P., Vásquez Martínez, R., Laurance, S., Ferreira, L. V., Stern, M., Brown, S. & Grace, J.** (2002). Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. *Ecological Applications*, 12(2), 576-587.
- Quesada, C.A., Phillips, O.L., Schwarz, M., Czimczik, C.I., Baker, T.R. & Patiño, S.**(2012). Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, 9, 2203-2246.
- Réjou-Méchain, M. et al.** (2014). Local spatial structure of forest biomass and its consequences for remote sensing of carbon stocks. *Biogeosciences*, 11(23), 6827-6840.
- Rodriguez, L.** (1991). Biomasa y reserva de nutrientes en un ecosistema de tierra firme en la región de Araracuara. Bogotá: Fundación Tropenbos-Colombia. Documento sin publicar.
- Royo, A. & Carson, W. P.** (2006). On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(6), 1345-1362.
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T., Salas, W., Zutta, B. R., Buermann, W., Lewis, S. L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M. & Morel, A.** (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 9899-904.
- Salinas-Abdala, Y.** (2014). Los derechos territoriales de los grupos étnicos: ¿un compromiso social, una obligación constitucional o una tarea hecha a medias? *Punto de Encuentro*, 67, 1-39.
- Schnitzer, S. A., DeWalt, S. J. & Chave, J.** (2006). Censusing and measuring lianas: A quantitative comparison of the common methods. *Biotropica*, 38(5), 581-591.
- Sierra, C. A., del Valle, J. I., Orrego, S. A., Moreno, F. H., Harmon, M. E., Zapata, M., Colorado, G. J., Herrera, M. A., Lara, W., Restrepo, D. E., Berrouet, L. M., Loaiza, L. M. & Benjumea, J. F.** (2007). Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management*, 243(2-3), 299-309.
- Slik, J. W. F. et al.** (2013). Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, 22(12), 1261-1271.
- Statgraphics Centurion, X. V. I.** (2013). Statgraphics centurion XVI software version 16.2. 04. Virginia (USA): . StatPoint Technologies Inc, Warrenton. Recuperado de: www.statgraphics.net.
- Valencia, R., Condit, R., Muller-Landau, H. C., Hernandez, C. & Navarrete, H.** (2009). Dissecting biomass dynamics in a large Amazonian forest plot. *Journal of Tropical Ecology*, 25(5), 473.
- Vincent, J. B., Henning, B., Saulei, S., Sosanika, G. & Weiblen, G. D.** (2015). Forest carbon in lowland Papua New Guinea: Local variation and the importance of small trees. *Austral Ecology*, 40(2), 151-159.
- Watch, C. T.** (2013). Protecting Carbon to destroy forests. Land enclosures and REDD+. Carbon Trade Watch. Published by TNI, FDCL and IGO for the Hands off the Land Alliance. Recuperado de: http://www.carbontradewatch.org/downloads/publications/REDD_and_land-web.pdf.
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., Miller, R. B., Swenson, N. G., Wiemann, M. C. & Chave, J.** (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Leeds (UK): Dryadlab.org. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.234>





MICROORGANISMOS FUNCIONALES EN SUELOS CON Y SIN REVEGETALIZACIÓN EN EL MUNICIPIO DE VILLA DE LEYVA, BOYACÁ

Functional microorganisms in soil with and without revegetation in the municipality of Villa de Leyva-Boyaca

Mayra Eleonora Beltrán Pineda¹, Zulma Edelmira Rocha Gil², Andrea Angélica Bernal Figueroa³ & Luz Adriana Pita Morales⁴

Beltrán Pineda, M.E., Rocha Gil, Z.E., Bernal Figueroa, A.A. & Pita Morales, L.A. (2017). Microorganismos funcionales en suelos con y sin revegetalización en el municipio de Villa de Leyva, Boyacá. *Colombia Forestal*, 20(2), 158-170.

Recepción: 4 de mayo 2016

Aprobación: 22 de mayo de 2017

Resumen

Las iniciativas en restauración ecológica que incluyen técnicas de revegetalización, son procesos complejos que pueden ser afectados por muchas variables bióticas y abióticas. Dentro de estas últimas, las poblaciones de microorganismos juegan un rol fundamental en la liberación de nutrientes y por tanto en el establecimiento de especies vegetales en las áreas a restaurar. El estudio buscó evaluar la densidad de las comunidades microbianas relacionadas con los ciclos de nutrientes del carbono, fósforo y nitrógeno conocidas como grupos funcionales presentes en un suelo revegetalizado y otro sin revegetalizar en el municipio de Vila de Leyva. Los métodos empleados en esta evaluación fueron recuento en placa estándar utilizando medios de cultivo selectivos, también se realizó análisis de correlación entre grupos para evidenciar posibles interacciones de tipo ecológico. En general las poblaciones de todos los grupos funcionales de microorganismos están presentes en las dos zonas evaluadas. Solo se encontraron diferencias significativas para los recuentos de las bacterias solubilizadoras de fosfato y las poblaciones de microorganismos proteolíticos ($p \leq 0,05$).

Se encontraron algunas correlaciones estadísticamente significativas entre unos grupos microbianos que podrían indicar procesos de cometabolismo y competencia entre poblaciones microbianas del suelo, los cuales favorecen el equilibrio ecológico del mismo.

Palabras clave: microorganismos del suelo, restauración ecológica, revegetalización.

Abstract

Ecological restoration initiatives that include revegetation techniques are complex processes that can be affected by many biotic and abiotic variables. Among the latter, populations of microorganisms play a fundamental role in the release of nutrients and therefore in the establishment of plant species in the areas to be restored. The study sought to evaluate the density of microbial communities related to the nutrient cycles of carbon, phosphorus, and nitrogen known as functional groups present in a revegetated soil and another zone without intervention in the municipality of Villa de Leyva. Methods used in this evaluation were standard plate counts using selective culture media, also a correlation analysis

1 Grupo de Investigación Gestión Ambiental. Universidad de Boyacá. Tunja, Colombia. mebeltran@uniboyaca.edu.co. Autor de correspondencia.
2 Grupo de Investigación Gestión Ambiental. Universidad de Boyacá. Tunja, Colombia zerocha@uniboyaca.edu.co
3 Grupo de Investigación Gestión Ambiental. Universidad de Boyacá. Tunja, Colombia aabernal@uniboyaca.edu.co
4 Grupo de Investigación Gestión Ambiental. Universidad de Boyacá. Tunja, Colombia. luzpita@uniboyaca.edu.co

was also performed between groups to evidence possible ecological interactions. In general populations of all functional groups of microorganisms are present in the two zones evaluated. Only significant differences were found for counts of phosphate solubilizing bacteria and proteolytic microorganism populations ($p \leq 0.05$). Some statistically significant

correlations were found between some microbial groups that could indicate processes of cometabolism and competition among microbial populations of the soil, which favors the ecological balance of the same.

Keywords: soil microorganisms, ecological restoration, revegetation.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas brindan importantes servicios para el ser humano como la regulación del clima, purificación del agua, descontaminación del aire, control de inundaciones, recreación, paisaje, entre otros. Sin embargo, la constante presión antrópica sobre los hábitats naturales ha provocado que estos disminuyan la capacidad de suministrar los servicios al mismo nivel que en el pasado, poniendo en riesgo algunas actividades económicas y la salud humana (Fernández *et al.*, 2010). Las actuales tasas de fragmentación y pérdida de hábitats han llevado a que varias especies se encuentren en peligro de extinción y muchos ecosistemas se encuentren degradados (Huxel & Hastings, 1999). Por lo tanto, su recuperación es una estrategia de vital importancia para la conservación biológica.

En este mismo sentido en los últimos años en Colombia se han desarrollado varias iniciativas de recuperación de ecosistemas enfocadas a diferentes factores como: generar ciclaje de nutrientes, aumentar biomasa, promover la formación de suelos, entre otros; esto con el fin de activar las cadenas tróficas. Según (Bashan *et al.*, 2015), la reforestación de áreas erosionadas es esencial para revertir los impactos provocados, debido a que la carencia de vegetación conlleva a problemas ambientales y genera riesgos para la salud de la población.

La restauración ecológica es una actividad intencional que busca, mediante la aceleración de los procesos sucesionales naturales, iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema nativo con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad

(Fernández *et al.*, 2010). La revegetalización hace parte de los procesos de restauración y se define como el fenómeno por el cual las plantas colonizan un área de la cual ha sido removida su cobertura vegetal original por efecto de un disturbio (Vargas, 2007). Esta técnica ha sido reportada como una alternativa para disminuir la erosión del suelo y su degradación (Hou *et al.*, 2002) y para restaurar la integridad ecológica de ecosistemas (Cheng & An, 2015).

Se conoce que el éxito del proceso de revegetalización puede verse influenciado por la cantidad de actividad microbiana en los suelos que han sido afectados y por la cantidad de vínculos entre plantas y microorganismos en el área (Archer & Pyke, 1991). Los grupos funcionales de microorganismos involucrados en diferentes etapas de los ciclos de nutrientes son parte integral de los procesos de revegetalización y pueden ser usados como indicadores de la calidad del suelo o como una herramienta biotecnológica disponible para reducir su erosión en general (Bashan *et al.*, 2015).

El municipio de Villa de Leyva (Boyacá) ha presentado históricamente una vocación ganadera y de cultivos extensivos, generando suelos con alta susceptibilidad a la erosión y desertificación (Alcaldía de Villa de Leyva, 2012). A partir de esta situación se han gestionado algunas iniciativas para revegetalizar ciertas zonas degradadas como instrumento para la protección de suelos. Este estudio buscó evaluar la densidad de las comunidades microbianas relacionadas con los ciclos de nutrientes del carbono, fósforo y nitrógeno presentes en un suelo revegetalizado y otro sin intervención en

una zona localizada en la vereda Ritoque Alto, del municipio de Villa de Leyva. Los métodos empleados en esta evaluación permiten establecer posibles interacciones ecológicas que se presenten en los suelos de la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y toma de muestras

La zona de estudio se ubicó en la vereda Ritoque Alto, del municipio de Villa de Leyva en la provincia Ricaurte-Boyacá, se encuentra localizada sobre las coordenadas de latitud: 5°37'16.2" N y longitud: 73° 31'6.4" O y a 2.262 m de altitud; los suelos presentan alta susceptibilidad a la erosión, aridización y desertificación. Para la obtención de las muestras de suelo se seleccionaron dos zonas contrastantes, una revegetalizada con cuatro especies nativas de la zona (*Baccharis macrantha*, *Baccharis latifolia*, *Crotalaria micans* y *Myrsine coriacea*) y otra sin ningún tipo de intervención, a la cual se definió como zona sin revegetalar. Para la recolección de las muestras de suelo en cada terreno se realizó el método zigzag con una distancia entre puntos de cinco metros (Usda, 1999), utilizando el barreno en los vértices a una profundidad de 30 cm y teniendo en cuenta las condiciones de terreno en donde fuera posible la recolección de muestra. Por lo anterior, se tomaron muestras adicionales lo más cercanas a cada punto de muestreo hasta completar la cantidad de muestra necesaria para los análisis. Las muestras fueron conservadas a 4°C para su posterior análisis físico-químico y microbiológico.

Análisis físicoquímicos de los suelos

Los parámetros físicoquímicos de los suelos en estudio se determinaron de acuerdo a técnicas estandarizadas (Horwitz, 2000) en el laboratorio de diagnóstico en suelos y aguas de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Se utilizó

para textura el método de Bouyoucos, (Bouyoucos, 1962); pH la relación 1:1 suelo: agua; porcentaje de materia orgánica según Walkley-Black, (Walkley & Black, 1934); fósforo disponible por el método de Bray II y colorimetría (Bray & Kurtz, 1945); Al mediante acidez intercambiable: KCl 1N; Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Cu, Zn por extracción con absorción atómica, B por el método de agua caliente y S usando fosfato monocálcico.

Recuentos de grupos funcionales de microorganismos

Los recuentos de estos grupos funcionales se realizaron mediante diluciones seriadas y siembra en medio selectivo por triplicado para cada muestra determinando el Log de UFC.g⁻¹ de suelo. Para los microorganismos celulolíticos se utilizó el medio de cultivo Agar CMC (Carboximetil celulosa) según Samira et al. (2011). Este medio contiene K₂HPO₄ 1.0 g.l⁻¹, MgSO₄.7H₂O 0.5 g.l⁻¹; NaCl 0.5 g.l⁻¹; FeSO₄.7H₂O 0.01 g.l⁻¹; MnSO₄.H₂O 0.01 g.l⁻¹; NH₄NO₃ 0.3 g.l⁻¹; carboximetil celulosa 10 g.l⁻¹ y agar bacteriológico 17 g.l⁻¹ con un pH final de 7.0. Las cajas se incubaron por 7 días a 28°C y luego se realizó el recuento de las colonias que muestran halos de hidrólisis utilizando Rojo Congo al 1% y NaCl 1 M como agentes reveladores según la metodología propuesta por Samira et al. (2011).

Para los microorganismos amilolíticos se utilizó el medio de cultivo Agar Almidón según Rodríguez et al. (2006); este medio contiene triptona 10 g.l⁻¹; NaCl 5 g.l⁻¹; almidón soluble 10 g.l⁻¹ y agar bacteriológico 17 g.l⁻¹. Las cajas se incubaron a 30°C por 72 horas para las bacterias y por 7 días para los hongos; luego se realizó el recuento de las colonias que mostraron halos de hidrólisis utilizando como agente revelador Lugol al 0.05% según Rodríguez et al. (2006).

Para las poblaciones de proteolíticos se utilizó el medio de cultivo Agar Leche según Bizuye et al. (2014). Este medio contiene leche descremada en polvo 28 g.l⁻¹, hidrolizado de caseína 5.0 g.l⁻¹, extracto de levadura 2.5 g.l⁻¹ y agar bacteriológico

15 g.l⁻¹ a un pH final de 7.0 ±0.2. Las cajas se incubaron a 37°C por 48 horas; luego se realizó el recuento de las colonias que mostraron halos de hidrólisis que se observaron de color transparente según lo propuesto por Bizuye *et al.* (2014).

Para el grupo de los solubilizadores de fosfato se utilizó el medio de cultivo NBRIP (National Botanical Research Institute Phosphate growth médium), según Nautiyal (1999), este medio contiene glucosa 10 g.l⁻¹, (NH₄)₂SO₄ 0.1 g.l⁻¹, KCl 0.2 g.l⁻¹, MgSO₄·7H₂O 0.25 g.l⁻¹, MgCl₂·6H₂O 5 g.l⁻¹ y agar bacteriológico 14 g.l⁻¹ con un pH final de 7 y enriquecido con fosfato tricálcico Ca₃PO₄ al 0.5% como fuente de fosfato inorgánico e insoluble. Las cajas se incubaron a 28°C durante 14 días y al final del periodo de incubación se realizó el recuento de microorganismos solubilizadores de fosfato tricálcico que pueden seleccionarse por la aparición de halos claros alrededor de las UFC, según Nautiyal (1999). Finalmente, para las poblaciones de microorganismos fijadores libres de nitrógeno, se utilizó el medio de cultivo Agar Ashby sólido según Wen Xu *et al.* (2012); este medio contiene KH₂PO₄ 0.2 g.l⁻¹, MgSO₄ 0.2 g.l⁻¹, NaCl 0.2 g.l⁻¹, CaCO₃ 5 g.l⁻¹, CaSO₄ 0.1 g.l⁻¹, manitol 10 g.l⁻¹ y agar bacteriológico 15 g.l⁻¹ a pH 7.0. Las cajas fueron incubadas a 28°C durante 7 días hasta la observación de colonias traslucidas y mucoides según Wen Xu *et al.* (2012).

Análisis estadístico

Para realizar el análisis comparativo de las poblaciones microbianas en cada una de las zonas estudiadas (revegetalizada y sin revegetalizar) se utilizó la prueba t-Student. Adicionalmente, se realizaron pruebas de correlación de Pearson entre los recuentos de los grupos funcionales presentes en cada una de las zonas para conocer las posibles interacciones y relaciones ecológicas. El análisis estadístico se realizó con ayuda del programa Minitab® Release 14 Statistical Software y los gráficos se realizaron mediante el software SIGMAPLOT versión 10.0.

RESULTADOS

Análisis fisicoquímico de los suelos

En el análisis fisicoquímico de los suelos evaluados se observa que tanto en los suelos revegetalizados como sin revegetalizar se presentan texturas franco arenosas y pH ácidos (tabla 1). La zona revegetalizada muestra CICE y contenidos de MO, P y K más bajos que los reportados en la zona sin revegetalización. Por su parte, los contenidos de Ca y S indican valores más altos en la zona sin revegetalizar, pero en cuanto a los demás elementos

Tabla 1. Análisis fisicoquímico de suelos revegetalizados y sin revegetalizar.

Tipo de suelo	Textura	pH	%MO	P(ppm) Bray II	meq/100g de suelo-cmol*.Kg ⁻¹					
					Al	Ca	Mg	K	Na	CICE
Revegetalizado	Franco arenoso	4.4	12.65	5.46	5.3	0.92	0.65	0.25	0.16	11.38
	S	18.5	125	0.17	7.81	0.36				Densidad real g/cm ³ 2.13
	Franco arenoso	4.4	15.07	7.95	7.4	0.71	0.53	0.39	0.15	13.18
Sin revegetalizar	S	22.0	122	4.62	6.36	0.32				Densidad real g/cm ³ 2.50

la zona revegetalizada muestra concentraciones mayores de Fe, Mn, Cu, Zn y B. Con relación a la densidad real, estadísticamente no hay diferencias entre los dos terrenos evaluados.

Recuentos de grupos funcionales de microorganismos

Microorganismos celulolíticos, amilolíticos y proteolíticos

El recuento de microorganismos celulolíticos para la zona revegetalizada fue de 4.01 Log UFC.g⁻¹ de suelo y en la zona sin revegetalización fue de 4.02 Log UFC.g⁻¹ de suelo (figura 1). En este caso no se evidencian diferencias significativas en el recuento de este tipo de poblaciones ($p > 0,05$), a pesar de que según el análisis fisicoquímico de los suelos los contenidos de materia orgánica difieren en las dos zonas analizadas, siendo superior para el suelo sin revegetalización. En este estudio el recuento de los microorganismos amilolíticos en la

zona revegetalizada fue de 2.07 Log UFC.g⁻¹ de suelo y en la zona sin revegetalar fue de 2.36 Log UFC.g⁻¹ de suelo (figura 1). Al igual que en las poblaciones celulolíticas, no se evidencia una diferencia significativa entre zonas ($p > 0,05$). En el caso de los microorganismos proteolíticos el recuento fue de 3.97 Log UFC.g⁻¹ de suelo para la zona revegetalizada y 4.52 Log UFC.g⁻¹ en la zona sin revegetalar (figura 1), en este caso sí se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas en estudio ($p \leq 0,05$).

Microorganismos solubilizadores de fosfatos

Con respecto a los microorganismos funcionales del ciclo de fósforo evaluados, se evidencian diferencias estadísticamente significativas para los dos sitios en estudio ($p \leq 0,05$), el recuento de microorganismos solubilizadores de fosfato para la zona revegetalizada fue de 4.63 Log UFC.g⁻¹ de suelo y en la zona sin revegetalización fue de 4.85 Log UFC.g⁻¹ de suelo (figura 2).

Recuento de microorganismos celulolíticos-amilolíticos y proteolíticos

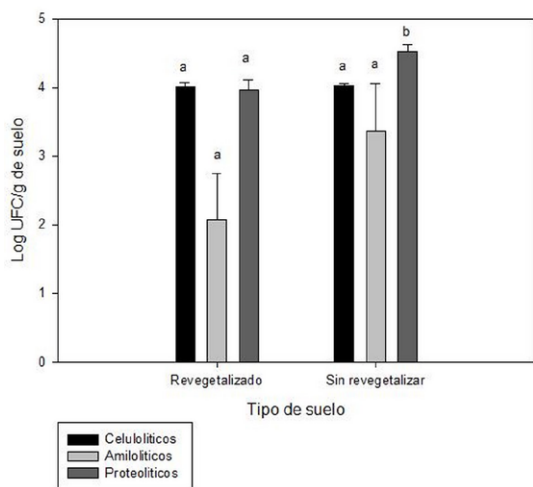


Figura 1. Recuento de microorganismos celulolíticos, amilolíticos y proteolíticos en suelos con y sin revegetalización en el municipio de Villa de Leyva. Las barras corresponden a la media con su respectivo error estándar. Letras iguales no difieren significativamente según la prueba t-student al 5%.

