

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

EFFECTO DEL MÉTODO DE EMPLAZAMIENTO EN LA RESPUESTA FUNCIONAL DE SEIS ESPECIES ARBÓREAS DE BOGOTÁ

Effect of the tree-planting conditions on the functional response of six arboreal species of Bogotá
Esteban Moreno-Barreto y Kristian Rubiano

ETNOFARMACOLOGÍA, BIOACTIVIDAD Y FITOQUÍMICA DE *Maxillaria densa* Lindl. REVISIÓN CIENTÍFICA Y BIOCERCOMERCIO EN EL NEOTRÓPICO

Ethnopharmacology, bioactivity and phytochemistry of *Maxillaria densa* Lindl. Scientific review and Biotrading in the neotropics
Matteo Radice, Laura Scalvenzi y Diego Gutiérrez

PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA CONSTRUCCIÓN Y SELECCIÓN DE MODELOS DIGITALES DE ELEVACIÓN DE ALTA PRECISIÓN

Methodological proposal for the construction and selection of digital high-precision elevation model
Jesús Andrades, Ledyz Cuesta, Christopher Camargo, Juan López, Hugo Torres, Arturo Osorio

DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN DE BRIÓFITOS EPÍFILOS EN *Beilschmiedia costaricensis* (Mez & Pittier) C.K.Allen (LAURACEAE)

Diversity and distribution of epiphyllous bryophytes in *Beilschmiedia costaricensis* (Mez & Pittier) C.K.Allen (Lauraceae)
Nikelly Guerra-Batista, Clotilde Arrocha, Eyvar Rodríguez-Quiel y Ángel Benítez

AVIFAUNA DEL CENTRO FORESTAL TROPICAL PEDRO ANTONIO PINEDA, CUENCA BAJA DEL RÍO CALIMA (BUENAVENTURA, COLOMBIA)

Birds of the "Pedro Antonio Pineda" tropical forest center, lower basin of Calima river (Buenaventura, Colombia)
Stefanny Patiño-Forero, Camila Martínez-Páez, Miguel Ángel Qui-mbayo-Cardona y Hugo Nelson Loaiza-Hernández

AGROFORESTRY SYSTEMS OF *Theobroma cacao* L. AFFECTS SOIL AND LEAF LITTER QUALITY

Sistemas agroforestales de *Theobroma cacao* L. afectan la calidad del suelo y la hojarasca
Jorge Alberto Rangel-Mendoza y Amanda Silva-Parra

ECUACIONES ALOMÉTRICAS PARA ESTIMAR BIOMASA Y CARBONOEN *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill.

Allometric equations for estimating the above-ground biomass and carbon in *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill.

Eduardo Montes de Oca-Cano, Ádan Salvador-García, Juan Abel Nájera-Luna, Sacramento Corral-Rivas, José de Jesús Graciano-Luna, Jorge Méndez-González

ESTIMACIÓN DE VOLUMEN DE ESTIMACIÓN DE VOLUMEN DE *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. EN DIFERENTES ENTIDADES FEDERATIVAS DE MÉXICO

Volume estimation of *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. In different states Mexico

Juan Carlos Guzmán-Santiago, Oscar Alberto Aguirre-Calderón, Javier Jiménez-Pérez y Benedicto Vargas-Larreta

Revista Colombia Forestal • Vol. 23(2) • Julio-diciembre de 2020 • ISSN 0120-0739



9 770120 073000



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Colombia FORESTAL



Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales
Colomb. For. Volumen 23 Número 2. Bogotá, D.C. Julio-Diciembre de 2020 ISSN 0120-0739
Publicación semestral

Editor

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

Comité editorial

Beatriz Salgado Negret, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Esteban Galeano Gómez, Ph.D.
Universidad de Alberta. Canadá.

Andrés Avella Muñoz, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

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

Carlos Alfonso Zafrá 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.

Olga Patricia Pinzón, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
Colombia.

Preparación editorial y diseño

Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico / Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Coordinación editorial-CIDC

Fernando Piraquive

Corrección de estilo para español

Fabián Gullaván

Corrección de estilo en inglés

Esteban Galeano Gómez, Ph.D.
Universidad de Alberta. Canadá.

Fotografía de la Cubierta

René López Camacho
Ubicación: Serranía La Lindosa,
San José del Guaviare (Guaviare, Colombia)
Año: 2019

Diagramación electrónica y diseño de cubierta

Julián Hernández - Taller de diseño
director@julianhernandez.co

Grupo de árbitros del presente número

Eduardo Alanís Rodríguez, Ph.D.
Universidad Autónoma De Nuevo León. México.

Fabián García González, Ph.D.
Universidad Autónoma Chapingo. México.

Hernando Criollo Escobar, Ph.D.
Universidad de Nariño. Colombia

Juan Manuel Trujillo, Ph.D.
Universidad de Los Llanos. Colombia.

Lilia Lisseth Roa Fuentes, Ph.D.
Pontificia universidad Javeriana. Colombia.

Marisela Pando Moreno, Ph.D.
Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

Mauricio Ponce-Donoso, Ph.D.
Universidad de Talca. Chile.

Miguel Acevedo, Ph.D.
University of North Texas. Estados Unidos de América.

Robbert Gradstein, Ph.D.
Museo Nacional de Historia Natural. Francia.

Roldán Torres Gutiérrez, Ph.D.
Universidad Regional Amazónica IKIAM. Ecuador.

Stefano Manfredini, Ph.D.
Universidad de Ferrara. Italia.

Tamás Pócs, Ph.D.
Universidad Károly Eszterházy. Hungría.

Virgilio Gómez Rubio, Ph.D.
Universidad de Castilla-La Mancha. España.

Comité científico

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

Catalina Segura, Ph.D.
Oregon State University. 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

Gestión

PKP | PUBLIC KNOWLEDGE PROJECT Open Journal System

Indexación

Scopus



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-Compartir Igual

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-Compartir Igual

Contenido

Artículos de Investigación Científica y Tecnológica

EFFECTO DEL MÉTODO DE EMPLAZAMIENTO EN LA RESPUESTA FUNCIONAL DE SEIS ESPECIES ARBÓREAS DE BOGOTÁ Effect of the tree-planting conditions on the functional response of six arboreal species of Bogotá Esteban Moreno-Barreto y Kristian Rubiano	5
ETNOFARMACOLOGÍA, BIOACTIVIDAD Y FITOQUÍMICA DE <i>Maxillaria densa</i> Lindl. REVISIÓN CIENTÍFICA Y BIOCOMERCIO EN EL NEOTRÓPICO Ethnopharmacology, bioactivity and phytochemistry of <i>Maxillaria densa</i> Lindl. Scientific review and Biotrading in the neotropics Matteo Radice, Laura Scalvenzi y Diego Gutiérrez	
PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA CONSTRUCCIÓN Y SELECCIÓN DE MODELOS DIGITALES DE ELEVACIÓN DE ALTA PRECISIÓN Methodological proposal for the construction and selection of digital high-precision elevation models	34
DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN DE BRIÓFITOS EPÍFILOS EN <i>Beilschmiedia costaricensis</i> (Mez & Pittier) C.K.Allen (LAURACEAE) Diversity and distribution of epiphyllous bryophytes in <i>Beilschmiedia costaricensis</i> (Mez & Pittier) C.K.Allen (Lauraceae) Nikelly Guerra-Batista, Clotilde Arrocha, Eyvar Rodríguez-Quiel y Ángel Benítez	47
AVIFAUNA DEL CENTRO FORESTAL TROPICAL PEDRO ANTONIO PINEDA, CUENCA BAJA DEL RÍO CALIMA (BUENAVENTURA, COLOMBIA) Birds of the “Pedro Antonio Pineda” tropical forest center, lower basin of Calima river (Buenaventura, Colombia) Stefanny Patiño-Forero, Camila Martínez-Páez, Miguel Ángel Quimbayo-Cardona y Hugo Nelson Loaiza-Hernández	59
AGROFORESTRY SYSTEMS OF <i>Theobroma cacao</i> L. AFFECTS SOIL AND LEAF LITTER QUALITY Sistemas agroforestales de <i>Theobroma cacao</i> L. afectan la calidad del suelo y la hojarasca Jorge Alberto Rangel-Mendoza y Amanda Silva-Parra	75

ECUACIONES ALOMÉTRICAS PARA ESTIMAR BIOMASA Y CARBONO EN <i>Trichospermum mexicanum</i> (DC.) Baill.	89
Allometric equations for estimating the above-ground biomass and carbon in <i>Trichospermum mexicanum</i> (DC.) Baill.	
Eduardo Montes de Oca-Cano, Ádan Salvador-García, Juan Abel Nájera-Luna, Sacramento Corral-Rivas, José de Jesús Graciano-Luna, Jorge Méndez-González	
ESTIMACIÓN DE VOLUMEN DE ESTIMACIÓN DE VOLUMEN DE <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham. EN DIFERENTES ENTIDADES FEDERATIVAS DE MÉXICO	99
Volume estimation of <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham. In different states Mexico	
Juan Carlos Guzmán-Santiago, Oscar Alberto Aguirre-Calderón, Javier Jiménez-Pérez y Benedicto Vargas-Larreta	
DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	114
INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	117

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Efecto del método de emplazamiento en la respuesta funcional de seis especies arbóreas de Bogotá

Effect of the tree-planting conditions on the functional response of six arboreal species of Bogotá

Esteban Moreno-Barreto¹  y Kristian Rubiano² 

Recepción: 15 de enero de 2020

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Moreno-Barreto, E. y Rubiano, K. (2020). Efecto del método de emplazamiento en la respuesta funcional de seis especies arbóreas de Bogotá. *Colombia Forestal*, 23(2), 5-19.

Resumen

El incremento del arbolado urbano es una práctica cada vez más común en el mundo dada su importancia en la prestación de servicios ambientales, aunque su establecimiento se realiza bajo condiciones de espacio variables que pueden impactar su desarrollo. En este estudio se analizó la variación de rasgos funcionales de seis especies del arbolado de Bogotá en relación con distintos métodos de emplazamientos usados en la ciudad. Los resultados mostraron que no todas las especies reaccionaron de la misma forma frente a las condiciones de sellado del suelo, algunas parecen mejor adaptadas al aumento de las superficies impermeables, mientras otra parece afectarse y las demás no presentaron cambios significativos entre los distintos emplazamientos. Estos hallazgos resaltan la importancia de los rasgos funcionales de las especies, en áreas urbanas, como una herramienta para reconocer su respuesta ante las estrategias de manejo, buscando maximizar su desarrollo y la prestación de servicios ambientales.

Palabras clave: arbolado urbano, rasgos funcionales, superficies impermeables.

Abstract

The increase in urban trees is a progressively common practice around the world given its importance in the provision of different environmental services, although its establishment is carried out under variable space conditions that may impact its development. In this study, the variation of functional traits of six species of the woodland of Bogotá in relation to different methods of sites used in the city was analyzed. The results showed that not all species responded in the same way to the sealing conditions of the soils, in which some benefited from the increase in impervious surfaces, some were affected and others did not show significant changes between different locations. These findings highlight the importance of recognizing the functional component of species in urban areas as a tool for management, seeking to maximize their development and the offer of environmental services.

Keywords: urban trees, functional traits, impervious surface.

1 Subdirección Científica, Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. jmoreno@jbb.gov.co. Autor para correspondencia.
2 krubiano@jbb.gov.co

INTRODUCCIÓN

Las zonas urbanas son definidas como un grupo de áreas altamente transformadas, con dominancia de una matriz muy heterogénea, la cual se compone principalmente por elementos artificiales como edificaciones e infraestructura destinada a diferentes propósitos (Godefroid y Koedam, 2007). En menor proporción, se presentan dentro de esta matriz diferentes espacios verdes que surgen como remanentes naturales de los procesos de transformación del paisaje o como zonas verdes generadas, tales como parques y jardines (Breuste *et al.*, Niemelä y Snep, 2008). Las ciudades también se caracterizan por tener una alta concentración poblacional la cual se proyecta que incrementa en los próximos años, lo que a su vez puede contribuir a un aumento de su área (Varis, 2007; Thompson y McCarthy, 2008). Estos procesos de transformación actuales y proyectados generan presiones sobre las áreas verdes y las coberturas vegetales en general, amenazando con reducir su extensión, su conectividad y su funcionalidad (Breuste *et al.*, 2008; Williams *et al.*, 2009) e impactando así la provisión de servicios ecosistémicos (Bolund y Hunhammar, 1999; Burkhard *et al.*, 2012).

El arbolado urbano es indispensable para la provisión de servicios ecosistémicos en las ciudades, pues contribuye en la mitigación de las condiciones ambientales adversas mediante servicios como el mejoramiento de la calidad del aire, el secuestro de carbono, la regulación microclimática, los procesos de escorrentía e incrementando valores estéticos y culturales, entre otros (Bolund y Hunhammar, 1999; Tovar-Corzo, 2007; Gómez-Baggethun *et al.*, 2013; Lovell y Taylor, 2013). Sin embargo, el arbolado urbano se ve expuesto a los desafíos ambientales que estos ecosistemas altamente transformados imponen, lo que terminan por impactar su crecimiento, vitalidad y función (Bühler *et al.*, 2007). Lo anterior teniendo en cuenta el gran porcentaje de superficies impermeables, como andenes o calles, que normalmente son contenedores de los árboles urbanos (Just *et al.*, 2018).

Estos contenedores son conocidos como emplazamientos y son definidos como los diferentes lugares de plantación donde se puede ubicar un árbol dentro del espacio urbano, variando en tamaño, forma y proporción de superficies impermeables (Jardín Botánico José Celestino Mutis y Dane, 2006).

Las superficies impermeables se generan a través de un proceso en el cual se elimina la cobertura presente en un área, para realizar la compactación del suelo desnudo y establecer sobre este una capa de pavimento u otro tipo de superficie impermeable (Craul, 1992). El aumento de este tipo de superficies genera fuertes presiones sobre el desarrollo de los árboles urbanos, pues se evidencian problemas como la disminución en la infiltración de agua, aumento de la compactación, disminución de la porosidad del suelo, del intercambio gaseoso y la disponibilidad de nutrientes, entre otros (Viswanathan *et al.*, 2011; Mullaney *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2017). Todo lo cual puede afectar el desarrollo y esperanza de vida de los individuos arbóreos (Bühler *et al.*, 2007; Mullaney *et al.*, 2015; Just *et al.*, 2018; Sand *et al.*, 2018). Varios estudios han analizado el efecto de la disponibilidad del área de desarrollo, así como de la disponibilidad de agua y condiciones adecuadas del suelo, como consecuencia de la compactación y la impermeabilización del suelo en áreas urbanas alrededor del mundo. Autores como Sand *et al.* (2018) encontraron diferencias en el crecimiento de individuos de *Tilia x europaea* plantados en corredores arbolados y los plantados en cajas de siembra; se demostró que la salud y vitalidad del arbolado urbano se ven afectadas negativamente cuando la fracción de superficies impermeables es mayor, respaldado por otros estudios con resultados similares para diferentes especies (Grabosky y Gilman, 2004; Celestian y Martin, 2005; Ferrini y Baietto, 2007; Sanders *et al.*, 2013; Sanders y Grabosky, 2014; Konarska *et al.*, 2016). Estudios como el de Ow y Ghosh (2017) reportan un comportamiento opuesto, al identificar que individuos de *Samanea saman* y *Peltophorum pterocarpum*

con espacio limitado para el desarrollo radicular crecieron más rápidamente que aquellos con espacio abierto. Por otra parte, trabajos como el de [Chen et al. \(2017\)](#) muestran que las especies *Acer truncatum* y *Pinus tabuliformis* presentan mayores afectaciones por condiciones de temperatura, humedad del suelo y distancia de siembra; mientras *Fraxinus chinensis* que mantuvo una mayor humedad del suelo presentó relaciones positivas con el crecimiento diamétrico. Por lo tanto, el crecimiento y la adaptación de los árboles al entorno urbano parece depender de cada especie, y en ese orden de ideas, no hay consenso total en la literatura respecto al efecto de las superficies impermeables en el desarrollo del arbolado urbano.

Debido a estas presiones, el desarrollo de mejores prácticas, con base técnica y científica para la selección de especies a plantar en los diferentes espacios de las ciudades, permitiría disminuir las presiones que se producen sobre el arbolado urbano y mejorar el manejo de las diferentes especies, con el fin de evitar afectaciones a la infraestructura y sobrecostos ([Pretzsch et al., 2015](#); [Núñez-Flórez et al., 2019](#)). Un punto de partida para estos criterios de selección de las especies se da mediante la evaluación de los rasgos funcionales, como prueba de su aptitud para adaptarse a las condiciones ambientales urbanas y proveer los servicios ecosistémicos de interés ([Goodness et al., 2016](#); [Grote et al., 2016](#); [Núñez-Flórez et al., 2019](#)). Se denominan rasgos funcionales a aquellas características morfológicas, fisiológicas o fenológicas que influyen en el éxito biológico (*fitness*) de los organismos, permitiéndoles adaptarse a las diferentes condiciones ambientales y, a su vez, intervenir en los procesos de los ecosistemas ([Díaz et al., 2007](#); [Violle et al., 2007](#); [Lavorel et al., 2011](#)). Aunque la aplicación de este marco conceptual en el estudio de la vegetación urbana es reciente ([Schwarz et al., 2017](#)), existen algunas aproximaciones al uso de estos rasgos funcionales en relación con la prestación de diferentes servicios ecosistémicos y la capacidad de adaptación de las especies a las ciudades (e. g. [Pataki et al., 2013](#);

[Goodness et al., 2016](#); [Grote et al., 2016](#); [Kalusová et al., 2018](#); [Yu et al., 2018](#); [Núñez-Flores et al., 2019](#)), destacando su potencial como herramienta para la determinación de criterios de selección y manejo de especies ([Núñez-Flores et al., 2019](#)).

Particularmente, en relación con la variación de rasgos funcionales como consecuencia de diferentes métodos de emplazamiento, [Yu et al. \(2018\)](#) encontraron que el estado de salud y la fenología de individuos de *Tilia tomentosa* plantados en emplazamientos predominantemente impermeables fueron afectados negativamente, a partir del análisis de rasgos foliares tales como área foliar específica, contenido foliar de agua contenido foliar de agua por área y rasgos ópticos derivados de mediciones de reflectancia y fluorescencia foliar. De manera similar, [Song et al. \(2015\)](#) reportan para *Ginkgo biloba* una disminución en el valor de sus rasgos fotosintéticos en las áreas con mayor porcentaje de superficies impermeables por aumentos en la temperatura hasta generar posibles procesos de foto-inhibición. Otros autores como [Wang et al. \(2019\)](#) hallaron de igual forma que el *G. biloba* es una especie que se ve afectada negativamente por el porcentaje de áreas pavimentadas, pero además por el déficit hídrico; mientras que *F. chinensis* mantuvo cambios limitados en los valores de humedad del suelo en los diferentes tratamientos, evitando así variaciones significativas en las tasas fotosintéticas.

En el presente estudio se realizó la medición de un grupo de rasgos funcionales de la hoja y el tallo en seis de las especies arbóreas priorizadas en la ciudad de Bogotá (Colombia). Los rasgos fueron medidos en individuos establecidos en tres diferentes métodos de emplazamiento asociados a cambios en el área de desarrollo y al volumen de suelo y de agua disponible. A partir de esto, nuestros objetivos fueron: examinar el efecto de los tres métodos de emplazamiento sobre la expresión de los rasgos funcionales de los árboles y comparar la variación de los individuos dependiendo de la especie evaluada, con el fin de proveer información que aporte criterios para la selección de especies a plantar en estos tres tipos de emplazamiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los muestreos se realizaron en el área urbana de la ciudad de Bogotá (Colombia), tanto en espacios verdes como en espacios predominantemente impermeables, en los que se encontraron individuos de las especies objeto de estudio en los tipos de emplazamiento deseados. Bogotá se ubica a una altitud promedio de 2630 m y se desarrolla con las condiciones ambientales de un bosque andino (Barrera-Cataño *et al.*, 2010), donde se registra una precipitación media anual de 1000 mm y una temperatura promedio que varía entre los 12 y 15°C. Tiene una población urbana de aproximadamente 8 millones de habitantes y una superficie de alrededor de 380 km² (Cristancho y Triana, 2018).

Selección de especies y tipos de emplazamiento

Para cuantificar los cambios en los rasgos de las especies arbóreas bajo tres diferentes tipos de emplazamiento distribuidos en la ciudad se seleccionaron seis especies priorizadas por el Jardín Botánico de Bogotá para la investigación y plantación: Caucho sabanero (*Ficus americana* subsp. *andicola* (Standl.) C.C.Berg), Falso pimiento (*Schinus areira* L.), Guayacán de Manizales (*Lafoensia acuminata* (Ruiz & Pav.) DC.), Jazmín del Cabo (*Pittosporum undulatum* Vent.), Liquidámbar (*Liquidambar styraciflua* L.) y Roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.). Para cada una de las especies se realizó un muestreo de 30 individuos por cada tipo de emplazamiento, contabilizando 90 individuos por especie y un total de 540 individuos muestreados. Los individuos muestreados se seleccionaron usando como referencia el Sistema de Información Geográfica para la Gestión del Arbolado Urbano (Sigau), el cual consiste en una base de datos que contiene información del censo del arbolado de Bogotá, que incluye datos como especie, tipo de emplazamiento y coordenadas geográficas de cada individuo (Jardín

Botánico José Celestino Mutis y Dane, 2006). Estos datos permitieron filtrar las zonas de la ciudad con presencia de individuos de interés para la investigación, es decir, de las especies y en los emplazamientos de interés. En estas áreas se muestrearon individuos con un DAP mayor a 10 cm que cumplieron con los lineamientos planteados por los protocolos para la medición de rasgos funcionales (Cornelissen *et al.*, 2003; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013; Salgado-Negret, 2015).

Los tipos de emplazamiento evaluados incluyeron (a) *pozos de plantación*: árboles individuales plantados en pequeños espacios rodeados totalmente por una superficie impermeable; (b) *corredores arbolados*: grupos de árboles plantados en franjas de suelo (como separadores viales o andenes arbolados) que siguen estando rodeadas por un alto porcentaje de superficies impermeables pero no totalmente; y (c) *parques urbanos o espacio ilimitado*: árboles plantados dentro de amplios espacios verdes con menor porcentaje de superficies impermeables a su alrededor (figura 1).

Medición de rasgos funcionales

Los muestreos se realizaron entre los meses de abril y julio del 2019. A cada uno de los árboles seleccionados se le midió la altura (H, m), las longitudes X y Y de la proyección ortogonal de la copa para estimar su área (AC, m²) y el diámetro a la altura del pecho (DAP, cm), usando un decámetro y un hipsómetro digital Nikon Forestry Pro®. Para los individuos que presentaban bifurcaciones por debajo de 1.3 m de altura, el valor de su DAP fue calculado mediante la ecuación del diámetro cuadrático promedio (Diéguez *et al.*, 2003). Además, se colectó una rama expuesta al Sol, de la cual se obtuvo una muestra de madera y cinco hojas en buen estado sanitario, siguiendo los protocolos para la medición de rasgos funcionales (Cornelissen *et al.*, 2003; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013; Salgado-Negret 2015). Las muestras fueron transportadas al laboratorio en bolsas de cierre hermético, envueltas en papel húmedo para

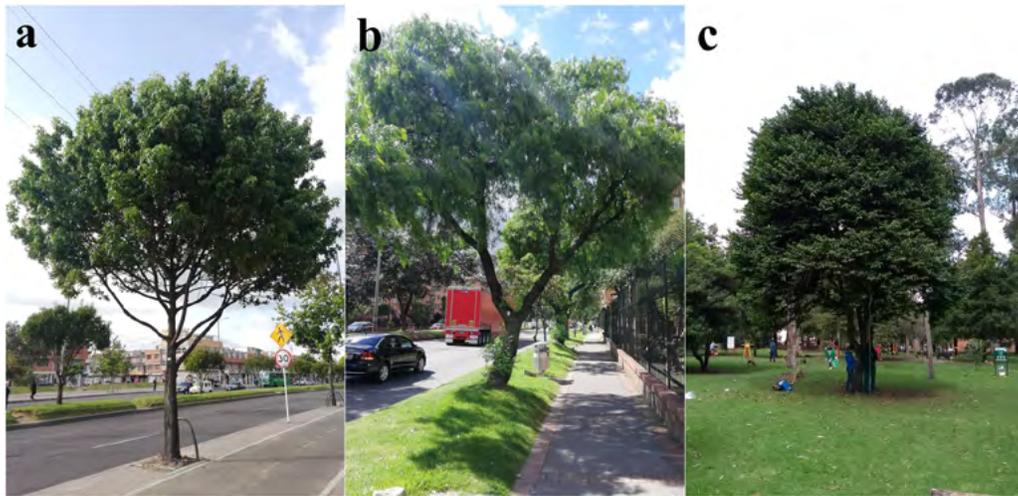


Figura 1. Métodos de emplazamiento evaluados para las seis especies objeto de estudio: a) Pozos de plantación, b) corredores arbolados y, c) parques.

evitar su deshidratación y fueron almacenadas en nevera hasta su procesamiento.

Para determinar la densidad básica de la madera (DB, g.cm^{-3}) las muestras se descortezaron y se rehidrataron para obtener su volumen fresco a partir del método de desplazamiento de agua. Después se ingresaron al horno de secado a una temperatura de 70°C por 72 horas y, posterior a esto, se determinó el peso seco de las muestras. Además de DB, se midió la densidad anhidra (DO, g.cm^{-3}), reemplazando el volumen fresco de las muestras por su valor secado al horno. Para determinar los valores de contenido máximo de agua en el tallo (CHMAX, %) se siguió la metodología propuesta por Simpson (1993). Las muestras foliares se fotografiaron incluyendo el pecíolo, con una escala conocida sobre un fondo blanco y cubiertas por un vidrio antirreflejo. Posteriormente, se estimó su área foliar (AF, mm^2) mediante el software ImageJ® (Schneider, Rasband y Eliceiri, 2012). Adicional a esto, se midió el peso fresco de cada hoja y el peso seco luego de llevar al horno de secado a una temperatura de 60°C por 72 horas. A partir de estos valores se calcularon el área foliar específica (AFE, $\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$), el contenido foliar de materia seca (CFMS, mg.g^{-1}) y el contenido de agua foliar (CAF, %) (Cornelissen *et al.*, 2003; Pérez-Harquindeguy *et al.*, 2013; Salgado-Negret 2015). Los

valores de los rasgos foliares se promediaron para cada individuo a partir de las cinco mediciones.

Los rasgos funcionales seleccionados corresponden a rasgos blandos, los cuales se caracterizan por su facilidad de medición y por no generar daños importantes a los individuos, a la vez que aportan información pertinente para el estudio funcional de la vegetación. Se seleccionaron ya que, al tratarse de individuos localizados en área urbana, no es adecuada la implementación de metodologías destructivas que pongan en riesgo su salud y vitalidad, debido a que hacen parte del patrimonio público de la ciudad. De otro lado, su selección se basó en los antecedentes encontrados en la literatura y en los mecanismos que relacionan estos rasgos con la respuesta funcional a las características de los diferentes emplazamientos analizados. El estrés hídrico generado por el aumento de superficies impermeables puede inducir cambios en la morfología foliar manifestados en menor AF y en reducción de AFE y CAF (Farooq *et al.*, 2009; Xu *et al.*, 2009). A su vez, puede afectar rasgos hidráulicos como la densidad de la madera y el contenido de humedad máximo del tallo, los cuales se relacionan con la conductividad hidráulica y el suministro hídrico a las hojas (Chave *et al.*, 2009; Salgado-Negret, 2015). La alteración del suelo y en consecuencia la modificación de la disponibilidad

y ciclaje de nutrientes puede afectar rasgos como CFMS y AFE (Wright *et al.*, 2004).

Análisis de datos

Para evitar los efectos de la autocorrelación en los análisis se realizó una prueba de Pearson con el fin de determinar los rasgos altamente correlacionados y no incluir aquellos rasgos redundantes en los análisis posteriores. De acuerdo con la prueba, los rasgos que se mantuvieron para los análisis posteriores fueron AF, AFE, CFMS, DB y DO. Para cada uno de estos rasgos se realizó un Anova de transformación alineada de rangos (Aligned Ranks Transform Anova) para dos factores (Wobbrock *et al.*, 2011), usando como factores el tipo de emplazamiento y la especie, y teniendo en cuenta la interacción entre ellos. Luego se realizaron las respectivas pruebas *post hoc* de Tukey para identificar diferencias puntuales entre niveles y sus interacciones. Los análisis se realizaron utilizando las librerías *ARTool* (Kay y Wobbrock, 2019) y *Emmeans* (Lenth, 2019), respectivamente, del paquete estadístico R versión 3.5.3 (R Core Team, 2019).

RESULTADOS

Relación de los rasgos funcionales con las superficies impermeables

Los resultados de la prueba mostraron que los rasgos AF, AFE, CFMS, DB y DO son los que presentan un menor grado de correlación. Por el contrario, CAF y CHMAX se correlacionaron entre sí y con CFMS, DO y DB. Además, se encontró que las variables H y DAP no mostraron alguna relación significativa con los rasgos funcionales, a excepción de la relación entre DAP-DO ($\rho = -0.35$, $p < 0.001$; figura 2).

Los resultados del Anova muestran que el AF varía significativamente entre los diferentes métodos de emplazamiento (tabla 1), registrando los valores más altos en el método de emplazamiento con mayor porcentaje de área verde (*i. e.*, parques) respecto a los otros dos métodos (tabla 2). El caso de DO fue similar al de AF, con sus valores más altos en los parques urbanos, respecto a los corredores y pozos ($F=17.47$; $p < 0.01$). Los rasgos AFE ($F=28.49$; $p < 0.001$) y CFMS ($F=5.56$;

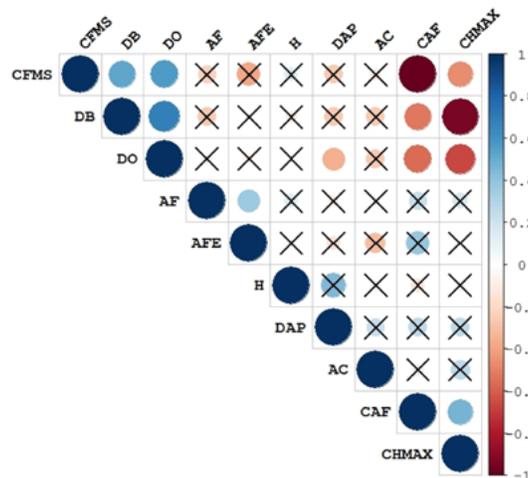


Figura 2. Correlaciones de Pearson entre rasgos funcionales y variables morfológicas. Círculos más grandes representan mayor nivel de significancia ($p < 0.05$). El color indica la dirección y la fuerza de la correlación: rojo correlación negativa y azul correlación positiva. Las cruces negras indican correlaciones estadísticamente no significativas. AF (área foliar), AFE (área foliar específica), AC (área de copa), CAF (contenido de agua foliar), CFMS (contenido foliar de materia seca), CHMAX (contenido de humedad máximo del tallo), DAP (diámetro a la altura del pecho), DB (densidad básica de la madera), DO (Densidad anhidra de la madera), H (altura del árbol).

$p < 0.001$) presentaron un comportamiento contrario, donde los valores más altos se reportaron en los emplazamientos de pozos de plantación y corredores arbolados, en relación con los parques urbanos (tabla 2). El rasgo DB no presentó variación entre los tres métodos de emplazamiento evaluados ($F=0.60$; $p = 0.548$).

Para el caso de las diferencias entre el grupo de especies, como se esperaba por resultados obtenidos en otros estudios (Ocampo, 2019), para todos los rasgos se presentaron diferencias significativas entre las seis especies (tabla 1). En todos los casos, al realizar las pruebas *post hoc*, se observa en

promedio la conformación de cinco grupos significativos (tabla 2), lo que permite analizar el impacto de los diferentes métodos de emplazamiento en el desarrollo de estas especies con distintas estrategias funcionales.

Interacción rasgos funcionales y métodos de emplazamiento

Se encontró que la interacción entre las especies y los métodos de emplazamiento evaluados respecto a cada rasgo funcional fue estadísticamente significativa para todos los casos (tabla 1). Al

Tabla 1. Resultados de la prueba de Anova para cada uno de los rasgos funcionales analizados. Valores en negrilla representan diferencias a un nivel de significancia de 0.05

	GL	F	p-valor
AFE			
Especie	5	172.57	< 0.001
Emplazamiento	2	28.49	< 0.001
Especie*Emplazamiento	10	5.16	< 0.001
AF			
Especie	5	94.54	< 0.001
Emplazamiento	2	4.99	< 0.007
Especie*Emplazamiento	10	7.43	< 0.001
CFMS			
Especie	5	207.45	< 0.001
Emplazamiento	2	5.56	< 0.004
Especie* Emplazamiento	10	5.71	< 0.001
DB			
Especie	5	143.05	< 0.001
Emplazamiento	2	0.60	0.5481
Especie* Emplazamiento	10	4.86	< 0.001
DO			
Especie	5	133.25	< 0.001
Emplazamiento	2	17.47	< 0.001
Especie* Emplazamiento	10	3.60	< 0.001

Tabla 2. Valores de la mediana y resultados de la prueba post hoc de Tukey para cada factor. Letras diferentes representan diferencias a un nivel de significancia de 0.05

Factor	Niveles	AF		AFE		CFMS		DB		DO	
		Mediana		Mediana		Mediana		Mediana		Mediana	
Emplazamiento	Pozo	4251.9	ab	87.6	b	417.6	b	0.52	a	0.64	a
	Corredor	4037.8	a	88.1	b	421.7	b	0.52	a	0.63	a
	Parque	4205.0	b	77.3	a	386.7	a	0.52	a	0.67	b
Especie	<i>F. americana subsp. andicola</i>	3867.2	a	60.5	a	377.6	b	0.42	a	0.53	a
	<i>L. acuminata</i>	4140.9	c	90.8	d	398.0	a	0.54	b	0.65	b
	<i>L. styraciflua</i>	5876.9	c	112.4	f	408.1	c	0.50	d	0.62	b
	<i>P. undulatum</i>	2399.3	b	70.6	b	462.0	d	0.60	e	0.68	c
	<i>Q. humboldtii</i>	4315.4	d	77.9	c	481.8	c	0.53	c	0.77	d
	<i>S. areira</i>	4538.5	c	102.0	e	337.6	e	0.48	d	0.62	e

determinar los grupos significativos, se encontró que *L. acuminata* es la especie que presentó una mayor variación en sus rasgos entre los métodos de emplazamiento (AF, CFMS, DB y DO), seguido por *S. areira* (AFE, CFMS y densidad de la madera) y *Q. humboldtii* (AF y DB), aunque la primera

especie presentó un comportamiento opuesto al de las dos últimas. El resto de las especies evaluadas (*F. americana* subsp. *andicola*, *L. styraciflua* y *P. undulatum*) no presentaron variaciones significativas entre los diferentes métodos de emplazamiento en ninguno de los rasgos evaluados (figura 3).