Recuento de microorganismos solubilizadores de fosfato y fijadores libres de nitrógeno

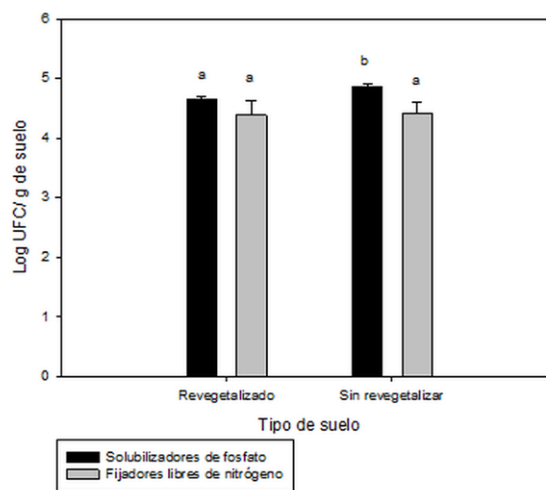


Figura 2. Recuento de microorganismos solubilizadores de fosfato y fijadores libres de nitrógeno en suelos con y sin revegetalización en el municipio de Villa de Leyva. Las barras corresponden a la media con su respectivo error estándar. Letras iguales no difieren significativamente según la prueba t-student al 5%.

Microorganismos libres fijadores de nitrógeno

El recuento de microorganismos fijadores de nitrógeno para la zona revegetalizada fue de 4.38 Log UFC.g⁻¹ de suelo y en la zona sin revegetalización fue de 4.42 Log UFC.g⁻¹ de suelo (figura 2). No se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas estudiadas ($p>0.05$), al igual que en algunos de los grupos funcionales también evaluados.

Correlaciones entre los grupos funcionales de microorganismos para las dos zonas analizadas

Para la zona revegetalizada se encontró una correlación positiva estadísticamente significativa entre las poblaciones de bacterias proteolíticas y las solubilizadoras de fosfato (tabla 2). Para la zona sin revegetalización no se encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre la mayoría de los grupos funcionales de microorganismos analizados, a excepción de la correlación negativa encontrada entre las poblaciones de solubilizadores de fosfato y los fijadores libres de nitrógeno que resultó ser significativa.

DISCUSIÓN

Análisis fisicoquímico de suelos

Los procesos de fragmentación que se han generado por la actividad antrópica producen la alteración en varios procesos ecológicos, como el ciclaje de nutrientes, los cuales afectan el ecosistema a nivel global y por lo tanto a los organismos vivos asociados. En cuanto a parámetros como el pH y la conductividad, Mummey et al. (2002) indican que estos influyen el proceso de revegetalización. Sin embargo, en las dos zonas estudiadas se presentó crecimiento vegetal a pesar de la condición ácida de los suelos, razón por la cual en el estudio este factor no se considera determinante para el establecimiento de las especies vegetales. La zona revegetalizada muestra CICE y contenidos de MO, P y K más bajos que los reportados en la zona sin revegetalización, esta situación es opuesta a lo reportado por Cao et al. (2008), quienes indican que después del establecimiento de la planta pionera *C. microphylla* en un proceso de revegetalización

Tabla. 2. Correlación lineal entre los grupos funcionales de microorganismos del ciclo de C, N y P en una zona con y sin revegetalización en el municipio de Villa de Leyva.

	SUELO REVEGETALIZADO				SUELO SIN REVEGETALIZAR			
	SF	C	A	p	SF	C	A	p
C	r:-0.388 p:0.448				C	r:-0.630 p:0.180		
A	r:0.764 p:0.077	r:0.589 p:0.219			A	r:-0.255 p:0.626	r:-0.454 p:0.366	
P	r: 0.879 p: 0.021	r: -0.356 p: 0.489	r: 0.454 p: 0.366		P	r: 0.132 p: 0.804	r: -0.275 p: 0.598	r: 0.498 p: 0.314
FN	r:-0.333 p:0.519	r: 0.175 p:0.740	r:-0.318 p:0.540	r:-0.271 p:0.603	FN	r:-0.905 p:0.013	r: -0.410 p:0.419	r:-0.087 p:0.870

C: celulolíticos; A: amilolíticos, P: proteolíticos; SF: solubilizadores de fosfato; FN: fijadores libres de nitrógeno. r: coeficiente de correlación de Pearson; p= valor P.

la biomasa de C y N aumenta, la fijación de nitrógeno y su liberación por la descomposición de la hojarasca incrementa el contenido de este nutriente en los suelos, con el aumento de la edad de la plantación el desarrollo de hierbas anuales y perennes forman un componente importante de la productividad primaria neta y su rápido crecimiento y muerte provee un influjo importante de C, N y otros nutrientes al sistema. Así mismo, el desarrollo de raíces incrementa los contenidos de MO y provee una fuente de carbono para el metabolismo de las poblaciones microbianas de la rizósfera (Matsumoto *et al.*, 2005).

Por otra parte, se conoce que con el progreso de la sucesión vegetal la fijación de carbono por medio de la fotosíntesis y la subsecuente transferencia del C al suelo a través de la hojarasca contribuyen a la acumulación de C orgánico en el suelo y mejoran la calidad del mismo (Zhang *et al.*, 2012; Cheng & An, 2015). Con respecto a la fracción nitrogenada de la MO en suelos revegetalizados, Hu *et al.* (2009), Fu *et al.* (2010) y Cheng & An (2015) encontraron que la concentración de N en los suelos se incrementa con el aumento del tiempo de revegetalización. Por su parte, Wen *et al.* (2005) manifiestan que los niveles de P disponible aumentan con el tiempo de revegetalización; y Li *et al.* (2007) indicaron que la revegetalización mejora las condiciones ambientales para la colonización y el establecimiento de nuevas especies vegetales. Sin embargo, el análisis fisicoquímico del suelo de la zona intervenida no refleja esta situación.

Los contenidos de Ca y S presentaron valores más altos en la zona sin revegetalizar, pero en cuanto a los demás elementos la zona revegetalizada muestra contenidos más altos de Fe, Mn, Cu, Zn y B. Con referencia a la densidad real no se evidencian diferencias marcadas entre los dos terrenos evaluados, esto podría explicarse desde los conocimientos generados en experiencias de restauración en donde los resultados son variables debido a que es un proceso ecológico complejo afectado simultáneamente por muchas variables bióticas y abióticas (Dangi *et al.*, 2011).

Recuentos de microorganismos funcionales en los suelos

La importancia de las interacciones planta-microorganismos en la estructura de los ecosistemas es ampliamente reconocida y dicha asociación es esencial para el crecimiento de cualquier especie vegetal. En el análisis realizado se evidencia que la densidad de la mayoría de los grupos de microorganismos se incrementan con relación a disponibilidad de nutrientes, algunos por procesos de descomposición, otros por solubilización, como es el caso del fosfato inorgánico transformándolo a ortofosfato, que es una forma asimilable para las plantas; este tipo de adaptabilidad específica por parte de los microorganismos hace que estas poblaciones se denominen grupos funcionales (Bashan *et al.*, 2015).

Microorganismos celulolíticos

El alimento es parte del ecosistema microbiano y es uno de los factores más importantes que determinan la comunidad que se desarrolla sobre él, dentro del sustrato los carbohidratos desempeñan un papel determinante (Rodríguez *et al.*, 2006). El crecimiento microbiano depende del influjo de materiales orgánicos como la celulosa, lo cual depende en gran medida de la disponibilidad de C en los suelos (Cao *et al.*, 2008). En este sentido, es conocido que los microorganismos de la rizósfera son capaces de usar un amplio rango de moléculas orgánicas complejas como lignina, celulosa y otros polisacáridos, una consecuencia de dicha habilidad es que estos no dependen de los exudados radiculares para sobrevivir (Matsumoto *et al.*, 2005).

Estos grupos funcionales han sido evaluados en otras zonas como el páramo de Rabanal en el departamento de Boyacá por Beltrán & Lizarazo (2013), quienes encontraron hasta 4.3 Log UFC.g⁻¹ de suelo; por otra parte, en cultivos de interés agronómico como la cebolla junca Torres & Lizarazo (2006) reportaron 4.63 Log UFC.g⁻¹ de suelo que son valores comparables a los reportados en la zonas evaluadas.

La abundancia de microorganismos del suelo se relaciona con la distribución espacial de los recursos pues se sabe que con la profundidad esta disminuye debido a que declina la concentración de carbono orgánico (Helgason *et al.*, 2014). De otra parte, Cao *et al.* (2008) afirman que la actividad microbiana del suelo es mayor en la superficie del suelo que en las capas profundas, debido a que el suministro de carbono fresco que proviene de la biomasa vegetal y el incremento de materiales orgánicos e inorgánicos provee sustratos para una comunidad microbiana abundante y activa. En este estudio las muestras de suelo para el análisis microbiológico fueron tomadas a poca profundidad, esto podría explicar por qué los recuentos encontrados son comparables con los reportados para suelos agrícolas.

Con el progreso de la sucesión vegetal se incrementa la fijación de carbono por medio de la fotosíntesis y la subsecuente transferencia de C al suelo a través de la hojarasca y el ciclaje a nivel de la raíz, lo que contribuye a su acumulación (Cheng & An, 2015). Esto haría pensar que en la zona con intervención las poblaciones de microorganismos celulolíticos serían superiores, pero en este caso esta situación no ocurre, a pesar de que las plántulas utilizadas en el proceso de restauración llevan establecidas cerca de cinco años, y en términos de presencia de microorganismos celulolíticos no se puede asegurar que el proceso de restauración ha sido progresivo y ha mejorado las propiedades químicas y microbiológicas del suelo, como lo indican Cao *et al.* (2008), pues las poblaciones son invariables en las dos zonas contrastantes.

Microorganismos amilolíticos

El almidón y la celulosa son las dos fuentes de carbono más distribuidas en la naturaleza. Estos polímeros están compuestos de unidades de glucosa y se requieren de diferentes sistemas enzimáticos para degradarlos (Arellano & Olmos, 1999). Los grupos microbianos con actividad amilolítica juegan un papel fundamental en el ciclaje de nutrientes a nivel de suelo, pues actúan sobre el almidón

gracias a la producción de enzimas extracelulares denominadas amilasas, liberando glucosa que es un sustrato más fácilmente asimilable por el resto de las poblaciones heterótrofas de microorganismos (Beltrán & Lizarazo, 2013).

La adecuada proporción de materia orgánica facilita el establecimiento de estas poblaciones en las dos zonas en estudio. Se conoce que el humus en suelos es una fuente importante de minerales y nutrientes orgánicos como el almidón para las poblaciones de microorganismos nativos (Cheng & An, 2015). Pero, en esta investigación, este grupo funcional fue el que presentó menos abundancia para las dos zonas estudiadas, lo que podría relacionarse con la disponibilidad de sustratos carbonáceos fácilmente asimilables, como es la glucosa que se libera producto de la hidrólisis del almidón. Se sabe que los factores ambientales como la reducción en la disponibilidad de oxígeno y la baja temperatura pueden hacer más lentos procesos de descomposición por la disminución de la velocidad del metabolismo y la reducción de la actividad de las enzimas extracelulares como las amilasas (Helgason *et al.*, 2014).

La fertilidad del suelo está controlada por las actividades biogeoquímicas de la microbiota que actúa como abastecedor potencial de nutrientes para las plantas, como es el caso de las poblaciones de amilolíticos (Sivila de Cary & Angulo, 2006), estas poblaciones han sido evaluadas en otros ecosistemas perturbados como suelos afectados por incendios forestales en el páramo de Rabanal, encontrando poblaciones de hasta 4.8 Log UFC.g⁻¹ de suelo (Beltrán & Lizarazo, 2013), que son valores superiores a los registrados en esta investigación.

Microorganismos proteolíticos

El carbón orgánico del suelo se constituye de varios componentes que difieren en sus propiedades físico-químicas y en el grado de estabilización y tiempo de reciclado (Abakumov *et al.*, 2013). Las proteínas son un componente fundamental de la materia orgánica del suelo, por eso el rol de las poblaciones proteolíticas es crucial. Gracias a la

producción de enzimas proteasas se produce la liberación de compuestos menores asimilables, como los aminoácidos que hacen parte de la materia orgánica particulada y que pueden ser rápidamente accesibles para los microorganismos (Zimmermann *et al.*, 2007).

Algunos factores que pueden afectar la actividad y tasa de crecimiento microbiana en los suelos incluyen la disponibilidad de oxígeno y la fertilidad del mismo (Cao *et al.*, 2008). Los microorganismos tienen el potencial de competir con las raíces de las plantas por aminoácidos libres en la solución del suelo, especialmente cuando la actividad microbiana es intensa como ocurre en la rizósfera (Matsumoto *et al.*, 2005); esto explicaría la menor proporción de este tipo de microorganismos en la zona revegetalizada.

En lo concerniente a la zona intervenida, la proporción de estas poblaciones disminuye con respecto a su contraparte en la zona sin intervención. Es importante reconocer que reducciones en la actividad de los microorganismos del ciclo del C pueden influenciar la fertilidad del suelo, su estructura y, por lo tanto, la habilidad de los suelos para liberar nutrientes. Además, la ausencia de microorganismos puede afectar severamente el establecimiento de plántulas, el crecimiento y la sobrevivencia (Bashan *et al.*, 2015). Estas poblaciones han sido evaluadas en suelos perturbados como en el estudio realizado por Beltrán & Lizarazo (2013), encontrando valores de hasta 4.6 Log UFC.g⁻¹ de suelo que son valores comparables a los obtenidos en esta investigación.

Microorganismos solubilizadores de fosfato

Linares (1999) indica que los microorganismos solubilizadores hacen parte de la microflora nativa de los suelos y se encuentran en niveles de hasta 4.23 Log UFC.g⁻¹ de suelo. Sin embargo, los valores reportados en este estudio son superiores. La revegetalización ha sido reportada como la forma más efectiva para abatir la erosión del suelo, su degradación y como una alternativa para restaurar la integridad ecológica en ecosistemas perturbados

(Cheng & An, 2015). Adicionalmente, es sabido que la abundancia de diversos grupos microbianos, incluidos los solubilizadores, está ligada directamente a la abundancia de plantas y actividad fisiológica de las mismas (Archer & Pyke, 1991). En general, parece existir un efecto rizosférico sobre dichos organismos debido a que los exudados radicales y detritus vegetales proporcionan el sustrato energético para que sea posible la actividad microbiológica solubilizadora de fosfato (Valero, 2003). A pesar de esto, en la zona sin revegetalización la densidad de este grupo funcional fue superior.

El grupo funcional de los solubilizadores de fosfato está presente en varios tipos de ecosistemas tanto naturales como agroecosistemas (Beltrán, 2014). La evaluación de este tipo de poblaciones se ha realizado principalmente a nivel de agroecosistemas como suelos cultivados con cebolla junca, papa y arroz, en donde se encontraron en todos los casos valores comparables a los registrados en este estudio (Torres & Lizarazo, 2006; Vanegas *et al.*, 2013; Beltrán & Lizarazo, 2013). A pesar de lo reportado por Carniero *et al.* (2004), quienes indicaron que los suelos agrícolas pueden presentar valores de UFC más altos que los suelos forestales y que uno de los factores que más incide sobre este parámetro es el pH del suelo modificado por la adición de fertilizantes, lo que también favorece al incremento de nutrientes.

Este grupo funcional de microorganismos es el que muestra la mayor abundancia para las dos zonas analizadas. Al respecto, Van der Heijden *et al.* (2008) reportan que los microorganismos solubilizadores pueden llegar a constituir cerca del 40% de la población cultivables en el suelo. Pero, según lo reportado por Torres & Lizarazo (2006), las bacterias solubilizadoras de fosfato se encuentran en menor proporción que los grupos funcionales del ciclo del carbono. Sin embargo, al comparar sus resultados con los obtenidos en esta investigación concuerdan en que el grupo funcional de los solubilizadores de fosfato mantiene tamaños poblacionales similares a los del grupo de los fijadores de nitrógeno.

Microorganismos libres fijadores de nitrógeno

Las bacterias fijadoras de nitrógeno pueden favorecer el establecimiento de las plantas, aumentar su productividad e incrementar la explotación de los suelos en términos de agua y nutrientes, también aumentan la cantidad de nutrientes a nivel del follaje y permiten aumentar las tasas de sucesión en los sitios revegetalizados (Archer & Pike, 1991).

En este sentido, el estudio registró que este tipo de comunidades microbianas se han logrado establecer en las dos zonas y esto es importante ya que las reducciones en la actividad de microorganismos rizosféricos fijadores de nitrógeno puede influenciar en la fertilidad de suelos, estructura y, por tanto, su capacidad de liberar nutrientes (Archer & Pike, 1991). Los microorganismos fijadores libres de nitrógeno contribuyen al mantenimiento de la diversidad a través de su influencia en la disponibilidad de diferentes fuentes de nitrógeno tanto orgánico como inorgánico en los suelos (Van der Heijden *et al.*, 2008).

En ecosistemas disturbados las reducciones en la biomasa vegetal pueden reducir la energía para los organismos del suelo (Archer & Pike, 1991). La evaluación de microorganismos fijadores de nitrógeno en suelos perturbados por incendios forestales realizada por Beltrán & Lizarazo (2013), donde indicaron poblaciones de hasta 5.4 Log UFC.g⁻¹ de suelo, los cuales son valores superiores a los encontrados en esta investigación, lo que podría indicar que estas poblaciones se recuperan rápidamente tras algún tipo de disturbio o condiciones ambientales poco favorables.

El establecimiento y persistencia de las plantas vasculares en proyectos de restauración podrían facilitarse si se hicieran esfuerzos para introducir bacterias fijadoras de nitrógeno de vida libre en los terrenos (Archer y Pike, 1991). En esta investigación se evidencia que estas poblaciones están presentes en los suelos de manera natural y son componentes importantes del ciclo de nitrógeno en la zona. Dado que en los suelos se presenta una competencia entre las poblaciones de la rizósfera y las plantas por los compuestos de C y N disponibles,

esto puede afectar a las poblaciones de bacterias fijadoras de nitrógeno y a las plantas establecidas (Matsumoto *et al.*, 2005; Van der Heijden *et al.*, 2008).

Correlaciones entre los grupos funcionales de microorganismos

En la zona revegetalizada se encontró una correlación positiva entre bacterias proteolíticas y las solubilizadoras de fosfato, lo que podría indicar que los grupos bacterianos están actuando sinérgicamente posibilitando mecanismos de cometabolismo (Atlas & Bartha, 2002). Esta correlación ya ha sido encontrada en el estudio realizado por Torres & Lizarazo (2006), quienes evaluaron diferentes grupos funcionales en suelo rizosférico y suelo total de cultivos de cebolla y papa. El resto de correlaciones entre grupos funcionales no fueron estadísticamente significativas (tabla 2).

Para la zona sin intervención se encontró una correlación negativa entre las poblaciones de los solubilizadores de fosfato y los fijadores de nitrógeno. Esta relación podría implicar un fenómeno de competencia por nutrientes o espacio entre las dos poblaciones microbianas implicadas. A diferencia de lo reportado en esta investigación, Torres & Lizarazo (2006) evidenciaron una correlación positiva entre los grupos de solubilizadores de fosfato y los fijadores de nitrógeno en suelos de cultivos de cebolla y papa. Adicionalmente, Beltrán & Lizarazo (2013) encontraron una correlación positiva entre esos dos grupos funcionales de microorganismos en suelos de páramo afectados por incendios forestales.