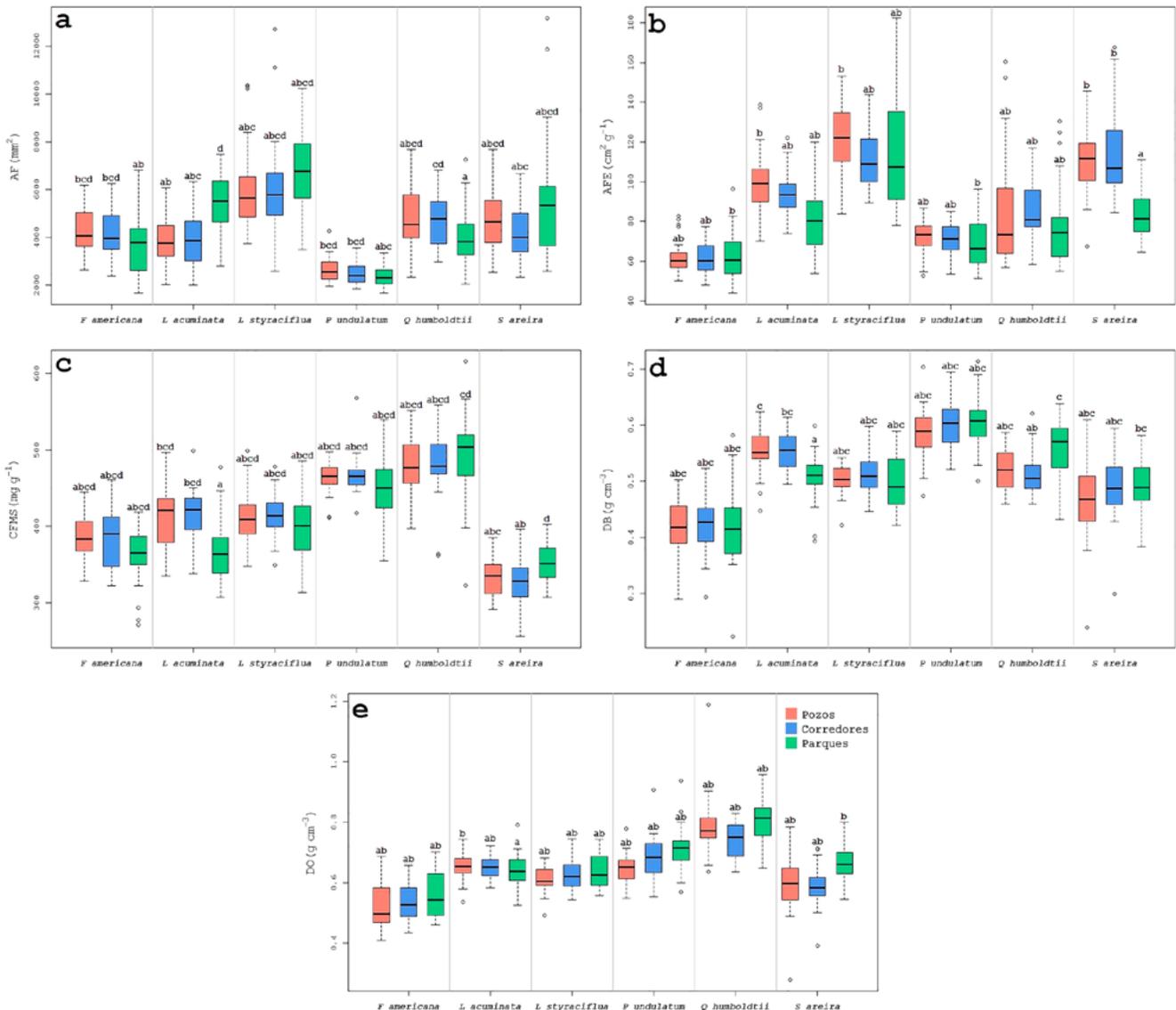


Figura 3. Diagramas de *boxplots* de las interacciones entre especies y métodos de emplazamiento para los diferentes rasgos funcionales. a) Área foliar (AF), b) área foliar específica (AFE), c) contenido foliar de materia seca (CFMS), d) densidad básica de la madera (DB) y e) densidad anhidra de la madera (DO). Letras no compartidas representan diferencias a un nivel de significación de 0.05.

DISCUSIÓN

En general, los resultados indican que todos los rasgos analizados variaron significativamente entre especies. Esto se esperaba teniendo en cuenta las diferentes estrategias funcionales que presentan las especies, como resultado de su historia filogenética y las adaptaciones a las condiciones ambientales de sus lugares de origen (Wright *et al.*, 2004; Freschet *et al.*, 2010). Sin embargo, estas diferencias son las que permiten interpretar como más o menos apta a una especie para su desarrollo y funcionamiento en las condiciones de estrés urbano, incluyendo los diferentes grados de impermeabilización de los suelos (Bühler *et al.*, 2007; Just *et al.*, 2018). Por esta razón, este tipo de resultados son un importante aporte para la selección de especies y el manejo del arbolado urbano, con el fin de maximizar la provisión de servicios ecosistémicos (Calfapietra *et al.*, 2015; Núñez-Flórez *et al.*, 2019). Las diferencias identificadas en la expresión de los rasgos funcionales entre las especies evaluadas concuerdan con otros estudios que analizaron el comportamiento de otro grupo de rasgos para estas mismas especies en la ciudad de Bogotá y analizaron su variación intraespecífica frente a condiciones del medio urbano (Moreno-Barreto y Rubiano, 2018; Ocampo, 2019).

En cuanto a los emplazamientos, se identificaron diferencias para todos los rasgos, con excepción de DB que no fue significativo (tabla 1). Al analizar los resultados de los análisis *post hoc* se observa que, para las especies en conjunto, los pozos y corredores tendieron a agruparse y a diferenciarse de los parques (tabla 2). Esto podría reflejar un efecto negativo de las superficies impermeables sobre los rasgos analizados y coincide con la mayoría de la evidencia aportada por los estudios que analizan este tipo de efectos (e. g. Grabosky y Gilman, 2004; Celestian y Martin, 2005; Ferrini y Baietto, 2007; Sanders *et al.*, 2013; Sanders y Grabosky, 2014; Konarska *et al.*, 2016). Estas diferencias se deberían a las modificaciones que generan las superficies impermeables sobre las condiciones

de desarrollo de los árboles, particularmente reflejadas en el espacio disponible y las características del suelo, que se asemejan más a las condiciones naturales en los parques (Viswanathan *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2016). Yu *et al.* (2018) identificaron diferencias entre pozos y corredores respecto a las áreas sin superficies impermeables, donde los individuos del último tipo de emplazamiento presentaron valores más altos de AFE, en concordancia con el comportamiento de algunas de las especies aquí evaluadas, posiblemente con estrategias funcionales similares.

Al analizar las interacciones entre las especies y los tipos de emplazamiento se encontró que la mitad de las especies presentó algún tipo de variación significativa en relación con el área de crecimiento radicular, y que estas a su vez se distinguieron de acuerdo con la forma en la que se presentaron las variaciones. *L. acuminata* tuvo un comportamiento similar al esperado, donde se observó una afectación sobre el crecimiento de la especie en relación con el aumento de las superficies impermeables; con una disminución de AF mientras rasgos como CFMS, DB y DO se vieron incrementados. Yu *et al.* (2018) también reportan afectaciones sobre rasgos foliares de *Tilia tomentosa* como AFE y CAF (opuesto a CFMS) en relación con el aumento en áreas impermeables, donde las especies buscan generar estructuras más resistentes, dados a los problemas que acarrea la presencia de este tipo de superficies para el desarrollo vegetal como el déficit hídrico, la limitación del crecimiento radicular, reducción de tasas fotosintéticas, el aumento de la temperatura o la disminución de la humedad del suelo, entre otras (Viswanathan *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2017; McClung e Ibáñez, 2018; Sand *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019, Yan *et al.*, 2019). Las especies *Q. humboldtii* y *S. areira*, por otro lado, parecen mejor adaptadas al aumento de las superficies impermeables, donde la primera presentó un aumento en su AF con una disminución en DB, mientras que *S. areira* tuvo un aumento en los valores de AFE con una disminución en CFMS y la densidad de madera. Autores como Vallet *et al.* (2010)

sugieren que dentro de las áreas urbanas se destaca la presencia de aquellas especies preferentes por suelos básicos que se favorecen por procesos como la deposición de polvo de cemento y un aumento en la fertilidad del suelo como consecuencia de la combustión y deposición de nitrógeno, entre otros, en donde se resalta la presencia de una gama de especies con valores altos para AF y AFE (Thompson y McCarthy, 2008); mientras Chen et al. (2016) describen una tasa de brotación temprana en los árboles urbanos, que se ve beneficiada por un aumento de la temperatura generado por mayores porcentajes de cobertura impermeable. Carreras et al. (1996) reportan aumentos en los valores de AFE de *Ligustrum lucidum* en áreas con altos niveles de tráfico, aunque no sucede lo mismo con *Ligustrum lucidum* f. *tricolor*, por lo que la variación de este rasgo en las especies estudiadas podría ser una estrategia para sobrevivir al medio urbano, debido a la relación positiva que tiene con las tasas fotosintéticas y la preferencia de especies con esta característica por áreas con altas concentraciones de nutrientes (Wright et al., 2004, Ordóñez et al., 2009).

El resto de las especies (*F. americana* subsp. *andicola*, *L. styraciflua* y *P. undulatum*) no presentaron variaciones significativas en ninguno de los rasgos funcionales medidos en individuos establecidos en diferentes tipos de emplazamientos (figura 3). Estudios como el de Wang et al. (2019) han encontrado resultados similares al evaluar otros rasgos, en los que determinaron que las tasas fotosintéticas de *F. chinensis* no se vieron afectadas por el aumento de las áreas impermeabilizadas debido, posiblemente, a características propias de las especies como condiciones de raíz que permiten mejorar la aireación del suelo en el que se establece, hasta llegarse a reportar tasas de crecimiento más altas que otras especies bajo las mismas condiciones (Chen et al., 2017). De igual forma, McClung e Ibáñez (2018) encontraron que el crecimiento de *Carya ovata* no se vio afectado por el aumento de las superficies urbanas ni el efecto de la sequía en comparación con otras dos especies

evaluadas; al igual que Carreras et al. (1996), quienes no encontraron variaciones para las características fisiológicas y funcionales de *Ligustrum lucidum* f. *tricolor* en relación con diferentes grados de tráfico e industrialización. Se asume que la ausencia de variación de estas tres especies entre los distintos métodos de emplazamiento puede estar asociada a tres posibles causas: una alta resistencia a las condiciones adversas que se presentan en las ciudades, a través de distintas estrategias como algunas características propias de cada especie (e. g. Wang et al., 2019); una baja variación intraespecífica que puede estar relacionada con una baja capacidad de adaptación de las especies frente al medio urbano (Albert et al., 2010; Salgado-Negret, 2015), que podría verse reflejado en una afectación de la vitalidad de estas especies con los fuertes cambios que se esperan en el futuro para los ecosistemas urbanos (Farrell et al., 2015); o que posiblemente los rasgos evaluados no fueron los adecuados para determinar variaciones en estas especies, por lo que el uso de otro grupo de rasgos como los atributos fotosintéticos o radiculares podría mostrar cambios en las especies frente a las condiciones del medio urbano.

CONCLUSIONES

Aunque en los últimos años la investigación sobre las coberturas vegetales presentes en las ciudades se ha incrementado de forma sustancial debido a las condiciones futuras que se prevé se presentarán en las zonas urbanizadas, aún se tiene un vacío en el conocimiento funcional de las especies sembradas en estas áreas bajo la influencia de múltiples estresores, lo que podría mejorar las prácticas de manejo de los árboles urbanos y, con ello, la prestación de diferentes servicios. Este estudio investigó cómo distintos métodos de emplazamiento en las áreas urbanas afectan el estado de desarrollo de los árboles al medir un conjunto de rasgos funcionales en seis especies arbóreas comunes dentro de la ciudad de Bogotá. Los resultados mostraron

que tres de las seis especies de árboles estaban influenciadas por la variación en el porcentaje de superficie impermeable, donde dos de estas parecen estar mejor adaptadas a las condiciones del medio urbano mientras los árboles de *L. acuminata* parecen ser afectados por el aumento del área pavimentada. Esto implica que las especies pueden reaccionar de forma distinta a las mismas condiciones ambientales de acuerdo con las diferentes estrategias funcionales que cada una de ellas posee, beneficiándose algunas, perjudicando a otras o sin generar algún tipo de alteración. Por esto se hace necesario ampliar el conocimiento funcional de las especies que se encuentran presentes dentro de las ciudades como factor clave a ser considerado en la planeación y manejo del arbolado urbano. Recomendamos evitar la plantación de *L. acuminata* en áreas con poco espacio para el crecimiento radicular debido a que fue la única especie que vio afectada la expresión de sus rasgos por el aumento de las superficies impermeables. Además, evaluar el efecto de otras variables que actúan dentro del espacio urbano como posibles estresores de los árboles (e. g. tráfico urbano, captación de contaminantes o gradientes de contaminación), junto con el uso de otro grupo de rasgos funcionales que aporten información valiosa a la evaluación del desarrollo de las plantas urbanas como los rasgos fotosintéticos, de tipo radicular o asociados a la arquitectura de la copa.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada en la línea de Interacciones y Coberturas Vegetales Urbanas de la subdirección científica, bajo los contratos de prestación de servicios 063-2019 y 474-2019 del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Los autores expresan su agradecimiento a los operarios Laura Navarrete y Milton Gómez por su apoyo en las actividades de campo y en el procesamiento del material vegetal en los laboratorios del Jardín Botánico José Celestino Mutis.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

E.M.B. y K.R. planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo el trabajo en campo y laboratorio, analizaron los datos y redactaron el manuscrito. Ambos autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

REFERENCIAS

- Albert, C. H., Thuiller, W., Yoccoz, N. G., Soudant, A., Boucher, F., Saccone, P. y Lavorel, S.** (2010). Intraspecific functional variability: Extent, structure and sources of variation. *Journal of Ecology*, 98, 604-613.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01651.x>
- Barrera-Cataño, J., Contreras-Rodríguez, S., Garzón-Yepes, N., Moreno-Cárdenas, A. y Montoya-Villarreal, S.** (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Bogotá: Secretaría Distrital de Ambiente; Pontificia Universidad Javeriana.
- Bolund, P. y Hunhammar, S.** (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301.
[https://doi.org/10.1016/s0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/s0921-8009(99)00013-0)
- Breuste, J., Niemelä, J. y Snep, R. P. H.** (2008). Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape Ecology*, 23(10), 1139-1142.
<https://doi.org/10.1007/s10980-008-9273-0>
- Bühler, O., Kristoffersen, P. y Larsen, S. U.** (2007). Growth of street trees in Copenhagen with emphasis on the effect of different establishment concepts. *Arboriculture & Urban Forestry*, 33(5), 330-337.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. y Müller, F.** (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>