En síntesis, se conoce que en áreas en donde los procesos de revegetalización no prosperan es porque generalmente la capa superficial del suelo se ha perdido y con ella los microorganismos benéficos asociados a las plantas y consecuentemente su fertilidad (Bashan *et al.*, 2015). Sin embargo, en esta investigación se pudo encontrar que dichos grupos funcionales evaluados hacen parte de la microflora normal del suelo, que están presentes tanto en suelos revegetalizados como en suelos sin revegetalización y que si bien la literatura indica

que su abundancia debería ser mayor en zonas intervenidas y en proceso de restauración, debido a la gran variedad de vínculos planta-microorganismo que se establecen en la zona rizosférica, esto no siempre se cumple.

CONCLUSIONES

El estudio mostró que los grupos funcionales evaluados hacen parte de la microflora normal del suelo y están presentes en los suelos con y sin revegetalización, debido a que en las dos zonas evaluadas no se evidenciaron diferencias significativas en el recuento de microorganismos celulolíticos y amilolíticos, a pesar de que el contenido de materia orgánica difiere en las dos zonas analizadas, siendo superior para el área sin revegetalización.

De los grupos funcionales caracterizados en la investigación, los microorganismos proteolíticos y las bacterias solubilizadoras de fosfato presentaron diferencias estadísticamente significativas entre zonas de estudio. Lo anterior se asocia a los procesos naturales de sucesión en donde algunas plantas nativas se desarrollan en el terreno disturbado y promueven el establecimiento de estos grupos de microorganismos, que son los encargados de garantizar el ciclaje de nutrientes en el suelo.

En cuanto a los resultados comparativos entre zonas de estudio, el área con revegetalización registró una correlación positiva estadísticamente significativa entre las poblaciones de bacterias proteolíticas y solubilizadoras de fosfato, que podrían indicar procesos de cometabolismo y competencia entre poblaciones microbianas del suelo, los cuales favorecen el equilibrio ecológico del mismo. En la zona sin revegetalización no se encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre la mayoría de los grupos funcionales de microorganismos analizados, a excepción de la correlación negativa registrada entre las poblaciones de solubilizadores de fosfato y los fijadores libres de nitrógeno, la cual resultó ser significativa.

Finalmente, el estudio mostró que en procesos de restauración ecológica, las técnicas de revegetalización promueven cambios en la dinámica de nutrientes en el suelo, generando el establecimiento de grupos funcionales de microorganismos en las diferentes etapas de procesos sucesionales.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abakumov, E., Cajthaml, T., Brus, J. & Frouz, J.** (2013). Humus accumulation, humification and humic acid composition in soils of two post-mining chronosequences after coal mining. *Journal of Soils Sediments*, 13, 491- 500.
- Alcaldía de Villa de Leyva.** (2012). Plan de desarrollo municipal 2012-2015. Villa de Leyva: Alcaldía Municipal. 34 p.
- Archer, S. & Pyke, D.** (1991). Plant-animal interactions affecting plant establishment and persistence on revegetated rangeland. *Journal of Range Management*, 44(8), 558-565.
- Arellano, F. & Olmos, J.** (1999). Enzimas amilolíticas microbianas. *Biotecnología*, 4(3), 115-121.
- Atlas, R. & Bartha, R.** (2002). Ecología microbiana y Microbiología ambiental. Madrid-España: Pearson Educación S.A. 608 p.
- Bashan, Y., Puente, E., Salazar, B., De-Bashan, L., Bacilio, M., Hernández, J., Leyva, L., Romero, B., Villalpando, R. & Bethlenfalvay, G.** (2015). Reforestación de tierras erosionadas en el desierto: el papel de las bacterias promotoras de crecimiento

- en plantas y la materia orgánica. *Suelos Ecuatoriales*, 35 (1), 70-77.
- Beltrán, M. & Lizarazo, L.** (2013). Grupos funcionales de microorganismos en suelos de páramo afectados por incendios forestales. *Revista de Ciencias*, 17(2), 121-136.
- Beltrán, M.** (2014). La solubilización de fosfatos como estrategia microbiana para promover el crecimiento vegetal. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 15(1), 101-113.
- Bizuye, A., Sago, A., Admasu, G., Getachew, H., Kassa, P. & Amsaya, M.** (2014). Isolation, optimization and characterization of protease producing bacteria from soil and water in Gondar town, North West Ethiopia. *International Journal of Bacteriology, Virology and Immunology*, 1(3), 020-024.
- Bouyoucos, G.** (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. *Agronomy Journal*, 54, 464-465.
- Bray, R. & Kurtz, L.** (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39-46.
- Cao, C., Jiang, D., Teng, X., Jiang, Y., Liang, W. & Cui, Z.** (2008). Soil chemical and microbiological properties along a chronosequence of *Caragana microphylla* Lam. plantations in the Horqin sandy land of Northeast China. *Applied Soil Ecology*, 40, 78-85.
- Carniero, R., Mendes, L., Lovato, P., Carvalhi, A. & Vivaldi, L.** (2004). Indicadores biológicos asociados ao ciclo del fósforo em solos de cerrado sob plantio direto e plantio convencional. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 39(7), 661-669.
- Cheng, M. & An, S.** (2015). Responses of soil nitrogen, phosphorous and organic matter to vegetation succession on the Loess Plateau of China. *Journal Arid Land*, 7(2), 216-223.
- Dangi, S., Stahl, P., Wick, A., Ingram, L. & Buyer, J.** (2011). Soil microbial community recovery in reclaimed soils on a surface coal mine site. *Soil Science Society of America Journal*, 76, 915-924.
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M. & Montenegro, G.** (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Santiago de Chile: Gráfica Lom y Concha y Toro 25. 162 p.
- Fu, X., Shao, M. & Wei, X.** (2010). Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma*, 155, 31-35.
- Helgason, B., Korschun, H., Bedard, A. & Vanderbygaard, A.** (2014). Microbial distribution in an eroded landscape: Buried A horizons support abundant and unique communities. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 196, 94-102.
- Horwitz, W.** (2000). Official Methods of Analysis of AOAC International. Gaithersburg, MA: AOAC International. 771 p.
- Hou, F., Xiao, J. & Nan, Z.** (2002). Eco-restoration of abandoned farmland in the Loess Plateau. China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 13(8), 923-929.
- Hu, C., Fu, B. & Jin, T.** (2009). Effects of vegetation restoration on soil microbial biomass carbon and nitrogen in hilly areas of Loess Plateau. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 20(1), 45-50.
- Huxel, G. & Hastings, A.** (1999). Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology*, 7, 309-315.
- Li, X., Kong, D. & Tan, H.** (2007). Changes in soil and vegetation following stabilization of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil*, 300, 221-231.
- Linares, N.** (1999). Efecto de las bacterias solubilizadoras de fósforo en la producción del cultivo de arroz (Trabajo de pregrado, Facultad de Agronomía). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 70 p.
- Matsumoto, L., Martines, A., Avanzi, M., Albino, U., Brazil, C., Saridakis, D., Rampazo, L., Zangaro, W. & Andrade, G.** (2005). Interactions among functional groups in the cycling of carbon, nitrogen and phosphorus in the rhizosphere of three successional species of tropical woody trees. *Applied Soil Ecology*, 28, 57-65.
- Minitab Inc.** (2003). MINITAB Statistical Software, Release 14 for Windows, State College, Pennsylvania. MINITAB® is a registered trademark of Minitab Inc.
- Mummy, D., Stahl, P. & Buyer, J.** (2002). Soil microbiological and physiochemical properties 20 years

- after surface mine reclamation: Comparative spatial analysis of reclaimed and undisturbed ecosystems. *Soil Biology Biochemistry*, 34, 1717-1725.
- Nautiyal, C.** (1999). An efficient microbiological growth medium for screening phosphate-solubilizing microorganisms. *FEMS Microbiology Letters*, 170, 265-270.
- Rodríguez, Z., Boucourt, R., Rodríguez, J., Albelo, N., Nuñez, O. & Herrera, F.** (2006). Aislamiento y selección de microorganismos con capacidad de degradar el almidón. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 40(3), 349-354.
- Samira, M., Mohammad, R. & Gholamreza, G.** (2011). Carboxymethyl-cellulase and filter-paperase activity of new strains isolated from Persian Gulf. *Microbiology Journal*, 1(1), 8-16.
- Sivila de Cary, R. & Angulo, W.** (2006). Efecto del descanso agrícola sobre la microbiota del suelo (Patarani–Altiplano Central boliviano). *Ecología en Bolivia*, 41(3), 103-115.
- Systat Software Inc. (SSI).** (2003 -2013). SigmaPlot Versión 10.0. [software de computadora en CD-ROM]. United States of America. Recuperado de: <http://www.sigmaplot.co.uk/products/sigmaplot/sigmaplot-details.php>
- Torres, M. & Lizarazo, L.** (2006). Evaluación de grupos funcionales del ciclo del C, N y P y actividad de la fosfatasa ácida en dos suelos agrícolas del departamento de Boyacá. *Agronomía Colombiana*, 24(2), 317-325.
- United States Department of Agriculture (Usda).** (1999). Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. Estados Unidos: Usda. 82 p.
- Valero, N.** (2003). Potencial biofertilizante de bacterias diazotróficas y solubilizadoras de fosfato asociadas al cultivo de arroz (*Oriza sativa*) (Trabajo de Maestría, Ciencias–Microbiología). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 92 p.
- Van der Heijden, M., Bardgett, R., Van Straalen, N.** (2008). The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 296-310.
- Vanegas, J., Landazabal, J., Melgarejo, L., Beltrán, M., Uribe, D.** (2013). Structural and functional characterization of the microbial communities associated with the upland and irrigated rice rhizospheres in a neotropical Colombian savannah. *European Journal of Soil Biology*, 55, 1-8.
- Vargas, O.** (Ed.). (2007). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Bogotá: Convenio Interinstitucional Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente, Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia. 194 p.
- Walkley, A. & Black, I.** (1934). An examination of DeGjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37,29-38.
- Wen X, Zhi Yang, Ch., Jiao Chena, Y., Min Chena, L., Zhu Zhanga, D., Meia, L., Tao shia, Y. & Bo zhanga, H.** (2012). Changes in non-symbiotic nitrogen-fixing bacteria inhabiting rhizosphere soils of an invasive plant *Ageratina adenophora*. *Applied Soil Ecology*, 54, 32-38.
- Wen, Z., Jiao, F., Liu, B.** (2005). Natural vegetation restoration and soil nutrient dynamic of abandoned farmlands in forest-steppe zone on Loess Plateau. *Chinese Journal of Applied ecology*, 16(11), 2025-2029.
- Zhang, C., Liu, G. & Xue S.** (2012). Rhizosphere soil microbial properties on abandoned croplands in the Loess Plateau, China during vegetation succession. *European Journal of Soil Biology*, 50,127-136.
- Zimmermann, M., Leifeld, J. & Fuhrer, J.** (2007). Quantifying soil organic fractions by infrared-spectroscopy. *Soil Biology & Biochemistry*, 39,224-231.





CARACTERÍSTICAS DE LOS CULMOS DE GUADUA DE ACUERDO AL SITIO Y SU ESTADO DE MADUREZ

Characteristics of Guadua culms according to site and stage of maturity

Juan Martin Maya Echeverry¹, Juan Carlos Camargo García² & Oscar Marino Mosquera³

Maya Echeverry, J.M., Camargo García, J.C. & Marino Mosquera, O. (2017). Características de los culmos de guadua de acuerdo al sitio y su estado de madurez. *Colombia Forestal*, 20(2), 171-180.

Recepción: 18 de abril 2016

Aprobación: 22 de mayo 2017

Resumen

Culmos de la especie de bambú guadua (*Guadua angustifolia* Kunth) obtenidos de bosques naturales dominados por esta especie y localizados en dos sitios con condiciones ecológicas diferentes, fueron evaluados para determinar cambios en propiedades físico-mecánicas y el contenido de lignina. Las probetas evaluadas fueron tomadas de culmos en diferente estado de madurez cuya edad oscilaba entre 1 y 5 años. Dentro de cada sitio, los valores de las propiedades evaluadas tienden a ser más altos en edades mayores, pero no siempre estas diferencias fueron significativas ($p > 0.05$). Mientras que aquellos culmos que provenían del sitio localizado a menor altitud, más cálido y más seco mostraron valores significativamente mayores ($p < 0.05$) para las variables evaluadas. Con base en los resultados obtenidos, se debe considerar que aunque la madurez de los culmos es relevante para la definición de propiedades físico-mecánicas y lignina, las condiciones de sitio representan cambios que deben ser considerados cuando se quiere hacer una selección de los mismos y de ciertos atributos que son requeridos en el mercado.

Palabras clave: Contenido de lignina, dureza, Guadua angustifolia Kunth, resistencia a la compresión.

Abstract

From two natural bamboo stands dominated by the bamboo species guadua (*Guadua angustifolia* Kunth) located in sites with different ecological conditions, culms were assessed in order to elucidate possible changes in physical-mechanical properties and lignin content as well. Test pieces were collected from the two sites and were obtained from guadua culms with ages between 1 and 5 years. Among sites the values obtained of physical-mechanical properties and lignin content tend to increase with culms age; however, these changes were not always significantly different ($p > 0.05$). Those culms from the warmer and drier site located at lower altitude showed on average values significantly ($p < 0.05$) higher of the variables assessed. Considering the results obtained, culm maturity is an important factor influencing both physical-mechanical properties and lignin content, however ecological conditions determine larger differences in these variables to be considered for selecting bamboo culms when specific attributes are required by the market.

Keywords: Lignin content, hardness, Guadua angustifolia Kunth, compression strength.

1 Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Risaralda. jmmaya@utp.edu.co. Autor para correspondencia.

2 Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Risaralda. jupipe@utp.edu.co

3 Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Risaralda. omosquer@utp.edu.co

INTRODUCCIÓN

Guadua angustifolia Kunth (guadua) es una especie de bambú que se distribuye naturalmente en las regiones tropicales de América Central y del Sur (Rugeles *et al.*, 2012). Esta especie de bambú es leñosa y representa para la región cafetera de Colombia un importante recurso natural utilizado tradicionalmente por los agricultores para la construcción de viviendas, muebles, artesanías y pisos (Londoño, 1998). Las propiedades físicas y los beneficios ambientales del bambú lo convierten en una fuente de materia prima excepcional con una amplia gama de usos y con potencial para la generación de recursos que permitan reducir la pobreza (Lobovikov *et al.*, 2005).

Por su amplia distribución geográfica y adaptabilidad a diferentes climas y suelos la guadua puede presentar diferencias en cuanto a su desarrollo y crecimiento (Castaño, 2002), determinando el buen desarrollo de la planta la calidad del sitio, la precipitación y la temperatura donde crezca (Giraldo & Sabogal, 1999). Los guaduales presentan los mejores índices de crecimiento en alturas entre los 1200 y 1500 m de altitud sobre valles, con temperaturas medias entre 19.6 y 21.3 °C y pendientes de hasta 18%. Así mismo, las condiciones ideales del suelo están dadas por densidades aparentes bajas y altos contenidos de aluminio (García & Camargo, 2010). Por lo anterior, establecer los posibles cambios que presentan los culmos de guadua de acuerdo a las diferencias ecológicas donde se presenta es importante para definir las características de materia prima que se podría obtener dadas ciertas condiciones de sitio.

En cuanto a su composición química, la guadua está constituida principalmente por celulosa y lignina (Mosquera *et al.*, 2008), esta última es el segundo componente más importante de la pared celular de todas las plantas vasculares y representa entre 20-35% de la biomasa vegetal (Kuroda *et al.*, 2002).

De otro lado, se ha establecido la importancia de los cambios en propiedades físico-mecánicas

de los culmos de acuerdo a su estado de madurez (Gritsch *et al.*, 2004; Correal & Arbeláez, 2010; Rodríguez & Henao, 2013; Camargo & Suarez, 2014) cambios que pueden ser también observados en los contenidos de lignina (Mosquera *et al.*, 2008). No obstante, establecer de forma simultánea el efecto que pueden tener las condiciones de sitio y la madurez de los culmos implica la evaluación en condiciones ecológicas contrastantes.

Teniendo en cuenta lo anterior, en este trabajo se evaluaron los cambios de propiedades físico-mecánicas y contenido de lignina de culmos de guadua provenientes de dos sitios ecológicamente diferentes, teniendo en cuenta su estado de madurez.

MATERIALES Y MÉTODO

Área de estudio

Para la realización del presente estudio se seleccionaron dos sitios de análisis en el municipio de Pereira, Colombia, ambos con características ecológicas diferentes (altitud, precipitación, temperatura y suelo). El primero incluyó 24.8 ha de bosques naturales de guadua en la finca Yarima, ubicada al sur del municipio de Pereira, a 1150 m de altitud, con una precipitación promedio anual de 2262 mm y una temperatura media de 24°C. Los suelos en este sitio corresponden principalmente al orden de los inceptisoles, con pH fuertemente ácido, alto contenido de materia orgánica, fertilidad moderada y textura franco arcillosa, en una topografía de relieve colinado en la parte baja del abanico fluviovolcánico Pereira-Armenia.

El segundo sitio de estudio corresponde a 7 ha de bosques naturales de guadua, localizados en el Jardín Botánico de la Universidad Tecnológica de Pereira (JB-UTP), ubicado en la zona suroriental del perímetro urbano de la ciudad de Pereira a 1450 m de altitud, con precipitación promedio anual de 2209.7 mm y temperatura media anual

de 20 °C. Los suelos en esta parte son del orden de los andisoles, evolucionaron de cenizas volcánicas, acumulan altas cantidades de materia orgánica debido a la formación de complejos órgano-minerales; su fertilidad natural es moderada, con pH moderadamente ácido, textura franca arenosa y ubicados en la parte media alta del abanico fluviovolcánico Pereira –Armenia. Algunas características químicas y físicas de los suelos en los dos sitios se presentan en la [tabla 1](#).

Selección de muestras

Fueron seleccionados un total de 30 culmos de guadua, 15 por cada sitio, de parcelas permanentes donde se registra el momento en que cada culmo emerge, de tal manera que se conoce su edad y estado de madurez. Del sitio 1 (Yarima), fueron seleccionados culmos de 1.5, 3, 4.5 y 5 años. Mientras que del sitio 2 (Jardín Botánico), se seleccionaron culmos de 1, 3 y 5 años de edad. Las variaciones en los rangos de edades obedecen a la disponibilidad de culmos al momento del muestreo.

El corte de los culmos seleccionados para efectuar las pruebas se hizo sobre el primer entrenudo encima del suelo de acuerdo a la norma [ISO \(2004\)](#) e [ISO-TR \(2004\)](#). Posterior al corte de cada culmo se extrajeron tres probetas correspondientes a tres secciones representadas por los entrenudos 3-4, 6-7, 9-10, como se representa en la figura 1, para un total de 90 probetas. Cada una de las probetas fue etiquetada de acuerdo al sitio, edad y sección.

Tabla 1. Características químicas y físicas generales de los suelos en los dos sitios de estudio entre 0 y 25 cm de profundidad.

Finca/sitio	pH		MO (%)		Bases totales cmoles l ⁻¹		Da g. cm ⁻³		Textura
	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE	
Yarima	5.2	0.2	8.0	1.6	8.6	2.5	0.8	0.1	Franco arcillosa
Jardín Botánico	5.4	0.2	14.7	3.5	5.7	3.0	0.5	0.1	Franco arenosa

MO = materia orgánica; Da = densidad aparente; DE = desviación estándar.