- Calfapietra, C., Peñuelas, J. y Niinemets, Ü.** (2015). Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in Plant Science*, 20(2), 72-75.
<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.11.001>
- Carreras, H. A., Cañas, M. S. y Pignata, M. L.** (1996). Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait. and *Ligustrum lucidum* Ait. f. *tricolor* (Rehd.) Rehd. *Environmental Pollution*, 93(2), 211-218.
[https://doi.org/10.1016/0269-7491\(96\)00014-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(96)00014-0)
- Celestian, S. y Martin, C.** (2005). Effects of parking lot location on size and physiology of four southwestern US landscape trees. *Journal of Arboriculture*, 31(4), 191-197.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G. y Zanne, A. E.** (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351-366.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chen, Y., Wang, X., Jiang, B., Yang, N. y Li, L.** (2016). Pavement induced soil warming accelerates leaf budburst of ash trees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16, 36-42.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.01.014>
- Chen, Y., Wang, X., Jiang, B., Wen, Z., Yang, N. y Li, L.** (2017). Tree survival and growth are impacted by increased surface temperature on paved land. *Landscape & Urban Planning*, 162, 68-79.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.001>
- Cornelissen, J. H. C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P. B., ter Steege, H., Morgan, H. D., van der Heijden, M. G. A., Pausas, J. G. y Poorter, H.** (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4), 335-380.
<https://doi.org/10.1071/bt02124>
- Craul, P. J.** (1992). *Urban Soil in Landscape Design*. Nueva York: Wiley.
- Cristancho, C. y Triana, E.** (2018). *Análisis demográfico y proyecciones poblacionales de Bogotá*. Bogotá: Secretaría Distrital de Planeación.
http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/demografia_proyecciones_2017_0_0.pdf
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. y Robson, T. M.** (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS*, 104(52), 20684-20689.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Diéguez, U., Barrio, M., Castedo, F., Ruíz, A. D., Álvarez, M.F., Álvarez, J. G. y Rojo, A.** (2003). *Dendrometría*. Madrid: Paraninfo.
- Farooq, M., Wahid, A., Kobayashi, N., Fujita, D. y Basra, S. M. A.** (2009). Plant drought stress: effects, mechanisms and management. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(1), 185-212.
<https://doi.org/10.1051/agro:2008021>
- Farrell, C., Szota, C. y Arndt, S. K.** (2015). Urban Plantings: 'Living Laboratories' for Climate Change Response. *Trends in Plant Science*, 20(10), 597-599.
<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2015.08.006>
- Ferrini, F. y Baietto, M.** (2007). Effect of compost-amended backfill and paved surface on leaf parameters and physiology of Norway maple (*Acer planatoides* L.). *Arboriculture & Urban Forestry*, 33(6), 386-391.
- Freschet, G. T., Cornelissen, J. H. C., van Logtestijn, R. S. P. y Aerts, R.** (2010). Evidence of the 'plant economics spectrum' in a subarctic flora. *Journal of Ecology*, 98(2), 362-373.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01615.x>
- Godefroid, S. y Koedam, N.** (2007). Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, 22(8), 1227-1239.
<https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x>
- Gómez-Baggethun, E. y Barton, D. N.** (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Goodness, J., Andersson, E., Anderson, P. M. y Elmqvist, T.** (2016). Exploring the links between functional traits and cultural ecosystem services to enhance urban ecosystem management. *Ecological Indicators*, 70, 597-605.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.031>
- Grabosky, J. y Gilman, E.** (2004). Measurement and prediction of tree growth reduction from tree planting space design in established parking lots. *Journal of Arboriculture*, 30(3), 154-164.

- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Thiec, D. L., Niinemets, Ü., Mikkelsen, T.N., Paoletti, E., Tiwary, A. y Calfapietra, C.** (2016). Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology & the Environment*, 14(10), 543-550. <https://doi.org/10.1002/fee.1426>
- Jardín Botánico José Celestino Mutis y Departamento Administrativo Nacional de Estadística** (2006). *Manual del censista y auxiliar censo del árbol urbano de Bogotá D.C.* Bogotá: Jardín Botánico José Celestino Mutis.
- Just, M. G., Frank, S. D. y Dale, A. G.** (2018). Impervious surface thresholds for urban tree site selection. *Urban Forestry & Urban Greening*, 34, 141-146. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.06.008>
- Kalusová, V., Čeplová, N. y Lososová, Z.** (2017). Which traits influence the frequency of plant species occurrence in urban habitat types? *Urban Ecosystems*, 20(1), 65-75. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0588-3>
- Kay, M. y Wobbrock, J.** (2019). ARTool: Aligned Rank Transform for Nonparametric Factorial Anovas. R package version 0.10.6.
- Konarska, J., Uddling, J., Holmer, B., Lutz, M., Lindberg, F., Pleijel, H. y Thorsson, S.** (2016). Transpiration of urban trees and its cooling effect in a high latitude city. *International Journal of Biometeorology*, 60(1), 159-172. <https://doi.org/10.1007/s00484-015-1014-x>
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M. P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G. y Douzet, R.** (2011). Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99(1), 135-14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x>
- Lenth, R.** (2019). Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.2.
- Lovell, S. T. y Taylor, J. R.** (2013). Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology*, 28, 1447-1463. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9912-y>
- McClung, T. e Ibáñez, I.** (2018). Quantifying the synergistic effects of impervious surface and drought on radial tree growth. *Urban Ecosystems*, 21, 147-155. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0699-5>
- Moreno-Barreto, E. y Rubiano, K.** (2018). *Aproximación al uso de rasgos funcionales y gradientes ambientales para seis especies del arbolado urbano de la ciudad de Bogotá D.C.* Bogotá: Jardín Botánico José Celestino Mutis (no publicado).
- Mullaney, J., Lucke, T. y Trueman, S. J.** (2015). A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. *Landscape & Urban Planning*, 134, 157-166. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.013>
- Mullaney, J., Trueman, S. J., Lucke, T. y Bai, S. H.** (2015). The effect of permeable pavements with an underlying base layer on the ecophysiological status of urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3), 686-693. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.06.008>
- Núñez-Flórez, R., Pérez-Gómez, R. y Fernández-Méndez, F.** (2019). Functional diversity criteria for selecting urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 28, 251-266. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.005>
- Ocampo, V.** (2019). Factors affecting the biodiversity of Heteroptera on trees in urban green areas of Bogotá, Colombia (Tesis de maestría). Universitat de Barcelona, Barcelona, España.
- Ordóñez, J. C., Van Bodegom, P. M., Witte, J. P.M., Wright, I. J. Reich, P. B. y Aerts, R.** (2009). A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global Ecology and Biogeography*, 18(2), 137-149. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00441.x>
- Ow, L.F. y Ghosh, S.** (2017). Growth of street trees in urban ecosystems: Structural cells and structural soil. *Journal of Urban Ecology*, 3(1), 1-7. <https://doi.org/10.1093/jue/jux017>
- Patakí, D. E., McCarthy, H. R., Gillespie, T., Jenerette, G. D. y Pincetl, S.** (2013). A trait-based ecology of the Los Angeles urban forest. *Ecosphere*, 4(6), 1-20. <https://doi.org/10.1890/es13-00017.1>

- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., y Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S. S., Cornwell, W. K. K., Craine, J. M. M., Gurvich, D. E. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J. J., Reich, P. B. B., Poorter, L., Wright, I. J. J., Ray, P., Enrico, L., Paussas, J. G., de Vos, A. C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J. G., Thompson, K., Morgan, H. D., ter Steege, H., van der Heijden, M. G. A., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M. V., Conti, G., Staver, A. C., Aquino, S. y Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167-234.
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., du Toit, B., Farnden, C. y Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forests & Urban Greening*, 14(3), 466-479.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006>
- R Core Team (2019). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.R-project.org>
- Salgado-Negret, B. (ed.) (2015). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Sand, E., Konarska, J., Howe, A. W., Andersson-Sköld, Y., Moldan, F., Pleijel, H. y Uddling, J. (2018). Effects of ground surface permeability on the growth of urban linden trees. *Urban Ecosystems*, 21, 691-696.
<https://doi.org/10.1007/s11252-018-0750-1>
- Sanders, J. R. y Grabosky, J. (2014). 20 years later: Does reduced soil area change overall tree growth? *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(2), 295-303.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.12.006>
- Sanders, J. R., Grabosky, J. y Cowie, P. (2013). Establishing maximum size expectations for urban trees with regard to designed space. *Arboriculture & Urban Forestry*, 39(2), 68-73.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S. y Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671.
<https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Schwarz, N., Moretti, M., Bugalho, M. N., Davies, Z. G., Haase, D., Hack, J., Hof, A., Melero, Y., Pett, T. J. y Knapp, S. (2017). Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services*, 27, 161-171.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.014>
- Simpson, W. (1993). *Specific Gravity, Moisture Content, and Density Relationship for Wood*. U.S. Madison, EE. UU.: Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory.
- Song, Y., Li, F., Wang, X., Xu, C., Zhang, J., Liu, X. y Zhang, H. (2015). The effects of urban impervious surfaces on eco-physiological characteristics of *Ginkgo biloba*: A case study from Beijing, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(1), 1102-1109.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.10.008>
- Thompson, K. y McCarthy, M. A. (2008). Traits of British alien and native urban plants. *Journal of Ecology*, 96(5), 853-859.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01383.x>
- Tovar-Corzo, G. (2007). Manejo del arbolado urbano en Bogotá. *Territorios*, 16-17, 149-174.
- Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V., Rozé, F. y Pavoine, S. (2010). Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. *Applied Vegetation Science*, 13(4), 412-424.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2010.01087.x>
- Varis, O. (2007). Megacities, development and water. *Water Resources Development*, 22(2), 199-225.
<https://doi.org/10.1080/07900620600648399>
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. y Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892.
<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Viswanathan, B., Volder, A., Watson, W. T. y Aitkenhead-Peterson, J. A. (2011). Impervious and pervious pavements increase soil CO₂ concentrations

and reduce root production of American sweetgum (*Liquidambar styraciflua*). *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(2), 133-139.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.01.001>

Wang, X., Wang, X., Su, Y. y Zhang, H. (2019). Land pavement depresses photosynthesis in urban trees especially under drought stress. *Science of the Total Environment*, 653, 120-130.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.281>

Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K. y McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, 97(1), 4-9.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>

Wobbrock, J. O., Findlater, L., Gergle, D. y Higgins, J. J. (2011). The Aligned Rank Transform for non-parametric factorial analyses using only Anova procedure. En *Proceedings of the SIGCHI Conference on Human Factors in Computing Systems* (pp. 143-146). Nueva York: ACM Press.

<https://doi.org/10.1145/1978942.1978963>

Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K.,

Lamont, B. B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., Midgley, J. J., Navas, M. L., Niinemets, Ü., Oleksyn, J., Osada, H., Poorter, H., Pool, P., Prior, L., Pyankov, V. I. Roumet, C., Thomas, S. C., Tjoelker, M. G., Veneklaas, E. J. y Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428, 821-827.

<https://doi.org/10.1038/nature02403>

Xu, F., Guo, W., Xu, W., Wei, Y. y Wang, R. (2009). Leaf morphology correlates with water and light availability: what consequences for simple and compound leaves? *Progress in Natural Science*, 19, 1789-1798.

<https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2009.10.001>

Yan, Z., Teng, M., He, W., Liu, A., Li, Y. y Wang, P. (2019). Impervious surface area is a key predictor for urban plant diversity in a city undergone rapid urbanization. *Science of the Total Environment*, 650, 335-342.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.025>

Yu, K., Van Geel, M., Ceulemans, T., Geerts, W., Ramos, M. M., Sousa, N., Castro, P. M. L., Kastendeuch, P., Najjar, G., Ameglio, T., Ngao, J., Saudreau, M., Honnay, O. y Somers, B. (2018). Foliar optical traits indicate that sealed planting conditions negatively affect urban tree health. *Ecological Indicators*, 95, 895-906.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.047>





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Etnofarmacología, bioactividad y fitoquímica de *Maxillaria densa* Lindl. Revisión científica y biocomercio en el neotrópico

Ethnopharmacology, bioactivity and phytochemistry of *Maxillaria densa* Lindl. Scientific review and Biotrading in the neotropics

Matteo Radice¹ , Laura Scalvenzi²  y Diego Gutiérrez³ 

Recepción: 11 de febrero de 2020

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Radice, M., Scalvenzi, L. y Gutiérrez, D. (2020). Etnofarmacología, bioactividad y fitoquímica de *Maxillaria densa* Lindl. Revisión científica y biocomercio en el neotrópico. *Colombia Forestal*, 23(2), 20-33.

Resumen

Maxillaria densa es una orquídea oriunda de América Central extendida en alta montaña y bosques húmedos. El objetivo de esta revisión es proporcionar un análisis crítico sobre etnofarmacología, fitoquímica y farmacología de la especie, enfocándose en su potencial para el biocomercio. Para encontrar sus compuestos bioactivos fueron exploradas las bases de datos de PubMed, Scopus, SciELO y SciFinder, ScienDirect, Springer, la editorial Elsevier y webs especializadas, de esta manera se confirmó cuáles son los compuestos y propiedades de esta planta. *M. densa* es usada tradicionalmente para el tratamiento de dolores estomacales, como antidiarreico y anti-espasmódico. Los extractos obtenidos de *M. densa* muestran la presencia de seis principios activos derivados del fenantreno, un hidrocarburo policíclico aromático. Los estudios de actividad biológica realizados han evidenciado efectos espasmolíticos, antinociceptivos y relajantes. *M. densa* crece en cultivos de café bajo sombra, que son considerados sistemas de producción sostenibles, aumentando las posibilidades de negocios verdes por agricultores locales. A partir de los hallazgos mencionados, *M. densa*

presenta un potencial como fuente de moléculas bioactivas y como flor ornamental, abriendo una nueva perspectiva en el ámbito de la bioeconomía.

Palabras clave: derivados del fenantreno, antiespasmódico, antinociceptivo, bioeconomía.

Abstract

Maxillaria densa is a native American orchid extended in high mountains and humid forests. The objective of this review is to provide a critical analysis on ethnopharmacology, phytochemistry and pharmacology of the species, focusing on its potential for biotrading.

The study was conducted exploring the PubMed, Scopus, SciELO and SciFinder databases and specialized websites, looking for bioactive molecules and thus confirming what properties and compounds contain this plant. *M. densa* is traditionally used for the treatment of stomach pains, such as antidiarrheal and antispasmodic. The extracts obtained from *M. densa* show the presence of six active ingredients derived from phenanthrene, an aromatic polycyclic hydrocarbon. The biological activity studies carried out have shown spasmolytic, antinociceptive

1 Departamento de Ciencias de la Tierra, Universidad Estatal Amazónica (UEA), Pastaza 160101, Ecuador. mradice@uea.edu.ec. Autor para correspondencia

2 Programa de Desarrollo de Procesos Agroindustriales, Universidad Estatal Amazónica (UEA), Pastaza 160101, Ecuador. lscalvenzi@uea.edu.ec

3 Conservación y Manejo de Vida Silvestre (CYMVIS). Universidad Estatal Amazónica (UEA), Pastaza 160101, Ecuador. dgutierrez@uea.edu.ec

and relaxing effects. *M. densa* grows in coffee crops under shade, which are considered sustainable production systems, increasing the chances of green businesses for local farmers. From the mentioned findings, *M. densa* presents a potential as a source

of bioactive molecules and as an ornamental flower, opening a new perspective in the Bioeconomy field.

Keywords: phenanthrene derivatives, antispasmodic, antinociceptive, bioeconomy.

INTRODUCCIÓN

Aunque los avances en la síntesis orgánica aumentan el número de medicamentos y sustancias disponibles para el tratamiento de varias enfermedades, un importante número de moléculas bioactivas aún provienen de la naturaleza (Newman y Gragg, 2007; Bhalla *et al.*, 2013; Khazir *et al.*, 2014; Salehi *et al.*, 2018); además, se adelantan investigaciones sobre los efectos sinérgicos entre moléculas de origen natural y fármacos convencionales (Rejhová *et al.*, 2018; Pezzani *et al.*, 2019). Lógicamente, todos aquellos sitios con alta diversidad biológica, como el *hotspot* de la zona neotropical centroamericana (Myers *et al.*, 2000), contienen una gran fuente de nuevos fármacos y otras sustancias valiosas para la salud humana. La familia Orchidaceae representa una parte importante de la biodiversidad local y ya existen algunos estudios sobre su potencial terapéutico (Ng *et al.*, 2012; Arora *et al.*, 2017a; Cakova *et al.*, 2017).

La subtribu Maxillariinae es un gran grupo de orquídeas endémicas del neotrópico (Whitten *et al.*, 2007) que tienen diferentes formas biológicas (desde grandes formas terrestres, hasta epífitas de pequeño porte) gracias a las cuales colonizan numerosos hábitats y pueden hallarse tanto en el páramo montañoso como en las selvas tropicales de las tierras bajas del Amazonas (Whitten *et al.*, 2007) y varias especies, entre otras *Maxillaria densa* Lindl., tienen aplicaciones medicinales. El género *Maxillaria*, en el que se incluye esta especie, es muy numeroso y los estudios filogenéticos modernos lo consideran polifilético, proponiéndose la división en 17 géneros (Blanco *et al.*, 2007; Whitten *et al.*, 2007). En la actualidad los nuevos

sistemas de clasificación proponen colocar dentro de la sección *Camaridium* a *M. densa* e incluso se ha propuesto cambiarse al género *Camaridium* según los estudios de ADN mencionados (Blanco *et al.*, 2007; Blanco, 2013). Por esta razón, *Camaridium densum* (Lindl.) MA Blanco es uno de los nombres aceptados como sinónimo (The Plant List, 2018). Esta orquídea existe en varios países de América Central, desde México hasta Costa Rica, con hábito epífito en los árboles de los bosques húmedos en elevaciones bajas y también hay registros en los bosques de pinos en elevaciones de hasta 2500 metros (Schuiteman y Chase, 2015) y en cafetales de sombra (Solis-Montero *et al.*, 2005; Espejo-Serna *et al.*, 2005).

El objetivo de esta revisión es proporcionar un análisis crítico actualizado sobre etnofarmacología, fitoquímica y farmacología de extractos y compuestos aislados. Esto para definir su potencial terapéutico o aplicación industrial y sugerir más información dirigida a estimular nuevas investigaciones con otras especies representantes del género *Camaridium* que habiten la amazonia de Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

La revisión bibliográfica sobre la especie *M. densa* incluyó artículos del año 1999 al 2020, de acuerdo con la clasificación de la página web The Plant List y de los trabajos de varios autores (Whitten *et al.*, 2007; Blanco *et al.*, 2007; Blanco, 2013), los cuales permitieron recopilar los nombres científicos aceptados de dicha especie para, posteriormente, ser utilizados como palabras clave para la búsqueda en bases de datos.

El presente artículo de revisión ha sido desarrollado utilizando las siguientes bases de datos: PubMed, Google Scholar, SciELO y SciFinder; sintetizando información y datos de 58 diferentes referencias entre artículos, libros y páginas web especializadas. La primera fase de selección permitió identificar 70 artículos, pero 12 fueron rechazados al no poseer información farmacológica relevante para este estudio.

RESULTADOS

Etnofarmacología

Se han hallado al menos cinco sinónimos de esta especie aceptados, entre ellos *Ornithidium densum* (Lindl.) Rchb. f., *Maxillaria glomerata* Gal, o *Chelyella densa* (Lindl.) Szlach. & Sitko; pero en la literatura farmacológica solo se observaron *M. densa* y *C. densum*. Por esta razón, para realizar la búsqueda de actividades farmacológicas se han utilizado como palabras clave “*Maxillaria densa*” y “*Camaridium densum*”. Basados en estas búsquedas, se comprueba que dicha especie es conocida y empleada en varias comunidades nativas de México; el uso más mencionado de la medicina popular fue para el tratamiento del dolor de estómago y otras enfermedades gastrointestinales (tabla 1), con cinco estudios que lo mencionan. Pérez-Gutiérrez (2010) reportó la infusión o la decocción de toda

la planta contra el dolor sin especificar y como remedio relajante.

Según lo informado por Déciga-Campos *et al.* (2007), la decocción de toda la planta se ha utilizado tradicionalmente para el tratamiento del dolor de estómago y para prevenir el aborto, mientras que la aplicación tópica de las partes aéreas contribuye a evitar la presencia de ectoparásitos (tabla 1). Cabe destacar que la información etnobotánica más reciente es del 2012, último año en el cual se menciona información relacionada al uso tradicional de la especie. En la tabla 1 se encuentra la importancia etnofarmacológica relativa a *M. densa*.

Los datos evidenciados en la tabla 1 permiten argumentar que la información etnobotánica requiere una ampliación y una actualización de la misma. Aunque la información sobre el uso tradicional es relativamente coherente, sería oportuno extender la investigación a otros grupos étnicos que viven en áreas en las cuales ha sido comprobada la presencia de *M. densa*.

Fitoquímica

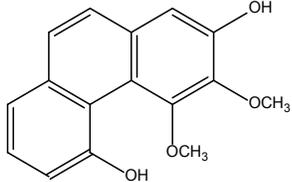
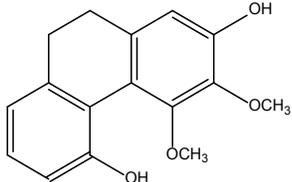
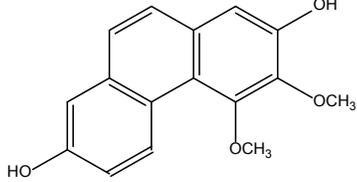
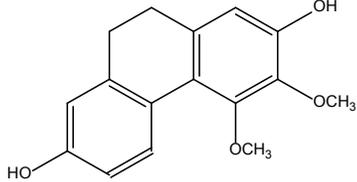
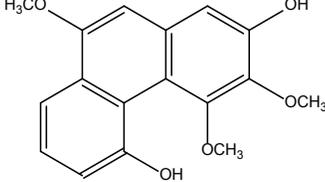
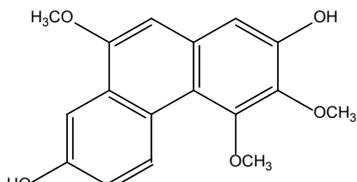
Los estudios relacionados con la caracterización de los metabolitos secundarios de *M. densa* aclaran la presencia de un grupo de moléculas que se consideran derivados del fenantreno: un hidrocarburo policíclico aromático. Las investigaciones abordan un periodo entre 1999 y 2017. Los principales compuestos químicos reportados para *M. densa* se enumeran en la tabla 2.

Tabla 1 – Información etnobotánica, órgano empleado de la planta y formas de preparación halladas en la bibliografía relacionada con la especie *M. densa*

Usos Tradicionales	Parte empleada	Método de preparación	Referencia(s)
Problemas gastrointestinales	Planta entera	NA	Rendón-Vallejo <i>et al.</i> (2012) Ramírez-Galicia <i>et al.</i> (2007) Déciga-Campos <i>et al.</i> (2007) Hernández-Romero <i>et al.</i> (2004) Estrada <i>et al.</i> (2004)
Prevención del aborto	Planta entera	Infusión o decocción	Déciga-Campos <i>et al.</i> (2007)
Control de ectoparásitos	Parte aérea	ND	Déciga-Campos <i>et al.</i> (2007)

ND – Información no disponible

Tabla 2. Compuestos químicos aislados y caracterizados de la especie *M. densa*

N.	Nombre y estructura química	Órgano utilizado(s)/ solvente(s)	Cita
1	 <p>2,5-dihydroxy-3,4-dimetoxi-fenantreno</p>	Planta entera/MeOH-CHCl ₃	Estrada, Toscano y Mata (1999) Kovács, Vasas y Hohmann (2008) Arora <i>et al.</i> (2017a)
2	 <p>9,10-dihidro-2,5- dihidroxi-3,4- dimetoxi-fenantreno</p>	Planta entera/MeOH-CHCl ₃	Estrada <i>et al.</i> (1999) Kovács <i>et al.</i> (2008) Pérez-Gutiérrez (2010) Arora <i>et al.</i> (2017a)
3	 <p>2,7-dihidroxi-3,4- dimetoxi-fenantreno (Nudol)</p>	Planta entera/MeOH-CHCl ₃	Estrada <i>et al.</i> (1999) Kovács <i>et al.</i> (2008) Pérez-Gutiérrez (2010) Arora <i>et al.</i> (2017a)
4	 <p>9,10-dihidro-2,7- dihidroxi-3,4- dimetoxi-fenantreno (Eriantridina)</p>	Planta entera/MeOH-CHCl ₃	Estrada <i>et al.</i> (1999) Kovács <i>et al.</i> (2008) Pérez-Gutiérrez (2010) Arora <i>et al.</i> (2017a)
5	 <p>2,5- dihidroxi -3,4,9- trimetoxi-fenantreno (Fimbriol A)</p>	Planta entera/MeOH-CHCl ₃	Estrada <i>et al.</i> (1999) Kovács <i>et al.</i> (2008) Pérez-Gutiérrez (2010) Arora <i>et al.</i> (2017a) Arora, Singh, Mahajan y Sembi (2017b)
6	 <p>2,7- dihidroxi-3,4,9- trimetoxi-fenantreno (Gimnopusina)</p>	Planta entera/MeOH-CHCl ₃	Estrada <i>et al.</i> (1999) Kovács <i>et al.</i> (2008) Pérez-Gutiérrez (2010) Arora <i>et al.</i> (2017a)

Cabe destacar que los metabolitos secundarios de *M. densa* pertenecen a un grupo definido de moléculas y eso implica una mayor facilidad en la separación y caracterización de los mismos, elemento fundamental para proceder tanto con nuevos estudios de semi-síntesis como con los procesos extractivos requeridos para el aprovechamiento industrial.

Efectos farmacológicos

Las primeras evidencias de una actividad biológica relacionada con compuestos aislados de *M. densa* han sido reportadas por parte de Estrada *et al.* (1999). Dicho estudio ha identificado que el extracto de la planta entera realizado con CH₂Cl₂-MeOH (1:1) de *M. densa* permite una inhibición significativa de las contracciones espontáneas del íleon de rata, demostrando por primera vez la actividad espasmolítica *in vitro* (tabla 3). El descubrimiento ha permitido una confirmación preliminar del uso tradicional de la especie para calmar los dolores gastrointestinales.

DISCUSIÓN

El estudio de la actividad biológica de compuestos aislados de las orquídeas, realizado inicialmente por Chen y Chen (1935), ha continuado a lo largo del siglo XX hasta nuestros días. Diferentes autores han publicado datos preliminares relacionados con varias actividades terapéuticas, abordando el tratamiento de infecciones bacterianas y virales, el efecto antioxidante, analgésico, febrífugo, antimutagénico, antitumoral y el tratamiento de enfermedades generadas por parásitos (tabla 1). Y si analizamos la fitoquímica de *M. densa* en la literatura especializada, los derivados de fenantreno representan las principales moléculas bioactivas relevantes de esta orquídea. Según Hossain (2011), al menos otras 22 especies de orquídeas presentan moléculas bioactivas basadas en la estructura del fenantreno y estos tipos de metabolito secundario son los más comunes en el listado mencionado antes. Por ello, los análisis químicos en otras especies de esta familia botánica con posible potencial farmacéutico deberían incluir las pruebas para detectar su presencia.

Tabla 3. Información sobre los efectos farmacológicos de la especie *M. densa*

Efecto farmacológico	Tipo de extracto/moléculas aisladas	Tipo de estudio	Referencia(s)
Actividad espasmolítica	CHCl ₃ -MeOH (1:1) 2,5-dihidroxi-3,4-dimetoxifenantreno	<i>in vitro</i>	Estrada <i>et al.</i> (1999)
Actividad espasmolítica	Eriantridina Fimbriol-A Gimnopusina Nudol	<i>in vitro</i>	Estrada <i>et al.</i> (2004)
Efecto antinociceptivo	CH ₂ Cl ₂ -MeOH (1:1)	<i>in vivo</i>	Déciga-Campos <i>et al.</i> (2007)
Efecto antinociceptivos y antiinflamatorios	Eriantridina Fimbriol-A	<i>in vivo</i>	Bodnar (2008)
Actividad vasorrelajante	Eriantridina Fimbriol-A Gimnopusina	<i>ex vivo</i>	Rendón-Vallejo <i>et al.</i> (2012)
Actividad espasmolítica	Gigantol Gimnopusina	<i>in vitro</i>	Mata, Figueroa, González-Andrade, Rivera-Chávez, Madariaga-Mazón y Del Valle (2014)

Un estudio sucesivo desarrollado con moléculas aisladas de *M. densa* (Estrada *et al.*, 2004), respectivamente 2.5-dihidroxi-3.4-dimetoxifenantreno, el fimbriol-A, nudol, gimnopusina y la eriantridina, ha confirmado la actividad inhibidora de las contracciones espontáneas del íleon de rata utilizando la papaverina como control positivo. El mecanismo de acción resulta ser dependiente de la concentración y el modo de acción de los compuestos aislados se ha explorado estudiando el efecto sobre las contracciones inducidas por cloruro de bario, histamina y L-NAME (metil(2S)-2-amino-5-[[amino(nitramido)metilideno]amino]pentanoato); es decir, diferentes moléculas con actividad espasmogénica. Los resultados obtenidos indicaron de manera preliminar que el efecto relajante excluye un modo de acción nitrérgico o antihistaminérgico directo, también se descarta la interferencia con la entrada de calcio en las células musculares lisas. Una investigación realizada por Déciga-Campos *et al.* (2007) ha identificado que el extracto de CH₂Cl₂-MeOH (1:1) de *M. densa* posee efecto antinociceptivo solo en la prueba de retorcimiento, pero resulta inactivo como agente antiinflamatorio. Cabe destacar que las informaciones relacionadas al efecto antinociceptivos y antiinflamatorios de los compuestos aislados de *M. densa* aportan un mejor conocimiento de las respuestas analgésicas sensibles a los opioides del sistema opioide endógeno, como lo mencionado por Bodnar (2008). Adicionalmente, se obtuvo un resultado positivo al ensayo de retorcimiento inducido por ácido acético, pero no se identificó actividad antinociceptiva en el ensayo de placa caliente. Los dos compuestos aislados de extracto de *M. densa* fueron, respectivamente, fimbriol A y eriantridina; estos reducen parcialmente los retorcimientos inducidos por ácido acético. El mecanismo farmacológico no es dependiente de la dosis.

Mata *et al.* (2014) mencionan que los compuestos fenantrénicos de varias orquídeas, incluyendo por ejemplo el gigantol y la gimnopusina

presentes en *M. densa*, resultan ser antagonistas de la proteína calmodulina (CaM) y eso conlleva una posible explicación de la acción espasmolítica de las dos moléculas. CaM es la proteína de unión intracelular de Ca²⁺ más importante en los organismos eucarióticos y desempeña una función clave en la regulación de una gran cantidad de funciones celulares. Por ejemplo, CaM está involucrado en la proliferación y la motilidad celular, en la apoptosis y la autofagia. CaM se ha asociado con diferentes condiciones patológicas, entre ellas el crecimiento celular no regulado que se relaciona con el desarrollo de masas tumorales y metástasis. Por lo tanto, los inhibidores de la proteína CaM se consideran nuevos agentes farmacéuticos potenciales.

Rendón-Vallejo *et al.* (2012) investigaron la actividad vasorelajante *ex vivo* de los metabolitos gimnopusina, fimbriol y eriantridina, obtenidos nuevamente de extractos de *M. densa*. Los tres compuestos resultaron activos y la gimnopusina mostró los resultados más prometedores, causando efectos relajantes significativos de manera dependiente de la concentración, pero independiente del endotelio utilizado. El conjunto de estudios preliminares realizados confirma el uso tradicional de *M. densa* para el tratamiento del dolor y a la vez apoyan el uso de esta especie en la medicina popular.

En los últimos años ha sido profundizado el estudio del gigantol como molécula bioactiva presente en diferentes orquídeas (Yu *et al.*, 2018; Khan *et al.*, 2019; Araújo-Lima *et al.*, 2020), evidenciando resultados promisorios como antiinflamatorio y como compuesto citotóxico en contra de varias líneas celulares cancerígenas. Igualmente, el nudol ha evidenciado actividades preliminares *in vitro* en contra del osteosarcoma (Zhang *et al.*, 2019). Por lo tanto, se considera que los derivados fenantrénicos de *M. densa* y otras orquídeas emparentadas merecen nuevos estudios como potenciales plantas productoras de moléculas farmacológicamente activas.

No se han encontrado estudios relacionados con la toxicidad de extractos o remedios tradicionales de *M. densa* en humanos. Sin embargo, un estudio realizado por Valencia-Islas *et al.* (2002) ha enfocado la actividad fitotóxica y los efectos ultraestructurales de los derivados de fenantreno eriantridina y gimnopusina sobre *Amaranthus hypochondriacus* L. (Amarantaceae) y *Lemna paucicostata* Hegelm. (Araceae). La gimnopusina resultó más activa que la eriantridina y ambas moléculas mostraron un débil efecto inhibitorio en relación con el alargamiento de la radícula de las plántulas de *A. hypochondriacus* con valores de CI_{50} , respectivamente, de 330 y 58.2 mM. En *L. paucicostata* ambos metabolitos causaron fugas de electrolitos, pérdida de clorofila y fotoblanqueo. No obstante, los dos compuestos investigados han resultado ser tóxicos *in vitro* para las células de mamíferos y eso implica que no sean aptos para el desarrollo de bioherbicidas.

Potencial ornamental y oportunidades de biocomercio

Según Hinsley *et al.* (2015), el comercio de orquídeas para fines ornamentales se remonta a más de 2000 años atrás, en Asia oriental. Solo en el siglo XIX se alcanzó un pico considerable de ventas, debido a la importación de grandes cantidades de orquídeas silvestres por parte de adinerados aficionados europeos. Actualmente, gracias a los avances tecnológicos en la reproducción *in vitro*, las orquídeas se encuentran entre las especies vegetales más comercializadas en el mundo. El mercado convencional de orquídeas se enfoca en especial hacia los híbridos legalmente producidos por empresas del sector; aunque haya una preocupante tendencia hacia el comercio ilegal de especies en estado silvestre, que representa una grave amenaza para la conservación de dichas plantas (Hinsley *et al.*, 2015). De *et al.* (2015) mencionan que el comercio legal de orquídeas en el periodo 2007-2012 ha representado el 10 % del mercado global

de flores y su valor comercial ha alcanzado los 483 millones de dólares, registrando más de 40 países productores y 60 países importadores.