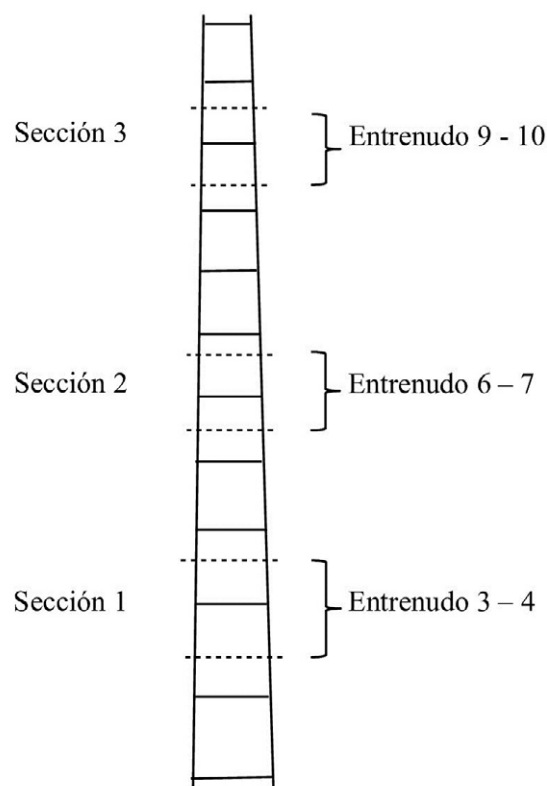


Figura 1. Secciones del culmo para estudio.

Evaluación de las propiedades físicas, mecánicas y químicas

Previo a la realización de las pruebas, el contenido de humedad fue evaluado para cada probeta, tomando dos muestras de cada extremo y luego se siguió el procedimiento de la Norma Técnica Colombiana [NTC \(2007\)](#).

Las muestras usadas para determinación de humedad se fraccionaron en dos cada una y se usaron para la medición de la densidad utilizando la técnica de inmersión propuesto en la norma [ISO-TR \(2004\)](#).

La resistencia a la compresión paralela a las fibras fue medida en todas las probetas siguiendo el método establecido en la [ISO/TR \(2004\)](#) y la [NTC \(2007\)](#). Todos los ensayos se realizaron en el Laboratorio de materiales de la Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales.

Para la evaluación de la dureza se utilizó un durómetro de carátula Mitutoyo Hardmatic 811-331 Akashi, provisto con una manecilla para retener pico para lecturas libres de error. Las mediciones en unidades Shore se realizaron de forma perpendicular en ocho puntos aleatorios sobre la cara externa e interna de las probetas.

Para el análisis de lignina ácida insoluble se tomaron muestras de residuos del corte (ripio) al momento de obtener las muestras para humedad. La extracción de la lignina insoluble siguió la metodología de la norma Tappi 222 om-06 ([Tappi, 2006](#)) con algunas modificaciones: se tomaron 250 mg del material previamente tamizado, se agregaron 3.75 mL de ácido sulfúrico al 72% y se dejó reaccionar durante 2 horas a 15°C. Pasado este tiempo, se ajustó el volumen de la mezcla reaccionante con la adición de 143.75 mL de agua para que el ácido quedara al 1.9% y se sometió a ebullición durante 4 horas; fue necesario adicionar agua frecuentemente para mantener constante la concentración del ácido. Posteriormente, la solución se dejó enfriar y se almacenó a 10°C durante 12 horas para permitir que la lignina insoluble decantara. Finalmente, el sobrenadante se filtró y el residuo se secó a 105°C. El porcentaje de lignina insoluble en la muestra se determinó, según [Tappi \(2006\)](#), mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Lignina insoluble} = (\text{Peso del residuo} / 250 \text{ mg}) \times 100$$

Esta extracción se realizó por triplicado en días diferentes para verificar la reproducibilidad del método de extracción.

ANÁLISIS

De cada una de las variables evaluadas se determinaron estadísticas descriptivas en general y por sitio. Luego se realizaron pruebas de normalidad mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro Wilk y la prueba de Levene's fue aplicada para determinar la homocedasticidad de varianza. Para establecer relaciones entre variables se realizaron análisis de correlación y, luego, para determinar diferencias entre sitios, edades y secciones se utilizó el análisis de varianza. Todos los análisis fueron realizados utilizando el software SPSS Statistics ([SPSS-Statistics, Version 20](#)).

RESULTADOS

Las pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro Wilk arrojaron valores no significativos ($p > 0.05$) y, por tal razón, se puede considerar que todas las variables evaluadas se ajustan a una distribución normal. Así mismo, la prueba de Levene's corroboró la homocedasticidad de la varianza de las variables evaluadas entre sitios y de acuerdo a la edad.

En general, las probetas provenientes del Jardín Botánico tienen mayor contenido de humedad, mayor diámetro y valores significativamente menores ($p < 0.05$) para las variables físico-mecánicas de los culmos extraídos allí. La lignina ácida contrariamente fue significativamente mayor ($p < 0.05$) en las probetas extraídas de culmos del Jardín Botánico ([tabla 2](#)).

La relación entre el mayor contenido de humedad y menores valores para las variables físico-mecánicas es confirmada mediante el análisis de correlación ([tabla 3](#)), donde también se observan relaciones significativamente positivas ($P < 0.05$) entre la densidad, la dureza y la resistencia a la compresión. La relación de estas variables con la humedad es inversa de acuerdo a los valores del coeficiente de correlación de Pearson. La lignina ácida solamente muestra relaciones significativas

($p < 0.05$) con la densidad, aunque el valor del coeficiente de correlación no es alto, mayores contenidos de lignina estarían asociados a menores valores de densidad (tabla 3).

Cambios de acuerdo a la sección del culmo y la edad en las propiedades evaluadas

Cuando las variables fueron evaluadas de acuerdo a la posición o sección de donde fueron tomadas no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las mismas, tampoco ningún patrón o tendencia que pudiera ser descrito.

Al considerar la edad como factor, el comportamiento de las variables fue distinto entre ambas zonas. La dureza no mostró cambios significativos

($p > 0.05$) de acuerdo a la edad de los culmos en ambos sitios, los valores promedio fueron más bajos en los culmos más jóvenes (figuras 2a y 2b). Para la densidad y la resistencia a la compresión se observaron valores significativamente ($p < 0.05$) menores en los culmos más jóvenes del Jardín Botánico (figuras 2c, 2d, 2e y 2f). En Yarima no se observaron diferencias para la densidad, no obstante, la resistencia mostró un ligero incremento (aunque no significativo) ($p > 0.05$) con la edad de los culmos. El contenido de lignina cambió significativamente ($p < 0.05$) con la edad en Yarima, siendo menor en los culmos más jóvenes, sin embargo, para los culmos del Jardín Botánico no se observaron cambios significativos ($p > 0.05$) (figura 2g y 2h).

Tabla 2. Estadísticas descriptivas de las variables analizadas en general y para cada uno de los sitios.

Variable	n	General	Yarima	Jardín Botánico
		Media-DE	Media-DE	Media-DE
Contenido de humedad (%)	180	57.9 ± 6.8	52.2 ^a ± 3.31	63.6 ^b ± 4.19
Diámetro (cm)	180	12.6 ± 2.9	10.3 ^b ± 1.5	15.1 ^a ± 1.8
Dureza (Shore)	720	46.2 ± 5.2	50.6 ^a ± 2.7	41.8 ^b ± 2.85
Densidad (g cm ⁻³)	720	0.76 ± 0.1	0.83 ^a ± 0.05	0.68 ^b ± 0.08
Resistencia a la compresión (Mpa)	90	30.1 ± 9.8	37.9 ^a ± 5.9	22.3 ^b ± 6.04
Lignina ácida (%)	180	28.6 ± 3.2	27.5 ^b ± 2.5	29.6 ^a ± 3.5

n= número de muestras o probetas evaluadas; DE = desviación estándar; letras diferentes entre los valores de las medias son diferencias estadísticamente ($p < 0.05$) significativas entre los sitios.

Tabla 3. Coeficiente de correlación de Pearson y probabilidad (p) entre las variables evaluadas por encima de la diagonal los valores de correlación encontrado, debajo de la diagonal valor de probabilidad, en negrita las correlaciones significativas con $p \leq 0.01$

Variables	Contenido de humedad	Dureza	Densidad	Resistencia a la compresión	Lignina ácida
Contenido de humedad	1.0000	-0.8592	-0.8029	-0.9372	0.2054
Dureza	$p \leq 0.001$	1.0000	0.6474	0.8336	-0.1367
Densidad	$p \leq 0.001$	$p \leq 0.001$	1.0000	0.7646	-0.3964
Resistencia a la compresión	$p \leq 0.001$	$p \leq 0.001$	$p \leq 0.001$	1.0000	-0.1953
Lignina ácida	$p = .052$	$p = .199$	$p \leq 0.001$	$p = .065$	1.0000

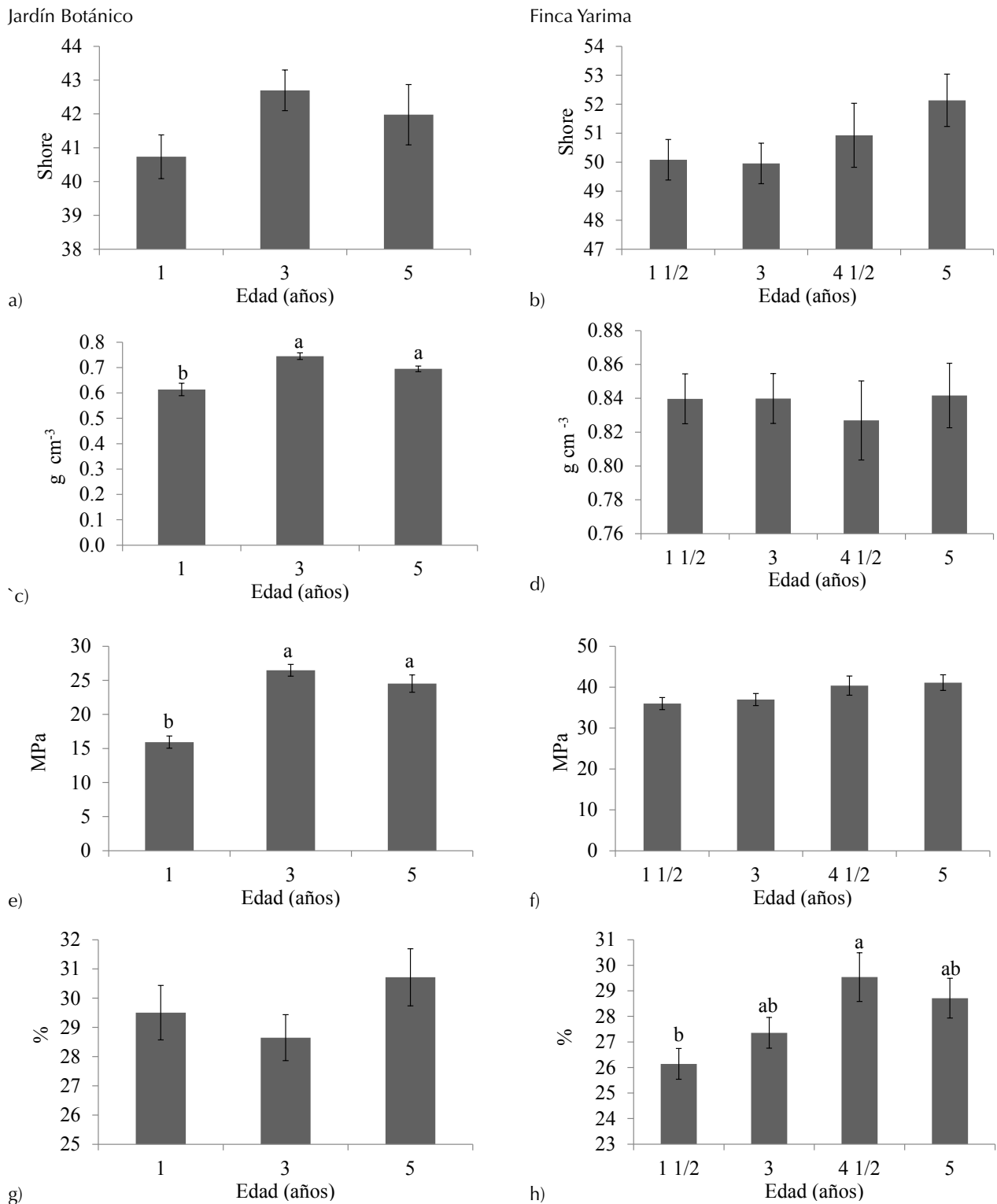


Figura 2. Valores de dureza (a, b), densidad (c, d), resistencia a la compresión (e, f) y lignina ácida (g, h), para los dos sitios. 1) Jardín Botánico y 2) finca Yarima. Letras distintas sobre las barras son diferencias significativas ($p < 0.05$). Líneas verticales sobre las barras representan error estándar de la media.

DISCUSIÓN

En general, los valores encontrados para las variables analizadas son consistentes con los registrados por otros autores y estudios anteriores para la misma especie. No obstante, es importante aclarar que en este estudio se trabajó en sitios contrastantes y con culmos de diferentes edades, condiciones que generan mayor variabilidad y, por tanto, los valores pueden mostrar alguna distancia con respecto a los valores registrados en la literatura, donde usualmente se evalúan culmos maduros.

La humedad registrada en las probetas que estuvo siempre por encima del 50% (tabla 2) y no fue utilizada para realizar comparaciones sino como covariable en los análisis de varianza para la determinación de diferencias de propiedades entre sitios y/ o la edad de los culmos. El diámetro medio de las probetas fue mayor en aquellas probetas del Jardín Botánico (tabla 2).

Los valores de dureza y densidad fueron similares con aquellos registrados por García & Camargo (2010), Cobos & León (2007), Camargo (2006), García (2004). La resistencia a la compresión también mostró valores en el mismo rango que aquellos registrados por Quintero & Henao (2012), Camargo & Suarez (2014), mientras que los de lignina ácida fueron consistentes con los obtenidos por Mosquera *et al.* (2012).

Los valores significativamente más altos ($p < 0.05$) encontrados para las propiedades físico mecánicas evaluadas en los culmos de Yarima tienen que ver seguramente con el contenido de humedad más bajo en los mismos a lo largo de su ciclo de vida. Las condiciones de sitio en Yarima respecto al Jardín Botánico son de menor humedad relativa y precipitación, pero de mayor temperatura y suelos con texturas finas (tabla 1). Los suelos con texturas más finas tienen mayor capacidad de retención de humedad (Reichert *et al.*, 2009), de tal manera que las plantas requieren mayor esfuerzo para la toma de agua. Esta condición podría por lo tanto ser reflejada en menor contenido de humedad en los culmos de este sitio. La relación entre la disponibilidad de

agua en el suelo y su efecto en los árboles ha sido descrita por Borchert (1994) y, de acuerdo con Mei *et al.* (2015), quienes evaluaron los patrones de uso de agua en cuatro especies de bambú, estas plantas resultan más susceptibles que los árboles a los cambios de humedad en el suelo. Aquí también se encontró una relación entre menores diámetros y mayor flujo de savia a través de los mismos, lo que implica seguramente más haces vasculares para el transporte de la misma.

Lo anterior es importante pues, según Liese (1998), los haces están asociados a mayor contenido de fibras en los culmos de bambú y estas contribuyen a una mayor resistencia mecánica de los mismos. En este estudio, los culmos de Yarima fueron en promedio significativamente ($p < 0.05$) más pequeños en diámetro (10.3 cm vs. 15.1 cm) que los del Jardín Botánico, esto podría significar más concentración de haces vasculares y, por lo tanto, de fibras, así como una mayor resistencia. Para la especie guadua, Londoño *et al.* (2002) encontraron de hecho que el porcentaje de fibra incrementa de la base a la punta del culmo, donde el diámetro es menor, característica que ha sido ratificada para la especie *Bambusa bambos* por Santhoshkumar & Bhat (2014).

Una tendencia a encontrar valores más altos de propiedades físicas y mecánicas asociadas a condiciones de sitio con menor humedad también es registrada por Camargo (2006) y García & Camargo (2010), donde además se observa una tendencia a encontrar culmos con mayores dimensiones en sitios con mayor humedad. Así mismo, mayores valores de resistencia a la compresión relacionados con menor humedad del culmo han sido encontrados por González *et al.*, (2008) para guadua y Wakchaure & Kute (2012) para la especie de bambú *Dendrocalamus strictus*.

Los cambios en las propiedades físicas y mecánicas del bambú de acuerdo a la madurez de los culmos han sido ya documentados por trabajos como Mohmod *et al.* (1990), Li (2004), Liese (2004) y Hisham *et al.*, (2006); específicamente para guadua (Gritsch *et al.* (2004); Correal & Arbeláez (2010);

Rodríguez *et al.* (2010); Henao & Rodríguez (2010). Estos cambios muestran tendencias de incremento con la madurez y/o mayor edad de los culmos.

En este estudio, aunque el rango de edades de culmo fue más estrecho que en otros (uno a cinco años), es factible que el patrón no se presente tan claro. No obstante, es muy similar al descrito por Henao & Rodríguez (2010), donde las diferencias significativas ($p < 0.05$) se presentaban principalmente entre culmos de un año con respecto a las demás edades evaluadas, aunque en este caso se evaluaron culmos hasta de ocho años.

Los valores de lignina acida mostraron un patrón similar al de las propiedades físicas y mecánicas, aunque más claro en Yarima donde las diferencias fueron significativas ($p < 0.05$) entre edades. Este comportamiento es consistente al registrado por Mosquera *et al.*, (2008), quienes encontraron los mayores valores de lignina para culmos de guadua entre cuatro y cinco años. Es de destacar que estas diferencias pueden ser debidas principalmente a la procedencia, así como a la densidad de la fibra o las paredes celulares más gruesas. Cuando la pared de la fibra es más gruesa, los contenidos de holo-celulosa y celulosa incrementan y el contenido de la lignina decrece. La densidad, por lo tanto, refleja la morfología de la fibra en función de los contenidos de lignina y celulosa (Toshihiro *et al.*, 1998). De otro lado, Londoño *et al.*, (2002) encontraron para culmos de guadua que en los entrenudos más bajos (4 a 12) el espesor de la pared es mucho mayor, aunque no así el contenido de fibra y la densidad. Mayor espesor representa por lo tanto mayor biomasa y seguramente más contenido de lignina.

CONCLUSIONES

La madurez de los culmos de guadua sigue siendo un criterio importante para definir cualidades de los culmos que puedan interesar a quienes requieren de mayor resistencia física y mecánica; el cual, de acuerdo al patrón encontrado, está por encima de los tres años de edad. En este caso, en el sitio

más húmedo los cambios en las propiedades físico-mecánicas evaluadas (densidad y resistencia a la compresión) fueron significativamente ($p < 0.05$) menores en los culmos de un año de edad.

Las condiciones de sitio influyen en las propiedades evaluadas y, por tanto, proporcionan características distintas a los culmos que se deberían considerar de acuerdo al uso que se le quiera dar a los mismos. En este sentido, en el sitio más húmedo (Jardín Botánico) se encontraron culmos con menores valores de dureza (41.8 shore vs. 50.6 shore), densidad (0.68 g cm^{-3} vs. 0.83 g cm^{-3}) y resistencia a la compresión (22.3 MPa vs. 37.9 MPa). No obstante, el diámetro promedio de los culmos fue mayor (15.1 cm vs. 10.3 cm) en el sitio con mayor humedad (Jardín Botánico). Lo anterior evidencia variabilidad en la materia prima y posibilidades para orientar su uso. Cuando se requiera mayores dimensiones y unos altos valores de resistencia no sean una condición (por ejemplo, aplicaciones no estructurales), los culmos del sitio húmedo podrían funcionar mejor; mientras que si hay exigencias en cuanto a resistencia (aplicaciones estructurales), el sitio menos húmedo podría proveer materia prima más adecuada.