Las orquídeas representan una de las expresiones de la importante biodiversidad amazónica y su depredación irracional con fines comerciales pone a estas especies en peligro de extinción. Para controlar el acceso a la biodiversidad y su uso sostenible, se ha definido el concepto de *biocomercio* el cual constituye un conjunto de principios y criterios que apuntan a promover la conservación de productos naturales nativos, reglamentando un uso comercial sostenible e incluyente hacia las poblaciones locales. Los lineamientos del biocomercio ofrecen un enfoque de un comercio sostenible y sustentable de los recursos naturales, dando herramientas de trabajo de importante aplicación en los sistemas de elevada biodiversidad. Los siete principios y los 26 criterios del biocomercio identifican un conjunto de “buenas prácticas” que permiten guiar productores, emprendimientos y políticas públicas hacia un uso responsable e incluyente de los recursos genéticos, privilegiando sistemas productivos de menor impacto ambiental y capaces de preservar la biodiversidad (UNCTAD, 2007). Varios autores están investigando el impacto de los lineamientos del biocomercio en países del continente americano como en el caso de Brasil, Colombia, Ecuador, Costa Rica y Perú (Muriillo y Arias, 2008; Muradian *et al.*, 2012; Yáñez y Granda, 2016; Sablón-Cossío *et al.*, 2016; Jiménez *et al.*, 2017). En este contexto, la propagación en sistemas agroforestales de especies como *M. densa* para su comercialización resulta tener un impacto favorable sobre el ecosistema en cuanto sus raíces sirven como sitios de anidación de aves de pequeñas dimensiones (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2013).

En cafetales mexicanos cultivados bajo sombra Espejo-Serna *et al.* (2005) han estudiado la población de orquídeas presente de forma natural y se ha evidenciado la presencia de al menos 213 especies diferentes, de las cuales el 84 % son epífitas

y 16 % terrestres; dentro de ellas se han encontrado siete especies de *Maxillaria*, incluyendo a *M. densa*. Dicho estudio sienta bases preliminares para la producción potencial de orquídeas en sistemas productivos agrícolas, lo cual podría representar una fuente de ingreso adicional para los productores. Un estudio presentado por [Hernández-Alcázar et al. \(2017\)](#) menciona además que *M. densa* es parte de las plantas ornamentales en los huertos de Pantelhó (Chiapas, México).

La especie *M. densa* representa muy claramente el uso potencial de las orquídeas como fuente de moléculas bioactivas y a su vez tiene posibilidades como planta ornamental. Considerando su comprobada adaptación a agroecosistemas amigables con el ambiente, como en el caso de la producción de café (*Coffea arabica* L.) de sombra en México ([Solis-Montero et al., 2005](#)), la especie puede asumir un papel como fuente alternativa de ingresos para cooperativas de productores y comunidades locales. Se presenta así la oportunidad de poner en marcha un enfoque productivo que incluye la especie *M. densa* y que busca un menor impacto ambiental y una sostenibilidad económica racional que se basa en los principios del biocomercio ([UNCTAD, 2007](#)) y de la bioeconomía ([Schütte, 2018](#)). Este enfoque puede adquirir importancia para Ecuador, donde, aunque *M. densa* no es nativa, hay otras especies muy emparentadas de la sección *Camaridium* y propias de la Amazonia ecuatoriana como *Maxillaria parviflora* (Poepp. & Endl.) Garay y *Maxillaria camaridii* Rchb.f.

Además, en Ecuador se descubren numerosas especies cada año, como por ejemplo *Maxillaria pinasensis*, descubierta en 2016 y emparentada genéticamente también con la especie de estudio ([Zambrano-Romero y Solano-Gómez, 2016](#)). Ecuador se sitúa entre los países productores con condiciones climáticas y logísticas relacionadas con el buen funcionamiento de puertos y aeropuertos aptos para la producción y venta de orquídeas ([Pizano, 2005](#)). Además de la tradicional forma de producción, desarrollada por las

empresas florícolas, existe un potencial representado por orquídeas epífitas silvestres con facilidades para adaptarse a las asociaciones vegetales presentes en sistemas agroforestales, ya sea en cafetales o en otros sistemas agroforestales típicos del sector amazónico ecuatoriano como son el cacao (*Theobroma cacao* L.) y la guayusa (*Ilex guayusa* Loes).

Por lo que se refiere al potencial en el ámbito farmacéutico, cabe destacar que derivados fenantrénicos con estructuras moleculares muy similares a aquellas aisladas de *M. densa* han sido objeto de diferentes estudios preliminares *in vitro* e *in vivo*. Los mismos han dado resultados promisorios como fuente de potenciales compuestos antiinflamatorios, anticancerígenos, antioxidantes y espasmolíticos ([Hossain, 2011](#)). Un artículo de revisión realizado por [Sut et al. \(2017\)](#) ha identificado la presencia de derivados fenantrénicos en varios géneros de la familia Orchidaceae incluyendo, además del género *Maxillaria*, los géneros *Eria*, *Epidendrum*, *Ephemerantha*, *Dendrobium*, *Cymbidium*, *Coelogyne*, *Bulbophyllum* y *Bletilla*. Los descubrimientos mencionados sugieren que, por su proximidad estructural, los compuestos aislados de *M. densa* podrían poseer otras actividades farmacéuticas que no han sido investigadas todavía.

De hecho, el compuesto eriantridina ha sido aislado también en la orquídea *Flickingeria fimbriata* y ha sido evaluada su citotoxicidad en contra las células HepG2 (hepatocarcinoma humano). Por medio del ensayo MTT, la molécula ha presentado una eficacia significativa (IC₅₀: 22.67 μM) que justifica estudios adicionales ([Wu et al., 2017](#)).

Una investigación relacionada con la especie *Ephemerantha lonchophylla* (Orchidaceae) ha permitido aislar nuevamente la molécula eriantridina ([Chen et al., 2000](#)) y profundizar su actividad antiplaquetaria, resultando que el compuesto es altamente eficaz (IC₅₀: 9 μM) en comparación a otros compuestos fenantrénicos identificados en la misma especie. De acuerdo con una investigación

de Hwang *et al.* (2010), varios derivados fenantrénicos identificados en la especie *Dendrobium nobile* (Orchidaceae) han dado resultados promisorios (*in vitro*) en el ensayo de inhibición de la producción de óxido nítrico inducida por LPS (lipopolysaccharide) en macrófagos murinos RAW 264.7. Entre los compuestos objeto del estudio se ha identificado la eriantridina y dicho trabajo afirma que la molécula puede ser beneficiosa en la prevención de enfermedades inflamatorias asociadas con el aumento de la producción de NO (IC50: 19.5 ± 0.4 μM), aunque no se ha dilucidado aun el modo de acción.

Ren *et al.* (2016) mencionan que las moléculas eriantridina y nudol, aisladas en este caso de la especie *Liparis regneri* Finet (Orchidaceae), mostraron una moderada pero significativa actividad antibacteriana en contra de los patógenos *Streptococcus agalactiae* y *Bacillus subtilis*. Para *S. agalactiae* los valores de mínima concentración inhibidora (MCI) fueron respectivamente de 81.6 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ para eriantridina y 54.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ para nudol; en el caso de *B. subtilis* se determinaron valores de 54.4 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ para eriantridina y 54.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ para nudol.

Cabe destacar que la investigación relacionada a los derivados fenantrénicos de origen natural o sintético merece ser profundizada. Un estudio realizado por Milián *et al.* (2004) logró obtener alcaloides fenantrénicos a partir de un proceso de semisíntesis aplicado a la boldina, un alcaloide cuya estructura molecular es similar a los compuestos fenantrénicos de varias orquídeas. Los nuevos alcaloides fenantrénicos obtenidos han demostrado una prometedora actividad antioxidante debido a su capacidad de inhibir la generación de especies reactivas de oxígeno, abriendo nuevas perspectivas en la producción de fármacos antiinflamatorios. Al momento no se conocen estudios relacionados con el mejoramiento de las actividades terapéuticas de los compuestos fenantrénicos de *M. densa* por medio de semisíntesis. Los datos mencionados antes sugieren, por lo tanto, nuevas estrategias de investigación relacionadas con moléculas

presentes en varias orquídeas. Finalmente, derivados del fenantreno han sido identificados en varios géneros de la familia Orchidaceae, no solamente entre las especies de *Maxillaria*, como en el caso de *Dendrobium*, *Eria*, *Cymbidium*, *Bulbophyllum*, *Bletilla* y *Ephemerantha* (Yoshikawa *et al.*, 2012).

La conservación y el uso sostenible de las orquídeas representan un reto y una oportunidad para la bioeconomía en Ecuador. Desde un enfoque farmacognóstico existen ya evidencias del potencial de los metabolitos secundarios del género *Maxillaria* como nuevos agentes farmacéuticos o como precursores de moléculas bioactivas. Paralelamente, existe un mercado potencial de las orquídeas como especies ornamentales (Hinsley *et al.*, 2015; Pizano, 2005) que orienta la conservación y el uso sostenible de estos recursos naturales hacia modelos de emprendimientos innovadores y enfocados a los principios y criterios del biocomercio. Finalmente, las evidencias científicas mencionadas identifican varias orquídeas, incluyendo al género *Maxillaria*,

El estudio realizado por Zambrano-Romero y Solano-Gómez (2016) menciona que en Ecuador ha sido registrada una presencia elevada del género *Maxillaria*, la cual se compone de 200 taxones que representan aproximadamente el 30 % de la diversidad del género (Dodson, 2002). Al mismo tiempo, el estudio nos recuerda que aproximadamente 50 especies son endémicas en Ecuador y la cifra crece cada año. Basándose en el presente estudio de revisión sobre la especie *M. densa*, es evidente que hay un enorme abanico de oportunidades relacionadas con la investigación del género *Maxillaria* con énfasis en la sección *Camaridium*; asimismo, estas plantas pueden generar oportunidades de bioeconomía para las poblaciones locales. Ya que *M. densa* ha sido reportada como una especie hortícola prometedora debido a su presencia y fácil adaptación en agroecosistemas de café de sombra en México (Espejo-Serna *et al.*, 2005; Solis-Montero *et al.*, 2005; Toledo-Aceves *et al.*, 2012) y sumado a los usos medicinales ya dichos y su potencial como especie ornamental, *M. densa* y

otras especies afines nativas merecen una investigación más profunda en todos estos campos.

CONCLUSIONES

Finalmente, un análisis crítico de los descubrimientos analizados en el presente artículo permite identificar las nuevas tendencias de desarrollo científico y las estrategias de investigación relacionadas con la especie *M. densa* y otras orquídeas amazónicas del mismo grupo. Al mismo tiempo, debido a la adaptación de la especie en sistemas agroforestales y a su potencial ornamental, es posible identificar unas oportunidades para el desarrollo de un uso comercial sostenible. Esas se detallan a continuación:

- Las investigaciones relacionadas al uso etnobotánico de *M. densa* y a la actividad biológica de sus metabolitos secundarios no existen más allá del 2012. Se considera oportuno poner en marcha nuevos estudios de *M. densa* y sus parientes afines amazónicos, enfocándose en los descubrimientos ya realizados con otras orquídeas caracterizadas por una composición fitoquímica similar.
- Estudios preliminares relacionados con los metabolitos secundarios de *M. densa* justifican la profundización de sus aplicaciones farmacológicas. Por lo que se sugiere desarrollar nuevas moléculas bioactivas gracias a procesos de semi-síntesis y comprobar si presentan una mayor o diferente actividad biológica.
- La información relacionada con la toxicidad de los metabolitos de *M. densa* es escasa. Es oportuno realizar nuevos estudios dirigidos tanto a la toxicidad crónica que a la toxicidad aguda.
- Estudios realizados en otros países demuestran la adaptación de *M. densa* en agroecosistemas productivos, generando así una oportunidad adicional de ingresos para productores locales. Se propone, por ende, poner en marcha sistemas agroproductivos asociados, prevalentemente en los cultivos de café, cacao y guayusa del sector amazónico ecuatoriano.

- El presente estudio identifica que los metabolitos secundarios con potencial farmacológico de *M. densa* se encuentran en otras orquídeas. Se propone explorar posibilidades de uso conjunto como medicinal y hortícola con otras especies afines nativas de la región amazónica que posean un atractivo como planta ornamental.

Las lecciones aprendidas gracias a la revisión de la especie *M. densa* y del género *Maxillaria* sección *Camaridium* abren nuevas perspectivas para la investigación fitoquímica y la bioeconomía en esta zona climática sudamericana. La elevada abundancia de orquídeas dados los diferentes ecosistemas y pisos altitudinales de la región amazónica ecuatoriana claramente merece la implementación de proyectos enfocados a la bioprospección. Los cuales requieren en paralelo de programas de conservación de la biodiversidad, identificación de áreas protegidas y estudios de propagación tradicional y a su vez *in vitro* que permitan abastecer el posible desarrollo productivo de las cadenas de valor de orquídeas nativas con atractivo ornamental y con el valor agregado de la presencia de metabolitos secundarios medicinales.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación. M.R. y L.S. realizaron la actividad de búsqueda y selección de los artículos, además de una primera versión del manuscrito. D.G. ideó la investigación y ha finalizado el artículo. Todos los autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

REFERENCIAS

- Araújo-Lima, C. F., da Silva-Oliveira, J. P., Leite-Coscarella, I., Fortes-Aiub, C. A., Felzenszwalb, I., Caprini-Evaristo, G. P. y Furtado-Macedo, A.** (2020). Metabolomic analysis of *Cyrtopodium glutiniferum* extract by UHPLC-MS/MS and *in vitro* antiproliferative and genotoxicity assessment. *Journal of Ethnopharmacology*, 253.
<https://doi.org/10.1016/j.jep.2020.112607>.
- Arora, M., Mahajan, A. y Sembi J. K.** (2017a). A review on phytochemical and pharmacological potential of family Orchideaceae. *International Research Journal of Pharmacy*, 8(10), 9-24.
<https://doi.org/10.7897/2230-8407.0810176>
- Arora, M., Singh, S., Mahajan, A. y Sembi J. K.** (2017b). Propagation and Phytochemical Analysis of *Crepidium acuminatum* (D. Don) Szlach. *Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 12(3), 14-20.
<https://doi.org/10.9790/3008-1203071420>
- Bhalla, Y., Gupta, V. K y Jaitak V.** (2013). Anticancer activity of essential oils: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93, 3643-3653.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.6267>
- Blanco, M. A.** (2013). New combinations and synonymy in the Maxillariinae (Orchidaceae). *Selbyana*, 31(1), 52-59.
<https://www.jstor.org/stable/24894276>.
- Blanco, M. A., Carnevali, G., Whitten, W. M., Singer, R. B., Koehler, S., Williams, N. H., Ojeda, I., Neubig, K. M. y Endara, L.** (2007). Generic realignments in Maxillariinae (Orchidaceae). *Lankesteriana International Journal on Orchidology*, 7(3), 515-537.
<https://doi.org/10.15517/lank.v0i0.7935>
- Bodnar, J. R.** (2008). Endogenous opiates and behavior: 2007. *Peptides*, 29(12), 2292-2375.
<https://doi.org/10.1016/j.peptides.2008.09.007>
- Cakova, V., Bonte F. y Lobstein A.** (2017). Dendrobium: sources of active ingredients to treat age-related pathologies. *Aging and Disease*, 8(6), 827-849.
<http://dx.doi.org/10.14336/AD.2017.0214>
- Chen, K. K. y Chen, A. L.** (1935). The alkaloid of Chin-Shih-Hu. *Journal of Biological Chemistry*, 111, 653-658.
- Chen, C. C., Huang, Y. L. y Teng, C. M.** (2000). Anti-platelet Aggregation Principles from *Ephemerantha lonchophylla*. *Planta Medica*, 66, 372-374.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad** (2013). La biodiversidad en Chiapas: estudio de estado. México: Gobierno del Estado de Chiapas; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- De, L. C., Pathak., P., Rao, A. N. y Rajeevan, P. K.** (2015). *Commercial Orchids*. Berlin: De Gruyter Open, Publisher.
- Déciga-Campos, M., Palacios-Espinosa, J.F., Reyes Ramírez, A. y Mata, R.** (2007). Antinociceptive and anti-inflammatory effects of compounds isolated from *Scaphyglottis livida* and *Maxillaria densa*. *Journal of Ethnopharmacology*, 114(2), 161-168.
[doi:10.1016/j.jep.2007.07.021](https://doi.org/10.1016/j.jep.2007.07.021)
- Dodson, C.** (2002) *Maxillaria*. *Native Ecuadorian Orchids*. Vol. III: Lepanthopsis-Oliveriana. Quito: Imprenta Mariscal.
- Espejo-Serna, A., López-Ferrari, A. R., Jiménez-Machorro, R. y Sánchez-Saldaña L.** (2005). Las orquídeas de los cafetales en México: una opción para el uso sostenible de ecosistemas tropicales. *Revista de Biología Tropical*, 53(1-2), 73-84.
- Estrada, S., Toscano, R. A. y Mata, R.** (1999). New Phenanthrene Derivatives from *Maxillaria densa*. *Journal of Natural Products*. 62(8), 1175-1178.
<https://doi.org/10.1021/np990061e>
- Estrada, S., López-Guerrero, J. J., Villalobos-Molina, R. y Mata, R.** (2004). Spasmolytic stilbenoids from *Maxillaria densa*. *Fitoterapia*. 75(2004), 690-695.
<https://doi.org/10.1016/j.fitote.2004.08.004>
- Hinsley, A., Verissimo, D. y Roberts, D. L.** (2015). Heterogeneity in consumer preferences for orchids in international trade and the potential for the use of market research methods to study demand for wild-life. *Biological Conservation*, 190, 80-86.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.010>.
- Hernández-Alcázar, J. A., Sarmiento, O. F. y Beutelspaecher, C. R.** (2017). Orquídeas en huertos familiares de Pantelhó, Chiapas, México. *Lacandonia*, 11(1), 11-18.