AGRADECIMIENTOS

La realización de este trabajo se logró gracias al apoyo del proyecto de investigación "Aportes tecnológicos al manejo de bosques de guadua: Una aproximación a la definición de la calidad de los productos de cosecha", con código: 2-15-1, financiado por la Universidad Tecnológica de Pereira y ejecutado por el Grupo de Investigación en Gestión de Agroecosistemas Tropicales Andinos (Gata). También agradecemos a la finca Yarima y al Jardín Botánico de la Universidad Tecnológica de Pereira.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Borchert, R.** (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology*, 75(5), 1437-1449.
- Camargo, J.** (2006). Growth and productivity of the bamboo species *Guadua angustifolia* Kunth in the coffee region of Colombia (tesis doctoral, Ciencias Forestales). Göttingen: Georg-August-Universität. 206 p.
- Camargo, J. & Suarez, J.** (2014). Compression resistance and shear strength of guadua angustifolia culms after drilling of the node diaphragm. *Colombia Forestal*, 17, 117-124.
- Castaño, F.** (2002). Estudio de la calidad de sitio y su incidencia en el crecimiento y desarrollo de las plantaciones de guadua (análisis de caso: Valle del Cauca). Armenia (Colombia): Corporación Autónoma Regional del Quindío (CRQ). 23 p.
- Cobos, J. & Leon, X.** (2007). Propiedades físicas-mecánicas de la guadua angustifolia Kunth y aplicación al diseño de baterías sanitarias del IASA II (trabajo de grado, Ingeniería Civil). Sangolquí: Escuela Politécnica del Ejército. 40 p.
- Correal, J. & Arbeláez, J.** (2010). Influence of age and height position on Colombian *Guadua angustifolia* bamboo mechanical properties. *Maderas Ciencia y Tecnología*, 12 (2), 105-113.
- García, J.** (2004). Definición de áreas óptimas de calidad de guadua (*Guadua angustifolia* Kunth), orientado a satisfacer las necesidades del mercado (Trabajo de Maestría, Investigación de operaciones y estadística). Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira. 110 p.
- García, J. & Camargo J.** (2010). Condiciones de calidad de *Guadua angustifolia* para satisfacer las necesidades del mercado en el Eje Cafetero de Colombia. *Revista Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 61-70.
- Giraldo, E. & Sabogal, A.** (1999). Una alternativa sostenible: la guadua, técnicas de cultivo y manejo. Armenia (Colombia): CRQ. 192 p.
- González, H., Montoya, J. & Bedoya, J.** (2008). Comportamiento de muestras de *Guadua angustifolia* Kunth con diafragma y sin diafragma sometidas a esfuerzo de compresión. *Scientia et Technica*, 38, 449-454.
- Gritsch, C., Abranson, K., Camayo, G., Rashid, M., Murphy, R., Londoño, X. & Camargo, J.** (2004). Anatomical culm analysis of *Guadua angustifolia* in relation to age, site, and physico-mechanical properties. In Proceedings International Symposium Guadua 2004. Pereira (Colombia). pp. 188-193.
- Henao, E. & Rodríguez, J.** (2010). Cambios en las propiedades físico-mecánicas de culmos de *Guadua angustifolia* como indicadores del estado de madurez. *Revista Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 19-26.
- Hisham, H., Othman, S., Rokiah, H., Abd Latif, M., Anil, S. & Mohd, M.** (2006). Characterization of bamboo *Gigantochloa scortechninii* at different ages. *Journal of Tropical Forest Science*, 18(4), 236-242.
- International Business Machines Corp (IBM).** (2011) IBM SPSS-Statistics 20. New York: IBM. Recuperado de: <http://www.ibm.com/analytics/us/en/technology/spss>
- International Organization for Standardization (ISO 22157-1).** (2004). Bamboo-Determination of physical and mechanical properties-Part 1: Requirements. Genova: International Organization for Standardization. 19 p.
- International Organization for Standardization (ISOTR 22157-2).** (2004). Bamboo-Determination of physical and mechanical properties-Part 2: Laboratory manual. Genova: International Organization for Standardization. 19 p.
- Li, X.** (2004). Physical, chemical and mechanical properties of bamboo and its utilization potential for fiberboard manufacturing. (Master Thesis, Renewable Natural Resources). Louisiana (EE.UU.): Louisiana State University. 76 p.
- Liese, W.** (1998). The anatomy of bamboo culms. INBAR Technical Report N° 18. Beijing: International Network for Bamboo and Rattan. 204 p.
- Liese, W.** (2004). Structures of a bamboo culm affecting its utilization. Part 1: bamboo industrial utilization.

- INBAR International. Workshop "Bamboo Industrial Development" Xianning, 12. 11. 2003 Proceedings. 2004, 1-8.
- Lobovikov, M., Paudel, S., Piazza, M., Ren, H. & Wu, L.** (2005). Non-wood forest products 18. World bamboo resources. A thematic study prepared in the framework of the global forest resources assessment. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 74 p.
- Londoño, X.** (1998). Evaluation of Bamboo Resources in Latin America. A summary of the final report of project No. 96-8300-01-4. International Network for Bamboo and Rattan. Cali (Colombia): Instituto Vallecaucano de Investigaciones Científicas. 30 p.
- Londoño, X., Camayo, R. & López, Y.** (2002). Characterization of the anatomy of *Guadua angustifolia* (Poaceae: Bambusoideae) culms. *Bamboo Science and Culture: The Journal of the American Bamboo Society*, 16(1), 18-31.
- Kuroda, K., Nishimura, N., Izumi, A. & Dimmel, D.** (2002). Pyrolysis of lignin in the presence of tetramethylammonium hydroxide: a convenient method for S/G ratio determination. *Journal of Agricultural Food and Chemistry*, 50, 1022-1027.
- Mei, T., Fang, D., Röhl, A., Niu, F., Hendrayanto & Hölscher, D.** (2015). Water Use Patterns of Four Tropical Bamboo Species Assessed with Sap Flux Measurements. *Frontiers in Plant Science*, 6, 1202.
- Mohmod, A.L., Tarmeze, W., Ariffin, W. & Ahmad, F.** (1990). Anatomical features and mechanical properties of three Malaysian bamboos. *Journal of Tropical Forest Science*, 2(3), 227-234.
- Mosquera, O., Cortes, J. & Niño, J.** (2008). *Guadua angustifolia* en la Ecorregión cafetera colombiana. 1. Extracción y cuantificación de Lignina insoluble. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 11-17.
- Mosquera, O., Gonzalez, L., Cortés, Y. & Camargo, J.** (2012). Caracterización fitoquímica de los extractos de acetona y contenido de lignina en culmos de *Guadua angustifolia*. *Recursos Naturales y Ambiente*, 65, 10-15.
- Norma Técnica Colombiana –NTC- 5525.** (2007). Métodos de ensayo para determinar las propiedades físicas y mecánicas de la *Guadua angustifolia* Kunth. Bogotá: Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (Icontec). 22 p.
- Quintero, H. & Henao, J.** (2012). Evaluación de propiedades físico-mecánicas de *Guadua Angustifolia* del Jardín Botánico de la UTP. *Recursos Naturales y Ambiente*, 65, 32-37.
- Reichert, J., Albuquerque, J., Kaiser, D., Reinert, D., Urach, F. & Carlesso, R.** (2009). Estimation of water retention and availability in soils of Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 1547-1560.
- Rodríguez, J., Camargo, J. & Suarez, J.** (2010). Determinación en campo de la madurez de los culmos de *Guadua angustifolia* Kunth en el Eje Cafetero de Colombia. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 95-103.
- Rodríguez, J. & Henao, E.** (2013). Cambios en las propiedades físico-mecánicas de culmos de *Guadua angustifolia* como indicadores del estado de madurez. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 26-31.
- Rugeles, S., Posso, T., Londoño, X., Barrera, M. & Muñoz, J.** (2012). Caracterización molecular de *Guadua angustifolia* Kunth mediante marcadores moleculares RAMs. *Acta Agronómica*, 61, 325-330.
- Santhoshkumar, R., & Bhat, K.** (2014). Variation in density and its relation to anatomical properties in bamboo culms, *Bambusa bambos* (L.) Voss. *Journal of Plant Sciences*, 2(3), 108-112.
- TAPPI.** (2006). T 222 om-06. Acid-insoluble lignin in wood and pulp. Leading Technical Association for the Pulp, Paper, and converting Industry. Peachtree Corners: Tappi. 5 p.
- Toshihiro, O., Sonoda, T., Ito, K. & Shibata, M.** (1998). Relations between various extracted basic densities and wood chemical components in *Eucalyptus globulus*. *Journal of Wood Science*, 44, 165-168.
- Wakchaure, M.R., & Kute, S.Y.** (2012). Effect of moisture content on physical and mechanical properties of bamboo. *Asian Journal of Civil Engineering (building and housing)*, 13(6), 753-763.





ESTADO ECOLÓGICO DE ALGUNOS HUMEDALES COLOMBIANOS EN LOS ÚLTIMOS 15 AÑOS: UNA EVALUACIÓN PROSPECTIVA

Ecological status of some colombian wetlands in the last 15 years: a prospective evaluation

Karim Senhadji-Navarro¹, Mauricio Andrés Ruiz-Ochoa² & Juan Pablo Rodríguez Miranda³

Senhadji Navarro, K., Ruiz Ochoa, M.A. Rodríguez Miranda, J.P. (2017). Estado ecológico de algunos humedales colombianos en los últimos 15 años: Una evaluación prospectiva. *Colombia Forestal*, 20(2), 181-191.

Recepción: 20 de noviembre 2016

Aprobación: 22 de mayo 2017

Resumen

Los humedales desempeñan un papel fundamental desde una perspectiva ecológica y socioeconómica. Frente a la idea ya obsoleta de lugares insalubres y de poca productividad, hoy son considerados ecosistemas estratégicos, amortiguadores de crecientes, sitios especiales de conservación de biota y cruciales por los servicios ecosistémicos que prestan. Partiendo de una revisión bibliográfica referente al estado ecológico de los humedales en Colombia en los últimos 15 años, se analizó cuáles son los factores, problemáticas e impactos más frecuentes y comunes que se presentan en 29 humedales colombianos, y se aplicó una metodología prospectiva, mediante el software MICMAC®, con el fin de conocer y priorizar los factores que son más sensibles a la transformación del ecosistema, y sobre los cuales habría que tomar acciones de mitigación, preservación y/o conservación. Se encontró que los procesos urbanísticos son un factor influyente de alto impacto en el deterioro del humedal, lo cual se obtuvo tanto con la revisión bibliográfica, como con el análisis y la priorización realizada con la prospectiva. Se pudo comprobar la potencialidad y robustez del software MICMAC® como herramienta

de análisis prospectivo, lo cual podría ser usado por las autoridades ambientales para mejorar la toma de decisiones respecto a ¿Qué hacer?, ¿Cómo actuar? y ¿Qué esperar? de los factores y problemáticas que se presentan en los humedales. Por lo tanto, se podría disminuir el impacto ambiental generado sobre estos. **Palabras clave:** estado ecológico, humedales, MICMAC, priorización de acciones ambientales, prospectiva.

Abstract

Wetlands play a vital role from an ecological and socio-economic perspective. Faced with the idea outdated and unhealthy places and low productivity, today are considered strategic and crucial for ecosystem services provided by ecosystems, increasing dampers, special conservation sites biota. Based on a bibliographic review of the ecological status of wetlands in Colombia in the last 15 years, we analyzed the most frequent and common factors, problems and impacts presented in 29 Colombian wetlands, and a prospective methodology was applied through The MICMAC® software, in order to know and prioritize the factors that are most sensitive to the transformation of the ecosystem, and on which mitigation,

1 Unidades Tecnológicas de Santander. Bucaramanga, Colombia. knavarro@correo.uts.edu.co.

2 Unidades Tecnológicas de Santander. Bucaramanga, Colombia. mruiz@correo.uts.edu.co. Autor de correspondencia.

3 Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. jprodriguez@udistrital.edu.co.

preservation and/or conservation actions should be taken. It was found that the urban processes are an influential factor in high impact in the deterioration of the wetland, which was obtained both with the bibliographical revision, as with the analysis and the prioritization realized with the prospective one. The potential and robustness of the MICMAC® software as a prospective analysis tool could be verified, which

could be used by environmental authorities to improve decision making regarding What to do?, How to act?, and what to expect? Of the factors and problems that occur in wetlands. Therefore, the environmental impact generated on them could be reduced.

Keywords: ecological status, wetlands, MICMAC, prioritization of environmental actions, prospective.

INTRODUCCIÓN

Los humedales, según la Convención de Ramsar en 1971, pueden ser entendidos como “aquellas extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas de régimen natural o artificial, permanente o temporal, estancado o corriente, dulce, salobre o salado, incluyendo las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013). Se encuentran entre los ecosistemas más productivos y diversos, con una alta prestación de servicios ecosistémicos (Herrera *et al.*, 2008; Ruiz, 2014).

En Colombia, mediante la Ley 357 de 1997, se ratificó la Convención Ramsar y los humedales fueron reconocidos por su valor como ecosistemas estructurantes del territorio en diversas escalas temporales y geográficas por su integridad ecológica, de la que dependen la biodiversidad y procesos ecológicos como el del ciclo del agua y de nutrientes, entre otros (Herrera *et al.*, 2008; Ruiz, 2014; Vilardy *et al.*, 2014). Además, se tuvo en cuenta que los humedales hacen parte del acervo cultural del pueblo colombiano, por lo que la gestión y el manejo de estos ecosistemas está representada por los aspectos intrínsecos necesarios el desarrollo sostenible del país (Herrera *et al.*, 2008; Mosquera *et al.*, 2015).

Las funciones ecológicas y ambientales de los humedales representan numerosos beneficios para la sociedad, pero en muchos casos el mal uso que se da a estas áreas genera degradación y pérdida del ecosistema (Secretaría de la Convención

de Ramsar, 2013; Ruiz, 2014). Los humedales son afectados por diferentes factores, entre los que se encuentran: planificación y técnicas de manejo inadecuadas y políticas de desarrollos sectoriales inconsistentes y desarticuladas. Por lo anterior, Ruiz (2014) propone establecer estrategias de planificación y manejo integral para conocer los humedales y sus problemas, esto con el fin de fortalecer los procesos que actualmente se adelantan en ellos y divulgar las acciones emprendidas y por emprender para su protección y conservación.

Por su parte, la prospectiva es una forma de planificar y de encarar proyectos que están relacionados con un futuro “deseable” (Rodríguez, 2001), incluso algunos países han creado entidades específicas dedicadas a realizar estudios de prospectiva sobre diferentes aspectos que se proyectan hacia el futuro, tal como lo refieren Martín (1995) y Rodríguez (2001). En este sentido, se considera que el desarrollo de un territorio solo puede ser fruto del dinamismo endógeno, de ahí que sus procedimientos se basen en tres criterios de la prospectiva: anticipación, acción y apropiación (Farrés & Toro, 2014).

Entre otros campos, la prospectiva se ha aplicado en *marketing* (Garza & Cortez, 2011), sociología (Giménez, 2003), política (Martín, 1995; Medina *et al.*, 2014) y pedagogía (Lizcano, 2012). Pero en ecología, y más específicamente en humedales, se encontraron pocos estudios reportados en la literatura; en este caso se tienen los trabajos de grado de Dueñas & Contreras (2015) y Rodríguez & Suárez (2017). Por otro lado, Ruiz (2014) realizó un trabajo

de prospectiva, pero más que aplicar un método como tal lo que hizo fue describir el humedal y sus posibles respuestas en el futuro. Es decir, tal como lo mencionan [Farrés & Toro \(2014\)](#) son errores que se cometen en la toma de decisiones asociados a: pensar como expertos en beneficio de la acción (el error tecnócrata, muy común en la praxis territorial moderna), y desechar a los expertos para dar la palabra al pueblo (el error populista, presente en bastantes intentos posmodernos de gestar procesos participativos). Sin embargo, en lo conceptual sí existe una temática relacionada con prospectiva ecológica, la cual tiene como objetivo deseado el desarrollo sustentable, lo cual se respalda en: 1) observar de otro modo (no fiarse de las ideas recibidas), 2) observar conjuntamente (apropiación), y 3) utilizar métodos tan rigurosos y participativos como sea posible para reducir las inevitables incoherencias colectivas ([Farrés & Toro, 2014](#)). Estas técnicas están especialmente indicadas en contextos donde se requiere una amplia participación, y no requieren el uso de un aparato matemático muy sofisticado ([Ambrosio-Albalá et al., 2011](#)).

Lo innovador de este trabajo consiste en resaltar la importancia de aplicar la prospectiva en el campo de la ecología como una herramienta de análisis para elaborar escenarios futuros, a la hora de tomar decisiones en la gestión de los ecosistemas. Estos escenarios, según [Martín \(1995\)](#) y [Ruiz \(2014\)](#), tienen la facilidad de variar según la dinámica de las múltiples variables que estén presentes en los procesos antrópicos enlazados a las decisiones administrativas, en este caso de incidencia en el humedal, y al desarrollo de cualquier política ambiental. Por lo tanto, el futuro se fundamenta en técnicas que sirvan para estructurar procesos de deliberación colectiva, describir situaciones en el presente y elaborar visiones a largo plazo ([Godet, 2001](#)).

MATERIALES Y MÉTODOS

Partiendo de una revisión bibliográfica referente al estado ecológico de los humedales en Colombia

en los últimos 15 años, inicialmente se analizó cuáles son los factores, problemáticas e impactos más frecuentes y comunes que se presentan en 29 humedales colombianos. Luego se aplicó una metodología prospectiva, mediante el software MICMAC® ([Gonod, 1996](#)), con el fin de conocer y priorizar los factores que son más sensibles a la transformación del ecosistema y sobre los cuales habría que tomar acciones de mitigación, preservación y/o conservación.

La revisión bibliográfica se realizó a partir de estudios y trabajos de investigación localizados en catálogos bibliográficos de la Universidad Industrial de Santander (UIS), Google Academic, Jstor, Redalyc, Scielo, Scopus, Springer. El periodo de tiempo de análisis se estableció en razón a que: 1) el último Plan Nacional para el Manejo de las Aguas Residuales (PMAR) fue aprobado por el Consejo Nacional Ambiental en el año 2000, lo que de alguna manera influye en el estado actual de los humedales; y 2), en los últimos años ha existido un creciente interés en el estudio de estos ecosistemas estratégicos en el país. La información recogida sirvió para crear una base de datos estructurada en función de: año de publicación, localización del humedal, factores que estaban afectando al humedal, metodologías empleadas en el estudio, principales problemáticas, medidas correctoras que deberían aplicarse al humedal y estado ecológico del humedal.

Se utilizó el análisis prospectivo ya que se trata de un método el cual asume que el futuro no surge de extrapolar tendencias en el pasado y, por lo tanto, se puede construir definiendo escenarios deseables y viables e impulsando las acciones necesarias para alcanzarlos ([Godet, 2001](#)). Tal como lo describen [Ambrosio-Albalá et al. \(2011\)](#), el método describe un sistema identificando las relaciones de influencia (en lugar de las relaciones de causa-efecto) entre los elementos integrantes del sistema. Esta descripción se lleva a cabo por medio de un proceso de reflexión y deliberación colectiva en el que se rellena una matriz de doble entrada ([Mendoza et al., 2011](#); [Rodríguez, 2001](#)), la

cual permite generar unas jerarquías y clasificaciones de los elementos conforme a sus propiedades de motricidad (influencia que un elemento ejerce sobre otro) y dependencia (influencia que un elemento recibe de otro). De esta forma, el método resalta la estructura de las relaciones existentes entre las variables del sistema y señala cuáles son esenciales en su evolución.

La aplicación del método se llevó a cabo a través de la definición del sistema, de los subsistemas y de las variables, así como la evaluación de la matriz de influencia directa (MDI por sus iniciales en inglés; Godet, 2001). Es decir, se califica la influencia de variable Y sobre la variables X en un rango de 0 a 3, con las siguientes categorías: 0 (sin influencia), 1 (influencia leve), 2 (influencia moderada) y 3 (influencia fuerte), los planos de desplazamientos, la priorización de las variables y la valoración de los factores críticos.

La información anterior fue utilizada para construir el sistema denominado “Humedal”, el cual responde a un enfoque sistémico (figura 1) enfocado en el desarrollo sostenible, el cual tuvo como propósito identificar y definir las transformaciones de los humedales, respondiendo a preguntas como: ¿qué hacer?, ¿cómo actuar? y ¿qué esperar?

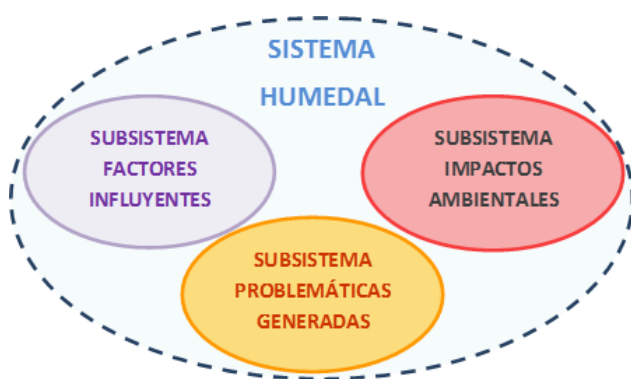


Figura 1. Esquema conceptual de la definición del sistema y los subsistemas. Fuente: adaptado de Dueñas & Contreras (2015).

Para la valoración de los factores críticos se aplicó un método de priorización desarrollado por

los profesores Marco Antonio Pereira y Mauricio Ruiz-Ochoa de las Unidades Tecnológicas de Santander (*com. per*), el cual tuvo como base el trabajo de grado realizado por Díaz & Rincón (2015). Por lo tanto, el sistema “Humedal” conformado por tres subsistemas (figura 1) tuvo n variables críticas cada uno, con lo que al final totalizaron las N variables críticas del sistema. El método de priorización propuesto, se fundamentó en el cálculo del valor estratégico de las variables, el cual corresponde a la suma de los pesos de las proporciones de la influencia indirecta y de las proporciones de las dependencias indirectas dados por el software MICMAC®. Así, lo primero consistió en calcular el peso total del valor estratégico del sistema (PT_{sis}) mediante la ecuación 1:

$$PT_{sis} = \sum_{i=1}^n P_{Sub}(i) \quad (1)$$

donde, $P_{Sub}(i)$ corresponde al peso del valor estratégico del subsistema i , y n representa el número de subsistemas.

Luego, se calculó el factor de peso del valor estratégico de cada subsistema i ($Fp_{Sub}(i)$, ecu. 2):

$$Fp_{Sub}(i) = \frac{P_{Sub}(i)}{PT_{sis}} \quad (2)$$

Posteriormente, a partir de la ecuación 2 se determinó el factor de contribución del valor estratégico de cada subsistema i ($Fc_{Sub}(i)$, ecu. 3):

$$Fc_{Sub}(i) = \frac{Fp_{Sub}(i) * PVc_{Sub}(i)}{P_{Sub}(i)} \quad (3)$$

donde, $PVc_{Sub}(i)$ corresponde al peso del valor estratégico de las variables críticas de cada subsistema i .

Con los cálculos de los factores de contribución obtenidos con la ecuación 3, se determinó el índice de criticidad (Ic) del sistema (ecu. 4):

$$Ic = \sum_{i=1}^n Fc_{Sub}(i) \quad (4)$$

donde, $i = 1, 2, y 3$, y n representa el número de subsistemas.

Finalmente, se determinó el factor de contribución de cada variable crítica en el sistema (F_{cv}), a través de la ecuación 5:

$$F_{cv} = \frac{Pv * FcSub(i)}{PvcSub(i)} \quad (5)$$

donde, Pv representa el peso del valor estratégico de cada variable crítica. Con los resultados de la ecuación 5 se listaron todas las variables y se calculó el índice de priorización normalizado (IP_N), el cual varía entre 0 y 100. Para esto se aplicó la ecuación 6:

$$IP_N = \left(\frac{F_{cv} - F_{cv_{min}}}{F_{cv_{max}} - F_{cv_{min}}} \right) * 100 \quad (6)$$

donde, $F_{cv_{min}}$ corresponde el valor mínimo del factor de contribución de cada variable crítica y $F_{cv_{max}}$ es el valor máximo del factor de contribución de cada variable crítica. Para la visualización de los resultados de IP_N se empleó el espectro de priorización, basado en la gama de colores establecidos en el ábaco de Régnier (tabla 1):

Tabla 1. Valoración, escala de colores y características de la variable al momento de priorizar.

Valoración	Escala	Característica de la variable
Fuerte	$75 \leq IP_N \leq 100$	Muy alta transformación
Moderado	$50 \leq IP_N < 75$	Alta transformación
Débil	$25 \leq IP_N < 50$	Mediana transformación
Ninguna	$0 \leq IP_N < 25$	Baja transformación

Por último, las variables se ordenaron de mayor a menor, quedando las de muy alta transformación en los primeros lugares.

RESULTADOS

Factores, problemáticas e impactos más frecuentes

Se encontró que el 76% de los humedales se ubican en la región Andina, el 14% en la región Caribe,

7% la región Orinoquia y el 3% en la región Amazónica. Para determinar el estado ecológico de los humedales se trabaja principalmente muestreando flora (12 humedales) y fauna (9 humedales), con ello solo el humedal Costero Obregón (3.4%) ubicado en el municipio de Guapi (Cauca) presenta condiciones favorables para albergar diferentes organismos de macro invertebrados acuáticos. En el resto de los humedales, debido las condiciones ambientales y ecológicas, se está en riesgo de perder sus bienes y servicios como humedal e incluso a desaparecer.

Dentro de los principales factores que afectan a los humedales se tienen en un 51.7% los *procesos urbanísticos*, en un 17.2% el *vertimiento de aguas residuales*, en un 13.7% la *actividad agrícola* y en un 10.3% el *vertimiento de residuos sólidos*. En cuanto a las problemáticas más frecuente la *contaminación hídrica* aparece en un 43.3%, seguida de *cambio en la dinámica hídrica*, *deseccación del humedal* y *aparición de especies invasoras*, todos estos con un porcentaje igual a 17.2%. Y dentro los impactos ambientales producidos como consecuencia de los factores el más repetido es *pérdida de fauna y flora*, seguido de la *pérdida de biodiversidad* y *anoxia en el humedal* con 51.7%, 17.3% y 9.8% respectivamente. Así, asociados a los tres subsistemas presentados en la figura 1, se determinaron las variables asociadas a los mismos para ser analizadas mediante prospectiva (tabla 2).

Análisis prospectivo

Los resultados de la calificación de las 30 variables (factores influyentes: 10 variables, problemáticas generadas: 11 variables, e impactos ambientales: 9 variables) a través de la MID, en términos de influencia y dependencia de cada variable pueden ser observados en el plano de desplazamiento (figura 2). Se encontraron cuatro variables críticas: *actividad agrícola* (Ag), *deforestación* (De) y *ganadería* (Ga), asociadas al subsistema Factores Influyentes; y *procesos de eutrofización* (Peu) del subsistema Problemáticas Generadas. La variable

Tabla 2. Relación de las variables trabajadas con su respectiva descripción y asociadas al subsistema que pertenecen.

N.º	Nombre largo	Nombre corto	Descripción	Subsistema
1	Actividad agrícola	Ag	Corresponde a las prácticas realizadas por las necesidades de demanda del mercado.	Factores Influyentes
2	Deforestación	De	Se refiere a la tala de árboles para las actividades antrópicas.	
3	Incremento de salinidad	Is	Representa los cambios en una de las características químicas del agua.	
4	Ganadería	Ga	Corresponde al pastoreo intensivo que se lleva a cabo dentro del ecosistema.	
5	Materia orgánica en descomposición	Mo	Corresponde a la materia orgánica que se degrada por acción microbiana.	
6	Procesos urbanísticos	Pu	Representa los cambios continuos que se presentan en el uso del suelo.	
7	Relleno para control de inundaciones	Re	Corresponde al proceso antrópico que se realiza sobre el humedal para contener las inundaciones.	
8	Sedimentación	Se	Se refiere a la acumulación por deposición de todos los sedimentos transportados por el agua.	
9	Vertimiento de aguas residuales	Var	Representa las aguas que se disponen sobre el humedal proveniente de las actividades humanas.	
10	Vertimiento de residuos sólidos	Vr	Consiste en la disposición final de los residuos generados por la población sobre el humedal.	
11	Afectación estructura del suelo	Aes	Corresponde a la alteración de la forma particular en la que se agrupan las partículas del suelo.	Problemáticas Generadas
12	Aparición de especies invasoras	Asi	Representa la aparición de especies que son capaces de desplazar y extinguir a otras autóctonas.	
13	Cambios drásticos en el equilibrio halo-hídrico	Ceh	Se refiere a la alteración de los cuerpos de agua por variación en la salinidad.	
14	Cambios en la dinámica hídrica	Cdh	Corresponde a la afectación realizada sobre el cauce del humedal.	
15	Contaminación hídrica	Ch	Representa el estado en el que termina el humedal por actividades humanas.	
16	Desecación del humedal	Dh	Hace referencia al estado del humedal luego de que las actividades antrópicas han sido excesivas.	
17	Desaparición de especies pioneras	Dep	Corresponde a la pérdida de las primeras especies resistentes que colonizaron el humedal.	
18	Erosión	Er	Se refiere al desgaste que se produce en la superficie del humedal por la acción de agentes externos.	
19	Pérdida de profundidad	Prof	Representa la disminución del nivel del agua del humedal.	
20	Procesos de eutrofización	Peu	Corresponde al exceso de nutrientes en el agua del humedal.	
21	Proliferación de especies oportunistas	Eso	Corresponde al aumento de las especies oportunistas relacionadas con el deterioro del humedal.	Impactos Ambientales
22	Alteración en los ciclos biogeoquímicos y biológicos	Acb	Corresponde a los cambios de los elementos químicos en el compartimiento biótico y abióticos del humedal por acciones antrópicas.	
23	Anoxia en el humedal	Ahu	Representa la ausencia de oxígeno dentro del humedal.	
24	Fragmentación del hábitat	Fra	Corresponde al proceso por el cual el humedal va quedando reducido a parches.	
25	Insostenibilidad del humedal	In	Representa la pérdida de los sistemas biológicos y productivos que sostiene a las especies que allí viven.	
26	Mala calidad del agua	Mca	Representa los cambios en las características físico-químicas y biológicas del agua.	
27	Pérdida de fauna y flora	Pff	Corresponde a la pérdida de fauna y flora producto del deterioro del humedal.	
28	Pérdida de la biodiversidad	Pbi	Hace referencia a la pérdida de la diversidad biológica del humedal.	
29	Pérdida de resiliencia	Pr	Representa la pérdida de la capacidad de recuperación del humedal frente a las perturbaciones.	
30	Pérdida del espejo del humedal	Peh	Se refiere a la pérdida de una parte del área total que ocupa el humedal.	

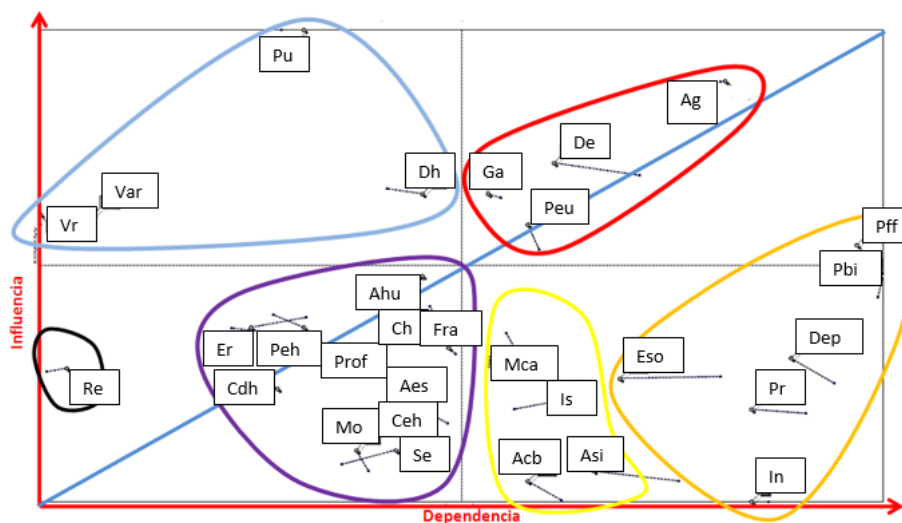


Figura 2. Plano de desplazamiento directo para las variables del sistema.

más influyente es *procesos urbanísticos* (Pu), perteneciente al subsistema Factores Influyentes, mientras que la mayor dependencia consecuencia de esta influencia (impactos), estuvo dada por las variables *pérdida de fauna y flora* (Pff) y *pérdida de biodiversidad* (Pbi).

Como variables objetivo, y dado su nivel de dependencia, se encontraron seis variables distribuidas en dos subsistemas. Así, en el subsistema Problemas Generados se tienen: *desaparición de especies pioneras* (Dep) y *proliferación de especies oportunistas* (Eso). Mientras, en el subsistema Impactos Ambientales se tienen: *insostenibilidad del humedal* (In), *pérdida de fauna y flora* (Pff), *pérdida de la biodiversidad* (Pbi) y *pérdida de resiliencia* (Pr). Por su parte, los resultados esperados (productos) de la dinámica del humedal están representados por las variables *alteración en los ciclos biogeoquímicos y biológicos* (Acb) y *mala calidad del agua* (Mca), asociadas al subsistema Impactos Ambientales; y *aparición especies invasoras* (Asi) e *incremento de salinidad* (Is) del subsistema Factores Influyentes.

Por su parte, 11 variables tuvieron un carácter predominantemente regulador *materia orgánica en descomposición* (Mo) y *sedimentación* (Se) del subsistema Factores Influyentes; *afectación estructura del suelo* (Aes), *cambios drásticos en el equilibrio halo-hídrico* (Ceh), *cambio en la dinámica hídrica* (Cdh), *contaminación hídrica* (Ch), *erosión* (Er), y *pérdida de profundidad* (Prof) del subsistema Problemas Generados; y *anoxia en el humedal* (Ahu), *fragmentación del hábitat* (Fra) y *pérdida del espejo del humedal* (Peh) del subsistema Impactos Ambientales.

VALORACIÓN DE LOS FACTORES CRÍTICOS QUE AFECTAN A LOS HUMEDALES

En la [tabla 3](#) se puede observar que los tres subsistemas tienen un factor de peso similar (~0.3), y aunque el subsistema Problemas Generados solo tuvo una variable crítica, fue el de mayor peso (0.36). Se identificaron cuatro variables críticas

Tabla 3. Factores de peso y de contribución de los valores estratégicos para el sistema en estudio.

	Subsistemas			
	Factores influyentes	Problemáticas generadas	Impactos ambientales	Total
PTsis	6140	7208	6621	19969
FpSub	0.31	0.36	0.33	1.00
N.º de var. críticas	3	1	0	4
PVcSub	2655	771	0	3426
FcSub	0.13	0.039	0.00	0.17

distribuidas así, donde tres pertenecen al subsistema Factores Influyentes: *actividades agrícolas* (Ag), *deforestación* (De) y *ganadería* (Ga), y una del subsistema Problemáticas Generadas: *procesos de eutrofización* (Peu). A su vez, el *Ic* del sistema se ubicó en 17%.

Al priorizar mediante el IP_N se pudo establecer que *actividades agrícolas* (Ag–100%), *deforestación* (De–52%), y *ganadería* (Ga–3%) son factores que influyen en la transformación de los humedales de manera muy alta, alta y mediana, respectivamente (tabla 2). Entre tanto, los *procesos de eutrofización* (Peu–0%) son una problemática con baja influencia en transformación de un humedal.

DISCUSIÓN

La información recogida sirvió para conocer el estado de transformación de estos ecosistemas, esta es la base para diseñar lineamientos para su gestión y manejo tal como lo reconocen [Paredes \(2010\)](#) y [Mosquera et al. \(2015\)](#). Además, los factores mayoritariamente antrópicos, las problemáticas a las que conducen estos y los impactos ambientales generados por los mismos son aspectos estudiados por [Junk et al. \(2013\)](#) y [Jiménez et al. \(2016\)](#), quienes mencionan que la alta presión ejercida sobre los humedales tiene incluso consecuencias en el cambio climático.

En la mayoría de los humedales estudiados para determinar su estado ecológico se realizaron *muestreos de fauna y flora*, superando en amplio número los *análisis físico-químicos*. A su vez,

dentro de los factores que más repercuten en el deterioro del estado ecológico del humedal, se destacan los *procesos urbanísticos*. Así, según [Paredes \(2010\)](#) y [Junk \(2013\)](#), el aumento de la población y el desarrollo urbanístico está ocasionando fuertes transformaciones ecológicas que conducen al deterioro drástico o a la desaparición de los humedales. Otros factores que también aparecieron como relativamente frecuentes en la alteración de los humedales fueron el *vertimiento de aguas residuales*, la *actividad agrícola*, el *vertimiento de residuos sólidos* y la *deforestación*, compatible con lo encontrado por [Armenteras & Rodríguez \(2014\)](#).

En cuanto a las problemáticas que se generan en los humedales como consecuencia del efecto de los factores la más frecuente es la *contaminación hídrica*, ocasionada entre otras cosas por el *vertido de aguas residuales* y de *residuos sólidos*. Sin embargo, otras problemáticas generadas con relativa frecuencia corresponden al *cambio en la dinámica hídrica*, a la *desecación del humedal* y la *aparición de especies invasoras*. De este modo, los problemas de contaminación y deterioro ambiental en los humedales coinciden con zonas y municipios con altos niveles de pobreza ([Andrade et al., 2014](#); [Estrada & Moreno, 2014](#)). Es más, el Instituto Von Humboldt menciona que, de los 1124 municipios colombianos existentes, el 97% presentan área de humedal, de los cuales el 52% no presenta acueducto; a su vez, el 67% de los hogares no poseen alcantarillado ([Mosquera et al., 2015](#)).

Dentro de los impactos ambientales más frecuentes en los humedales se tienen la *pérdida de fauna y flora*, seguido de la *pérdida de*

biodiversidad, la *anoxia en el humedal*, o la *mala calidad de las aguas*. En consecuencia, cabe deducir que la parte biótica de los humedales es muy sensible a los cambios y es la principal afectada en los procesos de deterioro del humedal. Lo anterior indica que tanto la *pérdida de fauna y flora* y la *pérdida de biodiversidad* son los impactos más frecuentes en los humedales (Franco *et al.*, 2013; Armenteras & Rodríguez, 2014; Valencia & Figueroa, 2014). En consecuencia, los *procesos urbanísticos* influyen de manera directa sobre las variables biológicas mediante la pérdida de individuos (fauna y flora), y la disminución de la diversidad y, por consiguiente, los humedales presentan menor resiliencia y mayor vulnerabilidad a las perturbaciones (Valencia & Figueroa, 2014; Mosquera *et al.*, 2015).

En el ejercicio del análisis de los resultados de la prospectiva se debe tener en cuenta la ubicación de las variables dentro de los cuatro cuadrantes del plano (figura 2). Según lo descrito por Ambrosio-Albaláet *al.* (2011) se puede visualizar la distribución de las variables en función de lo influyente y/o dependiente que sean. Así, las autoridades ambientales podrán responder las preguntas ¿qué hacer?, ¿cómo actuar? y ¿qué esperar? en términos de:

1. Desarrollar estrategias de mediano y largo plazo si las variables se ubican en el cuadrante I (parte superior izquierda), conocido como la Zona de Poder, cuya característica principal es que corresponde a una zona “altamente” influyente pero “poco” dependiente. En este caso, no se está bajo el control del sistema.
2. Desarrollar estrategias de muy corto plazo (acción inmediata) si las variables se ubican en el cuadrante II (parte superior derecha), debido a que representa la zona de conflicto. Este es un cuadrante “altamente” influyente pero también “altamente” dependiente y está bajo el control del sistema.
3. Desarrollar estrategias de largo plazo (acción no prioritaria) si las variables se ubican en el cuadrante III (parte inferior derecha), ya que los resultados dependen de las variables de los cuadrantes

I y II. Es una zona de resultados en la cual se presenta “baja” influencia pero “alta” dependencia y está bajo el control del sistema. Es decir, es el resultado de la acción de los factores y a través de las variables críticas se puede influir en la variable deseada para modificar la respuesta del sistema.