- Hernández-Romero, Y., Rojas, J.I., Castillo, R., Rojas, A. y Mata R.** (2004). Spasmolytic effects, mode of action, and structure-activity relationships of stilbenoids from *Nidema boothii*. *Journal of Natural Products*, 67(2), 160-167.
<https://doi.org/10.1021/np030303h>
- Hwang, J. S., Lee, S. A., Hong, S. S., Han, X. H., Lee, C., Kang, S. J., Lee, D., Kim, J., Hong, J. T., Lee, M. K. y Hwang, B. Y.** (2010). Phenanthrenes from *Dendrobium nobile* and their inhibition of the LPS-induced production of nitric oxide in macrophage RAW 264.7 cells. *Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters*, 20(12), 3785-3787.
<https://doi.org/10.1016/j.bmcl.2010.04.054>
- Hossain, M. M.** (2011). Therapeutic orchids: traditional uses and recent advances — An overview. *Fitoterapia*, 82(2), 102-140.
<https://doi.org/10.1016/j.fitote.2010.09.007>
- Jiménez, T., Cárdenas, J. y Soler-Tovar, D.** (2017). Editorial: Biocomercio en el contexto suramericano: Colombia y Perú como estudios de caso. *Revista Medicina Veterinaria*, 35, 9-15.
<https://doi.org/10.19052/mv.4385>
- Khan, H., Belwal, T., Tariq, M., Atanasov, A. G. y Devkota, H. P.** (2019). Genus *Vanda*: A review on traditional uses, bioactive chemical constituents and pharmacological activities. *Journal of Ethnopharmacology*, 229, 46-53.
<https://doi.org/10.1016/j.jep.2018.09.031>
- Khazir, J., Riley, D. L., Pilcher, L. A., Pieter De-Maayer, P. y Mir, B. A.** (2014). Anticancer Agents from Diverse Natural Sources. *Natural Product Communications*, 9(11).
<https://doi.org/10.1177/1934578x1400901130>
- Kovács, A., Vasas, A. y Hohmann, J.** (2008). Natural phenanthrenes and their biological activity. *Phytochemistry*, 69, 1084-1110.
<https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2007.12.005>
- Mata, R., Figueroa, M., González-Andrade, M., Rivera-Chávez, J. A., Madariaga-Mazón, A. y Del Valle P.** (2014). Calmodulin inhibitors from natural sources: An Update. *Journal of Natural Products*, 78(3), 576-586.
<https://doi.org/10.1021/np500954x>
- Milián, L., Estellés, R., Abarca, B., Ballesteros, R., Sanz, M. J. y Blázquez M. A.** (2004). Reactive oxygen species (ROS) generation inhibited by aporphine and phenanthrene alkaloids semi-synthesized from Natural Boldine. *Chemical and Pharmaceutical Bulletin*, 52(6), 696-699.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Muradian, R., Verschoor, G., Bolívar, E. y Ochoa G. I.** (2012). Construyendo Cadenas de valor incluyentes: una comparación de dos casos de biocomercio en suramérica. *Mundo Amazónico*, 3, 43-69.
<https://doi.org/10.5113/ma.3.16736>
- Murillo, C. R. y Arias R. R.** (2008). Biocomercio: una alternativa para el desarrollo sostenible. *Ciencias Económicas*, 26(1), 73-90.
- Newman, D. J. y Cragg, G. M.** (2007). Natural products as sources of new drugs over the last 25 years. *Journal of Natural Products*, 70(3), 461-477.
<https://doi.org/10.1021/np068054v>
- Ng, T. B., Liu, J., Wong, J. H., Ye, X., Wing Sze, S. C., Tong, Y. y Zhang, K. Y.** (2012). Review of research on *Dendrobium*, a prized folk medicine. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(5), 1795-1803.
<https://doi.org/10.1007/s00253-011-3829-7>
- Pérez-Gutierrez, R. M.** (2010). Orchids: A review of uses in traditional medicine, its phytochemistry and pharmacology. *Journal of Medicinal Plants Research*, 4(8), 592-638.
<https://doi.org/10.5897/JMPR10.012>
- Pizano, M.** (2005). International market trends-tropical flowers. *Acta Horticulturae*, 683, 79-86. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2005.683.6>
- Pezzani, R., Salehi, B., Vitalini, S., Iriti, M., Zuñiga, F. A., Sharifi-Rad, J., Martorell, M. y Martins N.** (2019). Synergistic Effects of Plant Derivatives and Conventional Chemotherapeutic Agents: An Update on the Cancer Perspective. *Medicina*, 55(4), 110.
<https://doi.org/10.3390/medicina55040110>

- Ramírez-Galicia, G., Garduño-Juarez, R., Hemmateenejad, B., Deeb, O. y Estrada-Soto, S.** (2007). QSAR Study on the relaxant agents from some mexican medicinal plants and synthetic related organic compounds. *Chemical Biology and Drug Design*, 70(2), 143-153.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-0285.2007.00527.x>
- Rejhová, A., Opattová, A., Cumová, A., Slíva, D. y Vodička P.** (2018). Natural compounds and combination therapy in colorectal cancer treatment. *European Journal of Medicinal Chemistry*, 144, 582-594.
<https://doi.org/10.1016/j.ejmech.2017.12.039>
- Ren, J., Qian, X. P., Guo, Y. G., Li, T., Yan, S. K., Jin, H. Z. y Zhang, W. D.** (2016). Two new phenanthrene glycosides from *Liparis regnieri* Finet and their antibacterial activities. *Phytochemistry Letters*, 18, 64-67.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.phytol.2016.08.023>
- Rendón-Vallejo, P., Hernández-Abreu, O., Vergara-Galicia, J., Millán-Pacheco, C., Mejía, A., Ibarra-Barrajas, M. y Estrada-Soto, S.** (2012). *Ex Vivo* study of the vasorelaxant activity induced by phenanthrene derivatives isolated from *Maxillaria densa*. *Journal of Natural Products*, 75(12), 2241-2245.
<http://dx.doi.org/10.1021/np300508v>
- Sablón-Cossío, N., Radice, M., Luna-Murillo, M. y Manjarrez-Fuentes, N.** (2016). Biocomercio y Biodiversidad en el Ecuador. Oportunidades. *Revista Científica Ecociencia*, 3(6), 1-27.
- Salehi, B., Zucca, P., Sharifi-Rad, M., Pezzani, R., Rajabi, S., Setzer, W. N., Varoni, E. M., Iriti, M., Kobarfard y F., Sharifi-Rad, J.** (2018). Phytotherapeutics in cancer invasion and metastasis. *Phytotherapy Research*, 32(8), 1-25.
<https://doi.org/10.1002/ptr.6087>
- Schuiteman, A. y Chase, M.** (2015). A reappraisal of *Maxillaria* (Orchidaceae). *Phytotaxa*, 225(1), 1-78.
<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.225.1.1>
- Schütte, G.** (2018). What kind of innovation policy does the bioeconomy need? *New Biotechnology*, 40, 82-86.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2017.04.003>
- Solis-Montero, L., Flores-Palacios, A. y Cruz-Angón, A.** (2005). Shade-Coffee plantations as refuges for tropical wild orchids in central Veracruz, México. *Conservation Biology*, 19(3), 908-916.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00482.x>
- Sut, S., Maggi, F. y Dall'Acqua, S.** (2017). Bioactive Secondary Metabolites from Orchids (Orchidaceae). *Chemistry & Biodiversity*, 14(11).
<https://doi.org/10.1002/cbdv.201700172>
- The Plant List** (2018). The Plant List. Version 1.1
<http://www.theplantlist.org/>
- Toledo-Aceves, T., García-Franco, J. G., Hernández-Rojas, A. y Mac Millan K.** (2012). Recolonization of vascular epiphytes in a shaded coffee agroecosystem. *Applied Vegetation Science*, 15, 99-107.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01140.x>
- UNCTAD** (2007). United Nations Conference on Trade and Development UNCTAD. BioTrade Initiative BioTrade Principles and Criteria. Nueva York y Genova: ONU.
- Valencia-Islas, N.A., Paul, R. N., Shier, W. T., Mata, R. y Abbas, H. K.** (2002). Phytotoxicity and ultrastructural effects of gymnopusin from the orchid *Maxillaria densa* on duckweed (*Lemna paucicostata*) frond and root tissues. *Phytochemistry*, 61(2), 141-148.
[https://doi.org/10.1016/s0031-9422\(02\)00220-0](https://doi.org/10.1016/s0031-9422(02)00220-0)
- Whitten, W. M., Blanco, M. A., Williams, N. H., Koepler, S., Carnevali, G., Singer, R. B., Endara, L. y Neubig, K. M.** (2007). Molecular phylogenetics of *Maxillaria* and related genera (Orchidaceae: Cymbidieae) based on combined molecular data sets. *American Journal of Botany*, 94(11), 1860-1889.
<https://doi.org/10.3732/ajb.94.11.1860>
- Wu, Y. P., Liu, W. J., Zhong, W. J., Chen, Y. J., Chen, D. N., He, F. y Jiang, L.** (2017). Phenolic compounds from the stems of *Flickingeria fimbriata*. *Natural Product research*, 31(13), 1518-1522.
<https://doi.org/10.1080/14786419.2017.1278599>
- Yáñez P. M. y Granda M. J.** (2016). Socio-environmental and conservation factors in Amazonian lands of Ecuador linked or not to the Socio Bosque program. *Innova Research Journal*, 1(11), 17-29.
<https://doi.org/10.33890/innova.v1.n11.2016.56>

- Yoshikawa, K., Ito, T., Iseki, K., Baba, C., Imagawa, H., Yagi, Y., Morita, H., Asakawa, Y., Kawano, S. y Hashimoto T.** (2012). Phenanthrene derivatives from *Cymbidium* great flower Marie Laurencin and their biological activities. *Journal of Natural Products*, 75(4), 605-609.
<https://dx.doi.org/10.1021/np200788u>.
- Yu, S., Wang, Z., Su, Z., Song, J., Zhou, L., Sun, Q., Liu, S., Li, S., Li, Y., Wang, M., Zhang, G.Q., Zhang, X., Liu, Z. J. y Lu, D.** (2018). Gigantol inhibits Wnt/ β -catenin signaling and exhibits anticancer activity in breast cancer cells. *Complementary and Alternative Medicine*, 18(1), 18-59.
<https://doi.org/10.1186/s12906-018-2108-x>
- Zhang, Y., Zhang, Q., Xin, W., Liu, N. y Zhang, H.** (2019). Nudol, a phenanthrene derivative from *Dendrobium nobile*, induces cell cycle arrest and apoptosis and inhibits migration in osteosarcoma cells. *Drug Design, Development and Therapy*, 13, 2591-2601.
<https://doi.org/10.2147/DDDT.S180610>
- Zambrano-Romero, B. J. y Solano-Gómez, R.** (2016). Una nueva especie de *Maxillaria* (Orchidaceae: Maxillariinae) del suroccidente de Ecuador. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 29-34.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.01.012>





Propuesta metodológica para la construcción y selección de modelos digitales de elevación de alta precisión

Methodological proposal for the construction and selection of digital high-precision elevation models

Jesús Andrades¹, Ledyz Cuesta², Christopher Camargo³, Juan López⁴, Hugo Torres⁵, Arturo Osorio⁶

Recepción: 26 de julio de 2019

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Andrades, J., Cuesta, L., Camargo, C., López, J., Torres, H. y Osorio, A. (2020). Propuesta metodológica para la construcción y selección de modelos digitales de elevación de alta precisión. *Colombia Forestal*, 23(2), 34-46.

Resumen

Los modelos digitales de elevación mejoran la precisión en el análisis del terreno. Este trabajo tuvo como objetivo comparar diferentes métodos de interpolación utilizando criterios estadísticos en un levantamiento topográfico de 339 puntos levantados con estación total en la zona de San Juan de Lagunillas (Venezuela). Se documentó la existencia de un proceso de tendencia significativa con autocorrelación espacial modelada mediante un semivariograma gaussiano isotrópico. Los kriging consiguieron residuales menores a un error mínimo tolerable igual 0.1 m. El kriging residual fue el mejor evaluado en la validación cruzada con exclusión (error medio absoluto de 0.71 m). El kriging disyuntivo tuvo menor media del error pero un amplio rango del error y el mayor error medio absoluto (12.8 m). Los otros kriging tienen medias de la varianza del error superiores a 1.3 m y errores mínimos absolutos superiores a 0.85 m. Debido a la alta dependencia en la forma de especificación de los modelos se recomiendan las ayudas gráficas para un mejor ajuste.

Palabras clave: geoestadística, MDE, método de interpolación, semivariograma.

Abstract

Digital Elevation Models improve accuracy in terrain analysis. This work compared different interpolation methods using statistical criteria in a topographic survey of 339 points raised with a total station in the "San Juan de Lagunillas" area (Venezuela). The existence of a significant trend process with spatial autocorrelation modeled by an isotropic Gaussian semivariogram was documented. The kriging allowed to obtain residuals less than a minimum tolerable error equal to 0.1 m. The residual kriging was the best evaluated in cross validation with exclusion (absolute mean error of 0.71 m). The disjunctive kriging showed a lower error average but a wider error range and the highest mean absolute error (12.8 m). The other kriging showed mean error variance greater than 1.3 m and absolute minimum errors greater than 0.85 m. Due to the high dependence on the model specification form, graphics are recommended for a better fit.

Keywords: DEM, geostatistics, interpolation method, semivariogram.

- 1 Universidad de Los Andes, Venezuela. andradesjesus@yahoo.com
- 2 Universidad Católica del Maule, Talca, Chile. lecuestaherrera@gmail.com
- 3 Autor para correspondencia crisophercamargo_roa@hotmail.com
- 4 jlopez@ula.ve
- 5 Universidad de Santander, Bucaramanga, Colombia. Al.torres@mail.udes.edu.co
- 6 raosorio@gmail.com

<https://doi.org/10.14483/2256201X.15155>

INTRODUCCIÓN

Los datos espaciales para variables continuas desempeñan un papel preponderante en la planificación forestal, ambiental y territorial. Estos suelen obtenerse de fuentes puntuales tomadas en campo o mediante sensores remotos (Li y Heap, 2008). Una variable continua de especial interés es la altitud, la cual puede ser representada con el modelo digital de elevación (MDE); esta es pieza clave del análisis geomorfométrico y equivalente informatizado de la cartografía clásica de elevaciones, tradicionalmente representada mediante curvas de nivel. Esto supone un enorme salto cualitativo frente a sus predecesores, pues al utilizar un modelo numérico en lugar de uno gráfico se permite una diferencia conceptual de análisis superior, en este caso, a la que tiene lugar con otras capas de información (Olaya, 2011).

Formalmente, los MDE son una estructura numérica de datos que representa la distribución espacial de la altitud de la superficie del terreno (Felicísimo, 1994). Sin embargo, estos presentan como problema fundamental la precisión que deben tener para la representación adecuada del espacio geográfico a una determinada escala cartográfica (Wang, 2005), por ello, se necesitan métodos que representen adecuadamente los datos originales (Felicísimo, 1994). La creación de MDE implica, en la mayoría de casos, la utilización de métodos de interpolación (MI), los cuales corresponden a modelos matemáticos que pronostican valores en ubicaciones donde no hay muestra disponible y que se pueden clasificar en tres categorías: no geoestadísticos, geoestadísticos e híbridos (Lloyd, 2010).

Los MI geostatísticos se basan fundamentalmente en que los datos colectados en puntos cercanos tienden a ser más similares que los colectados a mayor distancia (Mantovani y Magdalena, 2014); esto es la manifestación de la ley geográfica de Tobler (1970), la cual indica que: "Todo está relacionado con todo pero las cosas más cercanas están más relacionadas que las distantes" (p. 3). Lo que

lleva a afirmar que este tipo de método considera un modelo geográfico de variación espacial, el cual contiene al menos tres componentes: 1) una estructura general llamada tendencia; 2) una estructura superimpuesta, relacionada con la correlación espacial y con una variación gradual; y 3) un componente que consiste en una variación al azar causada por errores de muestreo o variaciones espaciales a escalas menores que la red de muestras (Mantovani y Magdalena, 2014). Con ello se puede aseverar que, mediante el uso de la dependencia espacial que tienen los datos de una muestra, la geoestadística emplea un algoritmo que cuantifica una variable dada en lugares no muestreados utilizando métodos probabilísticos, lo cual da una ventaja teórica sobre los MI no geoestadísticos. En la Geoestadística se parte del concepto estocástico de que los datos son un proceso espacial aleatorio $Z(x):x \in R$ donde R corresponde a una colección continua de localizaciones espaciales siendo el espacio de interés (D), un subconjunto fijo de \mathbb{R}^d que contiene un rectángulo d -dimensional con volumen positivo (Matheron, 1970; Cressie, 1992).