4. Desarrollar estrategias de monitoreo y seguimiento de largo plazo (no prioritarias) si las variables se ubican en el cuadrante IV (parte inferior izquierda) pues son variables del entorno y con poca influencia sobre el sistema. El cuadrante IV corresponde a una Zona de Falsos Problemas o Problemas Autónomos en la cual se presenta “baja” influencia y “poca” dependencia, es decir, las variables no están bajo el control del sistema.

Tras realizar la valoración de las variables críticas se obtuvo que la *actividad agrícola* y la *deforestación* parecen ser los factores de mayor afectación en los humedales y, por tanto, podrían ser los más regulables. Es decir, cuando los humedales que se encuentren sometidos a varios factores de afectación, y entre ellos los dos anteriores, se tendría que tomar acciones de protección y/o recuperación en términos del corto y medio plazo, tal como lo sugieren Ricaurte *et al.* (2012), Junk *et al.* (2013), Dueñas & Contreras (2015) y Rodríguez & Suárez (2017). Por su parte, las variables *ganadería* y *procesos de eutrofización* también podrían jugar un papel importante a la hora de minimizar el deterioro de los humedales (Valencia & Figueroa, 2014; Dueñas & Contreras, 2015; Rodríguez & Suárez, 2017).

La aplicación de la metodología de análisis prospectivo ha sido muy poco utilizada en el contexto ecológico. Sin embargo, a partir de los trabajos de Dueñas & Contreras (2015) y Rodríguez & Suárez (2017) se pudo comprobar la potencialidad y robustez del software MICMAC® dados los resultados obtenidos, en donde por ejemplo se encontró que en ambos casos la *urbanización* es una variable crítica a tener en cuenta en los procesos de conservación de los humedales. A su vez, con este análisis se pueden identificar las variables

sobre las cuales se deben actuar de manera inmediata (variables críticas) y mejorar la toma de decisiones respecto a ¿qué hacer?, ¿cómo actuar? y ¿qué esperar? de los factores y las problemáticas a través de la disminución del impacto ambiental.

CONCLUSIÓN

Aunque la aplicación del método prospectivo en el contexto ecológico ha sido poco utilizada se pudo determinar dentro de los factores, problemáticas e impactos que afectan a los humedales cuáles son las variables que presenta mayor relevancia y qué tipo de estrategias (a corto, mediano y largo plazo) se deberían implementar para conocer el estado de transformación de estos ecosistemas. Por ejemplo, los *procesos urbanísticos* resultaron ser un factor influyente de alto impacto en el deterioro del humedal, lo cual se obtuvo tanto con la revisión bibliográfica como con el análisis y la priorización realizada con la prospectiva. A su vez, se comprobó la potencialidad y robustez del software MICMAC® como herramienta de análisis prospectivo, el cual podría ser usado por las autoridades ambientales para mejorar la toma de decisiones respecto a ¿qué hacer?, ¿cómo actuar? y ¿qué esperar? de los factores y problemáticas que se presentan en los humedales. Así, se podría disminuir el impacto ambiental generado sobre estos.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ambrosio-Albalá, M., Martín Lozano, J.M. & Pérez Hernández, P.P.** (2011). Aplicación del análisis estructural de prospectiva al diseño de estrategias de desarrollo rural: el caso de la comarca de Jerez. *Estudios de Economía Aplicada*, 29(1), 247-278.
- Andrade, K.Y., Alturo, L.Y., Guerrero, N.Y. & Lugo, L.J.** (2014). Conflictos sociales y ambientales presentes en el humedal San Luis, Florencia (Caquetá, Colombia). *Ingenierías & Amazonia*, 7(1), 48-55.
- Armenteras, D. & Rodríguez, N.** (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latino América: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, 17(2), 233-246.
- Díaz, O. & Rincón, S.** (2015). Diseño de una metodología de evaluación cuantitativa de impactos ambientales en la construcción y operación de rellenos sanitarios en Colombia (Trabajo de pregrado, Ingeniería Ambiental). Bucaramanga (Colombia): Unidades Tecnológicas de Santander. 107 p.
- Dueñas, N. & Contreras, T.** (2015). Revisión del estado ecológico de los humedales de Colombia en base a trabajos realizados en los últimos 15 años (Trabajo de pregrado, Ingeniería Ambiental). Bucaramanga: Unidades Tecnológicas de Santander. 74 p.
- Estrada, L. & Moreno, S.L.** (2014). Análisis espacial de la pobreza multidimensional en Colombia a partir del censo de población de 2005. *Revista ib*, 3(1), 205-228.
- Farrés, Y. & Toro, F.J.** (2014). La prospectiva estratégica como herramienta para la descolonización del saber territorial: una experiencia en Cuba. *Revista de la Escuela de Arquitectura de la Universidad de Costa Rica*, 1(5), 2-15.
- Franco, L., Delgado, J. & Andrade, G.** (2013). Factores de la vulnerabilidad de los humedales altoandinos de Colombia al cambio climático global. *Revista Colombiana de Geografía*, 22(2), 69-85.
- Garza, J.B. & Cortez, D.V.** (2011). El uso del método MICMAC y MACTOR análisis prospectivo en un área operativa para la búsqueda de la excelencia operativa a través del Lean Manufacturing. *Innovaciones de Negocios*, 8(16), 335-356.

- Giménez, G.** (2003). El debate sobre la prospectiva de las ciencias sociales en los umbrales del nuevo milenio. *Revista Mexicana de Sociología*, 65(2), 363-400.
- Godet, M.** (2001). Creating futures. Scenario planning as a strategic management tool. Londres: Economic-Brookings Diffusion. 280 p.
- Gonod, P.** (1996). Dynamique des systèmes et méthodes prospective. Paris: Travaux et recherches de prospective, Futuribles International. 95 p.
- Herrera, M.A., Sepúlveda, M.V. & Aguirre, N.** (2008). Análisis sobre la aplicabilidad de las herramientas de gestión ambiental para el manejo de los humedales naturales interiores de Colombia. *Gestión y Ambiente*, 11(2), 7-25.
- Jiménez, A.M., Urrego, L.E. & Toro, L.J.** (2016). Evaluación del comportamiento de incendios de la vegetación en el norte de Antioquia (Colombia): Análisis del paisaje. *Colombia Forestal*, 19(2), 161-180.
- Junk, W.J.** (2013). Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. *Aquatic Sciences*, 75(1), 113-131.
- Junk, W.J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S.A. Mitsch, W.J. & Robarts, R.D.** (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. *Aquatic Sciences*, 75, 151-167.
- Lizcano, D.L.** (2012). Las dinámicas de desarrollo de la educación técnica y tecnológica en Santander mediante un estudio institucional. *Revista Temas*, 6, 73-96.
- Martín, J.A.** (1995). Prospectiva tecnológica: Una introducción a su metodología y a su aplicación en distintos países. Madrid: Fundación Cotec para la Innovación Tecnológica. 55 p.
- Medina, J.; Becerra, S. & Castaño, P.** (2014). Prospectiva y política pública para el cambio estructural en América Latina y el Caribe. Santiago de Chile: Naciones Unidas. 338 p.
- Mendoza, A., Quintero, I. & Sarmiento, E.** (2011). Aplicación de técnicas prospectivas. *Ingeniare*, 6(11), 25-36.
- Mosquera, S.L., Nieto, O. & Tapia, C.** (2015). Humedales para la gente: visiones desde lo local. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 98 p.
- Paredes, D.** (2010). Determinación de amenazas en humedales urbanos: Estudio de tres humedales de Valdivia, Chile. (Trabajo de pregrado, Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales). Valdivia (Chile): Universidad Austral de Chile. 35 p.
- Ricaurte, L.F., Jokela, J., Siqueira, A., Núñez-Avellaneda, M., Marin, C., Velázquez-Valencia, A. & Wantzen, K.M.** (2012). Wetland Habitat Diversity in the Amazonian Piedmont of Colombia. *Wetlands*, 32, 1189-1202.
- Rodríguez, J.** (2001). Introducción a la prospectiva: Metodologías, fases y explotación de resultados. *Economía Industrial*, 6(342), 13-20.
- Rodríguez, L. & Suárez, S.** (2017). Respuesta ecológica de dos humedales alto andinos ante cambios en sus factores físico-químicos y problemáticas asociadas (Trabajo de pregrado, Ingeniería Ambiental). Bucaramanga (Colombia): Unidades Tecnológicas de Santander. 54 p.
- Ruiz, D.C.** (2014). Análisis histórico y prospectiva del humedal Tierra Blanca. *Perspectiva Geográfica*, 19(1), 125-144.
- Secretaría de la Convención de Ramsar.** (2013). Manual de la convención de Ramsar: guía a la convención sobre los humedales (Ramsar, Irán, 1971). Gland: Secretaría de la convención de Ramsar. 120 p.
- Valencia, P. & Figueroa, A.** (2014). Vulnerabilidad de humedales altoandinos ante procesos de cambio: tendencias del análisis. *Revista Ingenierías*, 14(26), 29-42.
- Vilardy, S., Jaramillo, Ú., Florez, C., Cortés-Duque, J., Estupiñán, L., Rodríguez, J., Acevedo, O., Samacá, W., Santos, A., Peláez, S. & Aponte, C.** (2014). Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales: una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. 100 p.





XILOTECAS, IMPORTANTES COLECCIONES DE REFERENCIA

Xylotheques, important reference collections

Ángela María Vásquez-Correa¹

Vásquez-Correa, A.M. (2017). Xilotecas, importantes colecciones de referencia. *Colombia Forestal*, 20(2), 192-201

Recepción: 29 de abril 2016

Aprobación: 22 de mayo 2017

Resumen

Esta breve reseña sobre las xilotecas, como importantes colecciones de referencia, tiene como objetivo plantear el verdadero propósito y particularidades de estas colecciones, su configuración y riguroso proceso de recopilación, registro, curaduría y conservación de ejemplares, además de su importancia como legado cultural y científico de la humanidad. Presenta un poco de la historia y situación de las xilotecas en el panorama mundial y nacional y propone un análisis documentado de sus beneficios y pertinencia, que pretende incentivar a la conformación de otras colecciones y generar un cambio en su errada concepción y en su olvidada y pobre visión, así, como de los investigadores asociados a las mismas. Analiza sus necesidades inmediatas y más urgentes en Colombia, con un enfoque que pretende asegurar su apoyo y fortalecimiento por parte de las instituciones relacionadas, el desarrollo conjunto de estrategias de adquisición de ejemplares en estrecha conexión con botánicos y herbarios y la realización de investigaciones que apoyen el avance de políticas de conservación de nuestros bosques, al permitir la identificación de las especies que se transportan y comercializan, para contribuir a combatir su tala ilegal y mejorar el uso de este valioso material en el territorio nacional.

Palabras clave: anatomía de maderas, colección de referencia, conservación, tala ilegal.

Abstract

This brief review of the xylotheque as important reference collection aims to bring the true purpose and characteristics of these collections, its configuration and rigorous collection, recording, curation and preservation of specimens, as well as its importance cultural and scientific heritage of humanity. It has a bit of history and situation of xylotheques in the world and national scene and proposes a documented analysis of the benefits and relevance, which aims to encourage the creation of other collections and generate a change in their wrong conception and its forgotten and poor vision of these and the researchers associated with them. Analyzes its immediate and most urgent needs in Colombia, with an approach that aims to ensure and strengthen their support by related institutions, the joint development of specimens acquisition strategies closely with botanical and herbariums and conducting research to support the advancement of conservation policies of our forests, to enable identification of the species being transported and marketed, to help combat illegal logging and improve the use of this valuable material in the country.

Keywords: wood anatomy, reference collection, conservation, illegal logging.

¹ Grupo de Investigación Producción Ecomigable de Cultivos Tropicales (Proecut). Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín, Colombia. amvasque@unal.edu.co

INTRODUCCIÓN

La palabra xiloteca proviene de las raíces griegas xilo (ξύλο-), que significa madera, y teca (θήκη), que significa caja, “lugar en que se guarda algo”. Este designa un tipo de colección especial, dado que los ejemplares que la conforman siempre deben colectarse acompañados de material de herbario de respaldo, consistente en hojas y en lo posible flores y frutos del mismo árbol, lo que garantiza su identificación certera y hace posible su posterior utilización como patrones de identificación. El principal objetivo de estas colecciones es disponer de una selección de muestras de maderas que sirvan como base para la realización de estudios científicos con diferentes aplicaciones. Aunque también tienen como meta servir como material de referencia para comparaciones (Hoadley, 1990).

El término xiloteca se usa en lugar de colección de maderas con el objeto de realizar una separación conceptual entre colecciones informales y colecciones asociadas a instituciones académicas y formalmente organizadas, que además cuentan con muestrarios de placas microscópicas permanentes y registro de muestras de herbario (Lamb & Curtis, 2005). Cabe anotar que el porcentaje de muestras de madera asociadas con registros de muestras de herbario varían mucho entre xilotecas, pues las mismas solo se convirtieron en una práctica habitual desde las dos últimas décadas del siglo XX. Las muestras más antiguas eran generalmente obtenidas de departamentos forestales o arboretos que garantizaban la perfecta identificación de los árboles (Wiedenhoef, 2014).

El presente escrito tiene como objetivos aclarar la equivocada concepción que se tiene acerca de estas colecciones de referencia en el país, al plantear su verdadero propósito y particularidades, y su diferencia crucial con otras colecciones de maderas, así como su importancia, beneficios y pertinencia. Y adicionalmente, presentar su historia y situación en el panorama mundial y nacional, además de proponer un análisis de sus necesidades inmediatas y más apremiantes en Colombia.

XILOTECAS EN EL MUNDO

Las colecciones más antiguas y que aún existen fueron establecidas en Alemania, la primera en 1770 en el Instituto de Historia e Investigación Natural (BHUw), en Berlín, y la segunda en 1817 en el Museo de Historia Natural (FRw), en Frankfurt. A estas le siguen las xilotecas del Instituto de Investigaciones Forestales (DDw) en Dehradun, India, creada en 1836, la colección del Jardín Botánico Real (Kw) fundada en 1847 en Inglaterra, y las xilotecas alemanas del Jardín y Museo Botánico (Bw) en Dahlem y del Jardín Botánico de la Universidad Técnica de Dresden en Tharandt (TSFw), inauguradas en 1850 y 1852 respectivamente. En América, las colecciones más antiguas se encuentran en Estados Unidos y fueron creadas en 1889 en el Departamento de Botánica en Honolulu (BISHw) y en 1890 en el Centro Forestal Mundial en Portland (NYJw) (Lynch & Gasson, 2010; Cornish et al., 2014).

Posteriormente, la gran mayoría de las xilotecas fueron establecidas a comienzos o mediados del siglo XX, su primer recuento a nivel mundial fue publicado en 1957 con el nombre de *Guide to Institutional Wood Collections*, donde se cuenta un total de 66 colecciones (Stern, 1957). Luego, a partir de 1988, comenzó a utilizarse el nombre de *Index Xylariorum* (Stern, 1988; León, 2009) y el número de xilotecas había aumentado a 134.

Más recientemente, el *Index Xylariorum 4* (Lynch & Gasson, 2010) presentó el registro de 158 xilotecas pertenecientes a 47 países, de las cuales 63 se encuentran en América (38%), así: 21 en Norte América (tres en Canadá, 18 en Estados Unidos); siete en Centro América (tres en Costa Rica, tres en México, una en Nicaragua); seis en las islas del Caribe (dos en Cuba, dos en República Dominicana, una en Haití, una en Jamaica) y 33 en Sur América (tres en Argentina, 20 en Brasil, dos en Chile, dos en Colombia, una en Ecuador, una en Guyana, una en Perú, una en Surinam, dos en Venezuela).

El aumento en el número y tamaño de las colecciones también ha estado acompañado por la fusión de algunas de las más antiguas, lo que ha

dado como resultado la existencia de dos grandes xilotecas a nivel mundial, cada una con 105 000 ejemplares aproximadamente. Estas son: la xiloteca del Herbario Nacional de la Universidad de Leiden (Lw), en los Países Bajos, fundada en 1955, y en América, la xiloteca del Laboratorio de Productos Forestales en Madison (MADw), Estados Unidos, establecida en 1970 la cual alberga entre sus colecciones más importantes dos procedentes de Colombia y realizadas por los botánicos José Cuatrecasas y Armando Dugand. De igual manera, pueden mencionarse las colecciones del Museo Real de África Central (Tw) en Tervuren, Bélgica, fundada en 1898 con 61 000 ejemplares, y las existentes en el Instituto Smithsonian (USw) iniciada en 1915 y en la Universidad de Nueva York (BWCw) en Syracuse, abierta en 1925, cada una con 40 000 especímenes (Lynch & Gasson, 2010).

Para Colombia el *Index Xylariorum 4* (Lynch & Gasson, 2010) reporta dos colecciones, la más antigua creada en 1963 en el Instituto de Investigaciones Forestales y Madereras de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (BOFw), en Bogotá, con 1400 muestras, y la colección del Laboratorio de Productos Forestales Héctor Anaya López (MEDELw) de la Universidad Nacional de

Colombia Sede Medellín, fundada hace 40 años, en 1975 cuando el profesor Luis Carlos Mejía Mesa comenzó un proyecto de intercambio con numerosas xilotecas en todo el mundo y desarrolló investigaciones que permitieron la colecta de material en Colombia (figura 1).

Desde 1988, esta última colección se encuentra registrada en el Index Xylariorum con el acrónimo MEDELw, y desde 2002 en el Registro Nacional de Colecciones Biológicas (X-UNCM, Registro 123) que tiene a su cargo el Instituto Alexander von Humboldt y aparece como la mayor en Colombia (figura 2). Actualmente, cuenta con 3228 ejemplares representados por 1362 especies, 857 géneros y 131 familias, con el grupo de las leguminosas (15%) y las familias Pinaceae (6%), Lauraceae (4%) y Meliaceae (4%), como las más representativas. Incluye maderas procedentes de los cinco continentes, principalmente de América (52%), Asia (17%), África (13%) y Europa (10%), y representa principalmente países como Colombia (17%), Venezuela (9%), Brasil (7%), Estados Unidos (4%), India (3%) y Perú (3%), sin dejar de mencionar a Alemania, Angola, Austria, Canadá, China, Costa Rica, Cuba, Inglaterra, Indonesia, Japón y Pakistán, con un porcentaje también representativo.

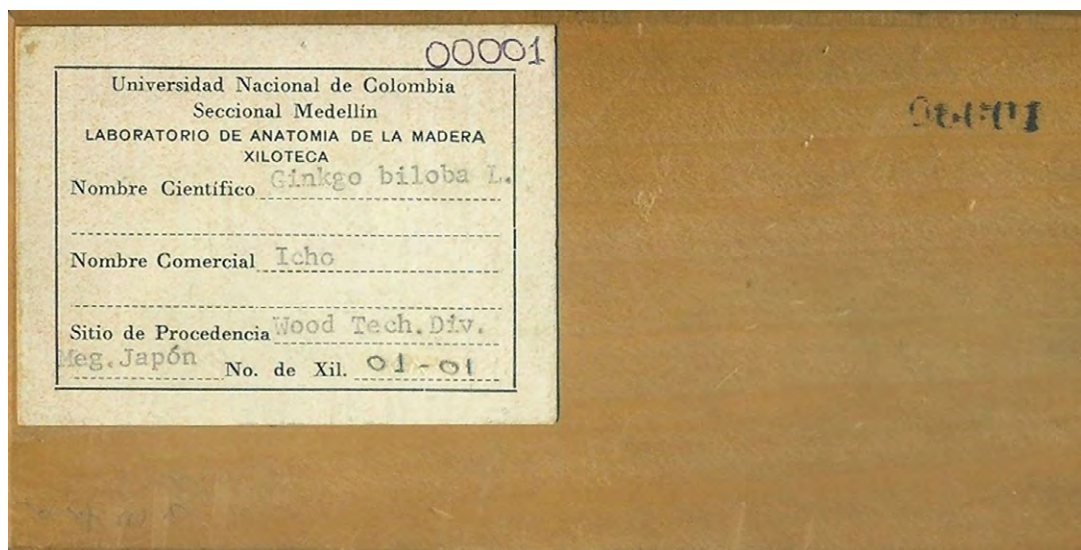


Figura 1. Primera muestra de madera que ingresó a la xiloteca en 1975, especie *Ginkgo biloba* L.



Figura 2. Xiloteca MEDELw de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín.

Entre las instituciones que han contribuido de manera más significativa a enriquecer esta colección es preciso mencionar que un porcentaje importante de las muestras ha ingresado a través de trabajos de investigación realizados en el Laboratorio de Productos Forestales de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín (9%), seguido por muestras donadas de las xilotecas de la Universidad de los Andes (MERw), Venezuela (8%), y del Laboratorio de Productos Forestales en Madison (MADw), Estados Unidos (7%). Así mismo, las xilotecas de la Universidad Distrital (BOFw) en Bogotá, la del Dr. Calvino Mainieri en el Instituto de Pesquisas Tecnológicas IPT (BCTw) en São Paulo y la de la Universidad de Stellenbosch (STEW) en Sudáfrica, han aportado cada una un 3% de los ejemplares.

Al igual que [Cornish et al. \(2014\)](#), se considera importante realizar este breve recuento sobre cómo se encuentra conformada la colección y cuál ha sido el patrón de adquisición de sus muestras,

pues conduce a una mejor comprensión de sus procedencias y a una mayor confiabilidad en la calidad de su identificación, además de conservar la historia de la institución que la alberga.

COLECCIÓN, REGISTRO, CURADURIA Y CONSERVACIÓN DE EJEMPLARES

Se contempla que, para la obtención en campo de muestras de madera que puedan hacer parte de una xiloteca, se haga una adecuada recolección del material botánico del árbol correspondiente, siguiendo los protocolos establecidos.

Inicialmente, las xilotecas a nivel mundial contenían un gran porcentaje de muestras en formato de pequeñas tabletas de aproximadamente 6 x 10 x 2 cm, que aunque daban a las colecciones una mayor uniformidad, muchas veces no representaban de manera completa la madera de las especies, pues no era posible observar en las mismas las

características y apariencia de la albura (parte externa) y del duramen (parte interna del tallo). Con el paso del tiempo, la creciente dificultad y costo que supone la toma de muestras de madera en campo y su correspondiente traslado, además de que en muchos casos no es posible realizar el apeo de los árboles, las actuales colecciones poseen material de muy diversas dimensiones, con muestras en forma de cuña obtenidas del árbol en pie con la ayuda de una motosierra o un formón y sierra manual, y también muestras obtenidas con barreno, aunque no sean estas las más indicadas (figura 3).

Cuando el árbol puede o debe ser apeado, se recomienda coleccionar una sección transversal o disco de madera de varios centímetros de espesor en la base del tallo o a la altura del pecho (1.30 m), que luego pueda ser fraccionada en muestras en forma de cuña que abarquen toda la longitud del radio (medula a corteza) y representen de manera más completa los cambios en color y estructura morfológica de las especies, reteniendo en algunos casos la corteza para diversos fines e intereses.

Lo ideal, y también lo acostumbrado durante los siglos IX y XX, era coleccionar las muestras del tallo principal del árbol seleccionado (especificando la altura en el mismo), pero la dificultad de acceso, transporte y costo de obtención de las maderas han llevado a que muchos ejemplares sean coleccionados de pequeñas ramas e incluso de la raíz de los individuos. En todos los casos es de suma importancia consignar información acerca de la parte del árbol de la cual proviene la muestra. Tampoco existen criterios acerca del número de árboles a ser muestreados, pues esto estará determinado en función de las posibilidades y requerimientos. Deseable es que a la xiloteca puedan ingresar mínimo dos muestras del espécimen coleccionado y que adicionalmente queden algunas para intercambio, que puedan ser enviadas a otras colecciones y que garanticen que dicho material no se perderá de manera definitiva en caso de alguna eventualidad o siniestro en una colección en particular.

La marcación de las muestras durante el periodo de obtención y transporte reviste especial



Figura 3. Muestras en forma de pequeñas tabletas en las colecciones de referencia o xilotecas.

importancia, pues debe ser hecha manteniendo el mismo código de las muestras botánicas y con marcador indeleble o lápiz, que garanticen su permanencia a pesar del alto contenido de humedad en la madera. Las etiquetas plásticas o metálicas no se recomiendan pues con frecuencia se desprenden. Al mismo tiempo que se colecta la muestra, también debe reunirse información adicional sobre la fecha, nombre del colector, dimensiones, forma, fenología y estado fitosanitario del árbol, localidad y características del terreno, altitud y coordenadas y nombre común dado a la especie en la región.

Aunque el alto contenido de humedad que posee la madera en el momento de su corte, puede causar su rápido deterioro, no se recomienda aplicarle ningún producto químico debido a que puede alterar características como el color y olor de las muestras (Lamb & Curtis, 2005). Lo mejor es transportar los especímenes en costales o cualquier otro material diferente al plástico, con el objetivo de permitir su natural proceso de secado. Si es necesario esperar para su despacho, los especímenes deben ser almacenados en un lugar seco y fresco y nunca directamente expuestas a la radiación solar. Si se empacan en cajas para su envío, se recomienda usar papel periódico para envolverlas de manera individual.

Una vez que las maderas se trasladan a la institución a la cual pertenecerán y han perdido el exceso de humedad, deben someterse a un periodo de cuarentena en una estufa a 60°C durante tres días, periodo que garantiza la muerte de huevos o larvas en su interior. Posteriormente, a cada una se le asigna una etiqueta que contiene un número consecutivo o de ingreso a la colección y un código numérico que representa la familia y el género, además de información sobre su nombre común, nombre botánico, familia y procedencia. También se diligencia una ficha de ingreso que incluye toda la información tomada en campo, adicionando el nombre del herbario donde fueron depositadas las muestras botánicas, su estado y número de registro, además del número de ejemplares disponibles para intercambio. Por último, se registra la muestra

en la base de datos que contiene toda la información de la xiloteca y se ingresa a la colección.

En el siglo pasado, a pesar de que durante la colecta del material se obtenían también muestras botánicas muchas xilotecas no consignaban el número de registro de las mismas en el herbario correspondiente (Wiedenhoeft, 2014), práctica que tampoco se empleaba en la Xiloteca MEDELw, donde hace pocos años se comenzó a consignar dicha información, de manera que en la base de datos solo el 2% de los ejemplares cuentan con el número de estos registros en los Herbarios Gabriel Gutiérrez Villegas “Medel” de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín y Gilberto Emilio Mahecha Vega “UDBC” de la Universidad Distrital en Bogotá.

Otras colecciones que han surgido a partir de la xiloteca y que, además de compartir el espacio físico, tienen gran importancia en términos de la labor que cumplen son: la colección Canje o intercambio, que contiene duplicados de las muestras que ingresan a la colección permanente; la colección Muestras de trabajo, que cumple una función inmediata en labores de docencia y extensión y está compuesta por muestras de las maderas más comerciales en Antioquia y el país e identificadas con base en los especímenes de la xiloteca; y la colección Placoteca o microteca con un muestrario de placas permanentes de numerosas especies, utilizadas para realizar su estudio microscópico.

BENEFICIOS DE LAS XILOTECAS

Como se ha dicho, los beneficios que traen consigo las xilotecas se pueden enumerar de la siguiente manera: se constituyen como importantes reservorios biológicos que pueden albergar duplicados de especímenes valiosos, cuya seguridad aumenta al estar depositados en al menos dos colecciones; permiten desarrollar estudios de descripción e identificación de especies que frecuentemente comienzan con características macroscópicas ampliamente utilizadas en trabajos de campo a nivel

nacional e internacional, particularmente adecuadas para realizar una determinación básica que puede arrojar respuestas concluyentes o solo reducir el número de posibles géneros o especies a los cuales pertenece el ejemplar (Mainieri *et al.*, 1983; Loureiro *et al.*, 1994; Vásquez & Ramírez, 2005), y que posteriormente consideran una identificación microscópica con base en un mayor número de estructuras (Wheeler *et al.*, 1989; García *et al.*, 2002; Richter *et al.*, 2004; White & Gasson, 2008); además, permiten la preparación y montaje de bloques de madera y placas permanentes y la realización de intercambios y préstamos de muestras. Por supuesto, estos no son los únicos objetivos que cumple una xiloteca.

Como lo señalan Cornish *et al.* (2014), en la última década los usuarios de las colecciones de madera ya no son exclusivamente anatomistas y las técnicas de análisis que utilizan son cada vez más refinadas, pues sus ejemplares sirven como fuente para análisis de ADN e isótopos estables en una variedad de investigaciones que pueden ayudar a rastrear el origen de los árboles talados ilegalmente. Son también una fuente potencial de numerosos compuestos químicos cuya variación es la base que utiliza la espectroscopia infrarroja para separar maderas similares y que, de otra forma, requerirían el muestreo de árboles *in situ* para su observación y determinación (Kagawa & Leavitt, 2009; Braga *et al.*, 2011; Wiedenhoeft, 2014), agregando que los especímenes de madera también son utilizados por investigadores en las artes y humanidades, sirven para contar la historia de las colecciones y para la realización de exhibiciones regulares en muchos contextos y para toda clase de espectadores.

Adicionalmente, tanto los estudios en tecnología de la madera como aquellos relacionados con su comercialización y mercadeo tienen un fuerte apoyo en el material correctamente identificado y disponible en las xilotecas, que representa especies cuyo aprovechamiento es autorizado o restringido, y contribuye enormemente en el cumplimiento de las leyes o reglamentos que rigen el manejo forestal de los países en procura de la sostenibilidad

y la conservación, al confirmar la legalidad de la madera extraída de sus bosques (Gasson, 2011; Johnson & Laestadius, 2011; Gasson *et al.*, 2011). Con este mismo propósito, la información contenida en sus muestras se usa para desarrollar aplicaciones para dispositivos móviles que apoyan el monitoreo y control de la comercialización de maderas (Koch *et al.*, 2011; Sarmiento *et al.*, 2011; López *et al.*, 2016).

Aunque ya en la Roma del primer siglo a.C., Plinio el Viejo, en su obra *Historia Naturalis*, describe por primera vez elementos de la anatomía de la madera como albura y duramen, aceites esenciales, fibras y nudos, entre otros (García *et al.*, 2003). Así, tanto el estudio de la morfología, adaptaciones ecológicas y variación de la madera (Carlquist, 2001), así como su descripción e identificación anatómica, son herramientas que proveen una considerable cantidad de información para su conocimiento, utilización (Mainieri *et al.*, 1983; Mainieri & Chimelo, 1989; Chichignoud *et al.*, 1990; Acevedo & Kikata, 1994; Vásquez & Ramírez, 2005), diferenciación, trazabilidad, certificación, control de comercialización, protección de especies muy similares (García *et al.*, 2002; Coradin *et al.*, 2009; Vásquez *et al.*, 2010; Bernal, *et al.*, 2011) y en estudios para la medición de rasgos funcionales (Salgado *et al.*, 2016), son herramientas aun pobremente usadas y valoradas en el país.

De igual forma, aunque la existencia, el tamaño, la variedad y la fortaleza de las xilotecas y del personal especializado en morfología y anatomía de la madera (Cornish *et al.*, 2014) son los pilares fundamentales para el conocimiento e identificación de nuestras especies, también son aspectos poco apreciados y apoyados en Colombia, llegando a abordarse en muchas oportunidades de manera muy informal. Como lo expresa Wiedenhoeft (2014), el apoyo de las colecciones de referencia a los planes de manejo sostenible y de conservación puede ayudar a aumentar la conciencia y reconocimiento de sus beneficios científicos y sociales. Así mismo, ayudan a justificar el gasto y esfuerzo invertidos en su establecimiento y manutención, agregando que, históricamente y a nivel mundial,

la mayoría de las xilotecas han estado activas solo en la medida en que han sido protegidas por uno o más investigadores en una institución, situación que no es ajena a la realidad colombiana.

CONCLUSIONES

Para terminar, es importante mencionar las necesidades inmediatas y más apremiantes de estas colecciones de referencia en Colombia. Estas son las siguientes:

Su apropiación por parte de las instituciones que garanticen que su existencia no solo esté ligada al nombre y permanencia de un investigador en particular, además de su protección y enriquecimiento, pues a pesar de nuestra amplia diversidad de especies las dos únicas xilotecas registradas que pueden dar cuenta de un riguroso proceso de curaduría y conservación de sus muestras en el país poseen un número de ejemplares muy reducido.

Difundir la existencia e importancia de estas colecciones como legado cultural y científico de la nación. En la actualidad, ni el público ni la comunidad científica conocen la importancia y utilidad de los especímenes que albergan y persiste, además, un errado concepto y enorme confusión sobre la diferencia entre una colección de maderas y una xiloteca.

Realizar un trabajo conjunto entre las xilotecas de las diferentes instituciones para fortalecer sus vínculos, efectuar intercambio de muestras e información y garantizar que las futuras generaciones puedan recibir el legado y comprender su valor, fomentando de paso la conformación de otras colecciones y la formación de otros profesionales en el área.

Consolidar de manera urgente una política de adquisición de ejemplares en acuerdo con los diferentes herbarios del país, que contribuya al crecimiento y mejora de los registros de los especímenes para que representen de manera más completa nuestra riqueza natural.

CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

El autor único es responsable de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo, M. & Y. Kikata.** (1994). Atlas de maderas del Perú. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina Perú-Universidad de Nagoya Japón. 202 p.
- Bernal, R., Coradin, V., Camargos J., Costa, C. & Pissarra, J.** (2011). Wood anatomy of Lecythidaceae species called "Tauari". *IAWA Journal*, 32(1), 97-112.
- Braga, J., Pastore, T., Coradin, V., Camargos, J. & Silva, A.** (2011). The use of near infrared spectroscopy to identify solid wood specimens of *Swietenia macrophylla* (CITES Appendix II). *IAWA Journal*, 32(2), 285-296.
- Carlquist, S.** (2001). Comparative wood anatomy. Systematic, ecological, and evolutionary aspects of dicotyledon wood. Heidelberg (Berlin): Springer Verlag. 435 p.
- Chichignoud, M., Déon, G., Détienne, P., Parant, B. & Vantome, P.** (1990). Atlas de maderas tropicales de América Latina. Traducción: Isabel Bagué Bofia. Yokohama (Japón): Organización Internacional de las Maderas Tropicales-Centre Technique Forestier Tropical. 217 p.
- Coradin, V., Alves C., Marques, L. & Rangel, E.** (2009). Madeiras similares ao mogno (*Swietenia macrophylla* King): Chave ilustrada para identificação em campo. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro/LPF. 28 p.
- Cornish, C., Gasson, P. & Nesbitt, M.** (2014). The Wood Collection (Xylarium) of the Royal Botanic Gardens, Kew. *IAWA Journal*, 35(1), 85-104.

- García, L., de Palacios, P., Guindeo, A., García, L., Lázaro, I., González, L., Rodríguez, Y., Bobadilla, I., Fernández, F. & Camacho, A.** (2002). Anatomía e identificación de maderas de coníferas a nivel de especie. Madrid: Fundación Conde del Valle de Salazar. 421 p.
- García, L., Guindeo, A., Peraza, C. & de Palacios, P.** (2003). La madera y su anatomía: anomalías y defectos, estructura microscópica de coníferas y frondosas, identificación de maderas, descripción de especies y pared celular. Madrid: Fundación Conde del valle de Salazar. 327 p.
- Gasson, P.** (2011). How precise can wood identification be? Wood anatomy's role in support of the legal timber trade, especially CITES. *IAWA Journal*, 32 (2), 137–154.
- Gasson, P., Baas, P. & Wheeler, E.** (2011). Wood anatomy of Cites-listed tree species. *IAWA Journal*, 32 (2), 155-198.
- Hoadley, B.** (1990). Identifying wood: Accurate results with simple tools. Connecticut: The Taunton Press Inc. 223 p.
- Johnson, A. & Laestadius, L.** (2011). New laws, new needs: The role of wood science in global policy efforts to reduce illegal logging and associated trade. *IAWA Journal*, 32(2), 125-136.
- Kagawa, A. & Leavitt, S.** (2009). Stable carbon isotopes of tree rings as a tool to pinpoint the geographic origin of timber. *Journal of Wood Science*, 56, 175-183.
- Koch, G., Richter, H. & Schmitt, U.** (2011). Design and application of CITESwoodID, computer-aided identification and description of CITES-protected timbers. *IAWA Journal*, 32(2), 213-220.
- Lamb, H. & Curtis, A.** (2005). A Guide for developing a wood collection. Madison: Forest Products Society. 56 p.
- León, H.** (2009). 50 años de la xiloteca MERw, patrimonio científico de Venezuela (1959-2009). *Pittieria*, 33, 111-120.
- López, R., Pulido, N., Nieto, J. & Moreno, J.** (2016). Especies maderables versión 2. Catálogo de especies maderables de Colombia. Bogotá: Laboratorio de Tecnología de Maderas José Anatolio Lastra, Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Loureiro, A., de Freitas, J. & Castro e Silva, A.** (1994). Chave para identificação macroscópica de madeiras da Amazônia. Manaus: Secretaria de Estado do Meio Ambiente-Ciência e Tecnologia do Estado do Amazonas. 71 p.
- Lynch, A. & Gasson, P.** (2010). Index Xylariorum. Edition 4. London: Royal Botanic Gardens. Recuperado de: www.kew.org/collections/wood-index/Index_Xylariorum4.htm.
- Mainieri, C. & Chimelo, J.** (1989). Fichas de características das madeiras brasileiras. São Paulo (Brasil): Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, Divisão de madeiras. 418 p.
- Mainieri, C., Chimelo, J. & Alfonso, V.** (1983). Manual de identificação das principais madeiras comerciais brasileiras. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, Divisão de madeiras. 241 p.
- Richter, H., Grosser, D, Heinz, I. & Gasson, P.** (eds.). (2004). IAWA List of microscopic features for softwood identification. *IAWA Journal*, 25(1), 1-70.
- Salgado, B., Pulido, E., Cabrera M., Ruíz, C. & Paz, H.** (2016). Protocolo para la medición de rasgos funcionales en plantas. En B. Salgado (ed.). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones (pp. 36-79). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Sarmiento, C., Détienne, P., Heinz, J., Molino, F., Grard, P. & Bonnet, P.** (2011). Pl@ntWood: a computer-assisted identification tool for 110 species of amazon trees based on wood anatomical features. *IAWA Journal*, 32(2), 221-232.
- Stern, W.** (1957). Guide to institutional wood collections. *Tropical Woods*, 106, 1-29.
- Stern, W.** (1988). Index xylariorum. Institutional wood collections of the world 3. *IAWA Bulletin*, 9, 203-252.
- Vásquez, A. & Ramírez, A.** (2005). Maderas Comerciales en el Valle de Aburrá. Medellín: Área Metropolitana del Valle de Aburrá. 246 p.

- Vásquez, A., Alcántara, E. & Herrera, A.** (2010). Wood anatomy of Colombian Podocarpaceae (Podocarpus, Prumnopitys and Retrophyllum). *Botanical Journal of the Linnean Society*, (164), 293-302.
- Wheeler, E., Baas, P. & Gasson, P.** (eds.). (1989). List of microscopic features for hardwood identification with an Appendix on non-anatomical information. *IAWA Bulletin*, 10(3), 219-332.
- White L. & Gasson, P.** (2008). Mahogany. Richmond (UK): Royal Botanic Gardens, Kew. 99 p.
- Wiedenhoef, A.** (2014). Curating Xylaria, En: J. Salick, K. Konchar & Ma. Nesbitt (eds.). Chapter 9. Curating biocultural collections: A handbook (pp. 127-134). Richmond: Royal Botanic Gardens, Kew.