Partiendo de estas ideas, cabe preguntarse si es posible mejorar la precisión de los MDE. Para ello, se definieron como objetivos de investigación proponer una metodología que permita obtener un MDE con mayor precisión a partir de métodos estadísticos y determinísticos, que conceda a su vez la estimación de la escala cartográfica de forma indirecta y la disminución del error en los MI.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se dispuso de un levantamiento topográfico de 339 puntos, levantados con estación total Geodimeter System 500 de una zona de San Juan de Lagunillas, Estado Mérida, Venezuela (figura 1). Obtenidos los datos en campo, se realizó un análisis exploratorio de los mismos para evaluar el comportamiento de la distribución de frecuencia; lo que implicó la estimación de los cuatro momentos de una variable cuantitativa y continua (media, desviación

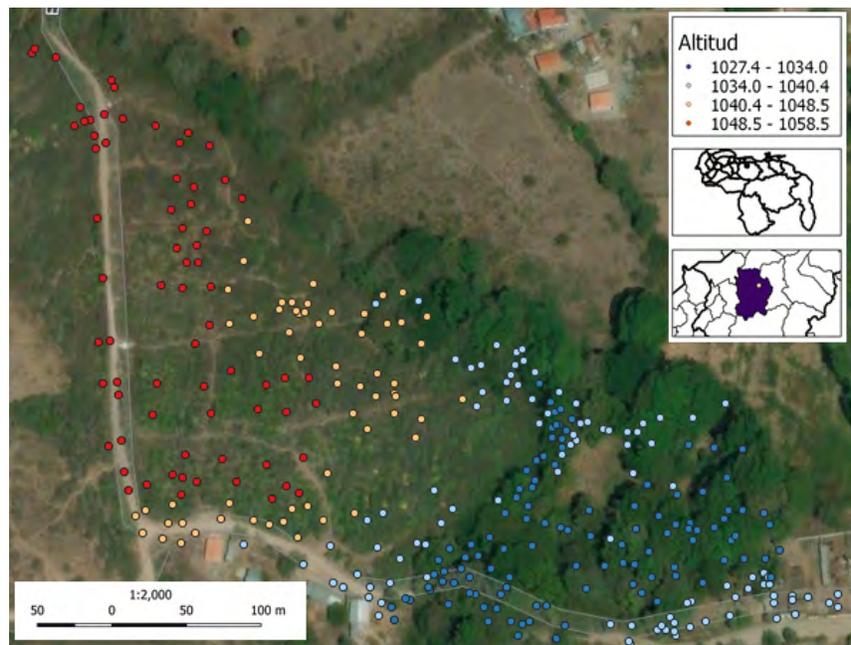


Figura 1. Distribución espacial de las 339 muestras levantadas.

estándar, coeficiente de asimetría y curtosis). Para ello se utilizó el lenguaje de programación con capacidad estadística R y la librería Rcmdr (Field *et al.*, 2012; Fox, 2005; R Core Team, 2019).

Dado que el interés de este estudio involucra aplicar un enfoque geoestadístico predictivo que involucra técnicas de tipo lineal, la normalidad de los datos es una condición deseable. Por el contrario, cuando esta no se alcanza los MI geoestadísticos pueden estar afectados negativamente por datos atípicos aditivos (Giraldo, 2002; Díaz, 2002; Bivand *et al.*, 2013; Emery, 2013). En caso de no cumplir este supuesto una opción es transformar los datos y, posteriormente, invertir la transformación, mediante correcciones para el sesgo y la varianza. Sin embargo, este es un método no tan plausible si la transformación no es eficiente (Díaz, 2002), ya que la normalidad en muchas ocasiones no es una suposición sólida, y no se puede probar en práctica (Diggle y Ribeiro, 2002). En este sentido, se evaluó el comportamiento de la distribución de frecuencia de los datos y posibles transformaciones a los mismos.

Ante la posibilidad de que se manifestara la ley geográfica de Tobler (1970) se procedió a realizar

un análisis exploratorio de datos espaciales. Para ello se usó el concepto sugerido por Bivand *et al.* (2013) de realizar diagramas de dispersión entre los pares $Z(x_i)$ y $Z(x_j)$, agrupados según su separación de distancia $h_{ij} = \|x_i - x_j\|$, con una distancia horizontal euclidiana de 10 m, que determinó de forma exploratoria (no confirmatoria) la naturaleza de la autocorrelación espacial (lineal, no lineal e híbrida) y el aproximado de la distancia hasta donde se percibe autocorrelación espacial.

El problema de interpolación fue abordado desde dos enfoques generales. El primero corresponde al determinístico (no geoestadístico) tradicional y el segundo a un concepto estocástico de una aproximación geoestadística (Giraldo, 2002). El enfoque tradicional aplicado corresponde con la ejecución de la aproximación del MI no geoestadístico, siendo uno de los más utilizados el inverso de la distancia ponderada. Que se define como: $\hat{z} = \sum_{i=1}^n p_i z_i^k / \sum_{i=1}^n p_i^k$, donde z es el valor por predecir, z_i es valor observado o conocido, p_i es el peso asignado al punto i -ésimo, el cual es estimado utilizando el método de la ponderación por distancia inversa, es decir $p_i = 1/d_i^k$, donde d corresponde a

la distancia entre puntos y k el exponente que toma habitualmente el valor 2 (Felícísimo, 1994; Olaya, 2011; Li y Heap, 2008; Lloyd, 2010).

Para la correcta ejecución de un MI geoestadístico de la familia Kriging resulta necesario establecer la estacionariedad en segundo orden como regla simplificadora (medias y varianzas constantes en el espacio geográfico; Matheron, 1970; Cressie, 1992). Por ello, para demostrar si los datos poseen un proceso estacionario por media o en su defecto tienen tendencia, se procedió a realizar diversos ajustes a superficies de tendencias (polinómicas de primer a cuarto orden) y a estimar sus residuales. Lo que conduce en la práctica a la solución de dos problemas: la predicción del orden k del polinomio el cual es desconocido y la estimación a partir de los residuales (datos-deriva) del semivariograma, pues no es advertido (Díaz, 2002).

Tanto para los datos originales como los residuales (datos-deriva) se realizó el análisis estructural de dependencia espacial, el cual permite estimar el grado de dependencia espacial de un proceso (Giraldo, 2011). Esto es estimar la función de semivarianza experimental, que corresponde con una función de las diferencias entre dos lugares y la distancia que los separa (Matheron, 1970; Cressie, 1992; Moreno, 2008):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N_{(h)}} \sum [Z_{(x)} - Z_{(x+h)}]^2$$

Donde $\gamma_{(h)}$ es la función de semivarianza para todas las muestras localizadas en el espacio separado por el intervalo de distancia h , dentro de este parámetro $N_{(h)}$ viene a ser el número total de pares de muestras separados por un intervalo de distancia h , siendo $Z_{(x)}$ el valor de la muestra en una localización x y $Z_{(x+h)}$ el valor de la muestra a la distancia de intervalo h desde x .

Según Royle (1980), Armstrong (1998), Wackernagel (1998), Diggle y Ribeiro (2007), Chilès y Delfiner (2012), Oliver y Webster (2015) y Montero et al. (2015), para el ajuste de un modelo de semivariograma los parámetros que deben estimarse para describir son: el rango (r): máxima distancia

hasta donde existe dependencia espacial. La meseta (también conocida como saturación o alféizar), (s): máxima variabilidad en ausencia de dependencia espacial, y el *nugget*, pepita o núcleo (n): variabilidad que no puede explicarse mediante la estructura espacial, es decir, la variabilidad estimada a una distancia nula.

Resulta necesario señalar la existencia de casos en los que el semivariograma experimental solo depende de la distancia sin evidencia de cambios con la dirección, ante esto se estará en presencia de una estructura de dependencia isotrópica (Díaz, 2002). En este sentido, para evaluar si los datos poseen varianza no constante se generó una superficie variográfica que indicaría la presencia de un proceso de isotropía o anisotropía, así como el comportamiento de la función de semivarianza en ángulos azimutales.

Luego, se procedió al ajuste de diversos modelos de semivariograma. Dicho método utiliza una regresión no lineal para estimar los coeficientes de forma iterativa, lo que minimiza la suma ponderada de errores al cuadrado (Bivand et al., 2013). Para ello, se usaron los principios planteados por Olaya (2011) y Bivand et al. (2013); estos son que los modelos de semivariogramas ajustados deben cumplir con los siguientes criterios: 1) ser monótono y creciente; 2) tener un máximo constante o asintótico, es decir, un valor definido de la meseta o alféizar (funciones no acotadas superiormente, tales como las exponenciales, indicarían que la zona de estudio no es suficientemente grande, ya que no alcanza la dimensión a partir del cual el efecto de la dependencia espacial deja de existir); y 3) el *nugget* debe ser positivo. Con los modelos de semivariogramas ajustados se procedió a realizar diversos tipos de MI Kriging lineales y no lineales.

Según Olaya (2011), el MI conocido usualmente como Kriging es semejante a un método basado en ponderación por distancia. Esta familia de MI establece las siguientes variantes lineales de solución del Kriging: simple, ordinario, universal, residual, log normal, multigaussiano y disyuntivo (Giraldo, 2002). Los dos primeros definen que el

proceso es estacionario en segundo orden, asumiendo además en el caso del simple que la media poblacional es conocida (Cressie, 1992). A diferencia de estos, el universal y residual son más flexibles, ya que no asume un proceso estacionario por media. Es decir, la variable medida posee tendencia, lo que conlleva a definir el grado de la función polinómica lineal que lo describe (Cressie, 1992; Bivand et al., 2013). En concordancia con esta idea, el Kriging residual, método empleado bajo las mismas circunstancias del universal, cuyo funcionamiento consiste en remover la tendencia y a partir de los residuales estimar una variante del Kriging estacionario (simple u ordinario), la predicción en un sitio no muestreado que es igual a la tendencia estimada más la predicción del error (Giraldo, 2002; Li y Heap, 2008).

Es importante acotar que, en los procesos lineales de los MI geoestadísticos, cuando la función aleatoria $Z_{(x)}$ sigue un proceso Gaussiano el mejor predictor es un estimador lineal, de lo contrario, se puede aplicar una transformación adecuada que convierta los datos originales (no normales) en gaussianos (con posibles datos atípicos aditivos) (Giraldo, 2002). Cuando este tipo de transformación no es clara aparecen propuestas desde numerosos enfoques, tales como: el Kriging log normal y el multigaussiano, en estos dos procedimientos se hacen transformaciones de la variable regionalizada con el propósito de normalizar la distribución de frecuencia (Giraldo, 2011).

Otro enfoque que aparece es el Kriging disyuntivo, considerado cuando para la variable principal las transformaciones convencionales no pueden producir una distribución normal. En este tipo de Kriging se utilizan polinomios de Hermite (Li y Heap, 2008), siendo el resultado un tipo de estimador no lineal (Giraldo, 2002). La estimación Kriging disyuntivo se obtiene mediante un Cokriging simple de las funciones de diferente orden (Ortiz y Deustsch, 2005).

Como proceso de validación se utilizó, en primer lugar, el método de validación cruzada con exclusión (LOOCV, por sus siglas en inglés), este

es un método iterativo que realiza estimaciones a partir del modelo ajustado pero utilizando k-1 observaciones. De esta manera, la observación restante omitida es estimada con el modelo y con ello se puede estimar el error, el cual difiere en su descripción de la validación cruzada tradicional porque repite otras k-1 veces con una observación diferente omitida (Lachenbruch y Mickey, 1968); aunque es más demandante computacionalmente por tener una aproximación más cercana a la máxima verosimilitud del error. El otro método de validación utilizado fue el error medio absoluto (MAE, por sus siglas en inglés) cuyo estimador es $MAE = \sum |estimado - observado|/n$ (Wilmott y Matsuura, 2005). Estos resultados fueron comparados con el error máximo tolerable (EMCT), el cual se estimó utilizando el criterio planteado por el Laboratorio de Fotogrametría y Sensores Remotos (2007). Adicionalmente, para los modelos estocásticos de interpolación debe cumplirse con los diagnósticos tradicionales de un modelo de esta naturaleza, esto es que los residuales sigan los siguientes comportamientos: normalidad, homocedasticidad e independencia (Guajarati y Porter, 2010). Para ello se realizaron diversos gráficos exploratorios, el test de Shapiro-Wilk de normalidad, el test de Breusch-Pagan de homocedasticidad y la verificación del semivariograma residual, es decir, la comprobación de que los supuestos básicos de un modelo paramétrico se cumplen.

RESULTADOS

Los datos de elevación del terreno obtenidos a través de la estación total denotaron una media de 1039.73 m de altitud, una desviación estándar de 7.99 m y un coeficiente de asimetría positivo (0.5697), configurados en una distribución no normal (figura 2a) de tipo peine, refrendado también por el diagrama Q-Q (figura 2b), el cual indica que los mismos se encuentran por fuera de los límites de los intervalos de confianza de una distribución normal ($p < 0.05$) (líneas punteadas), sin presencia de outliers.

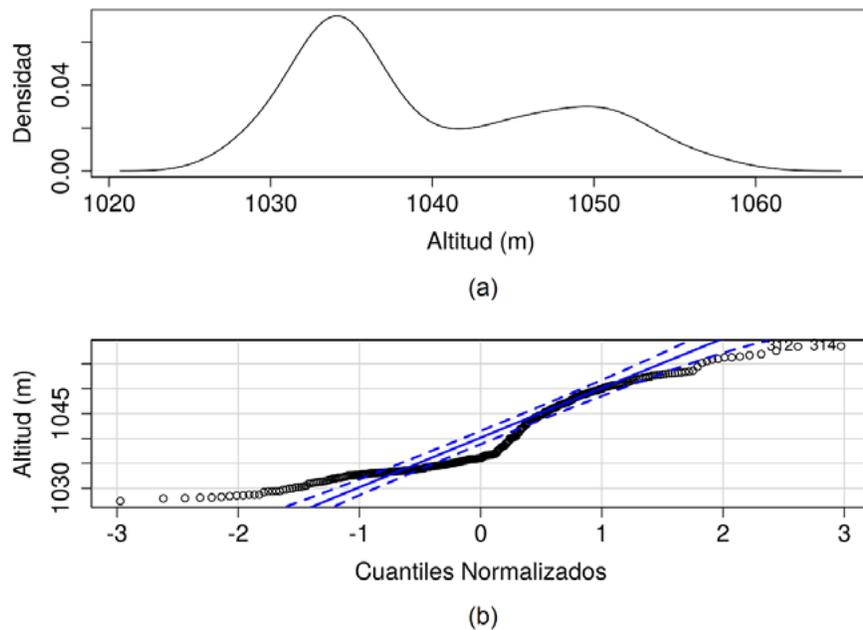


Figura 2. Comportamiento de la distribución de frecuencia de la altitud.

Los resultados de los diagramas de dispersión establecidos a cada 10 m (figura 3) indicaron un proceso de autocorrelación espacial lineal hasta el rango de distancia de 70 m, con un coeficiente de correlación lineal que llega hasta un valor R de 0.71, indicativo de la existencia de un fuerte proceso de autocorrelación hasta esta distancia, en un rango de variabilidad de 0.97 a 0.31, a partir del cual el proceso se convierte aparentemente en un proceso no lineal. Del mismo modo, el semivariograma experimental indicó un proceso monótono y creciente hasta los 400 m, adquiriendo un máximo asintótico donde la meseta (o alféizar) también se alcanza, es decir, se obtiene el punto máximo y a partir de este se asume que la dependencia espacial no es significativa. Sin embargo, se evidencia que el proceso entre 300 m y 400 m tiene un comportamiento aparentemente heterocedástico. Con relación al *nugget* del semivariograma, este fue muy cercano a cero, resultado esperado dado que los datos fueron obtenidos con un levantamiento de alta precisión, lo que permite asumir la variabilidad no explicada por el muestreo cercano a 0.

Con miras al semivariograma experimental se ajustó un modelo gaussiano con y sin corrección por anisotropía (figuras 4a y 4b). Ambos resultados conllevan a inferir que se está ante la presencia de un proceso isotrópico, dado que se denota una mejora en el ajuste del semivariograma cuando se asume este proceso.

Los resultados del modelo gaussiano isotrópico mostraron un *nugget* muy cercano a cero unidades de semivarianza (1.41), indicativo de que la variabilidad no explicada por el modelo es muy baja y una meseta (alféizar) que posee una semivarianza de 226.99 y un rango de 205.68 m. Con este modelo de semivariograma se logró el mejor ajuste inicial (error de ajuste de 34.61 unidades de semivarianza), alcanzado con la modificación de los parámetros del intervalo estimado.

En cuanto al análisis de los residuales obtenidos mediante los MI aplicados (tabla 1) se desprende que el Kriging Simple Residual Isotrópico fue el más acertado, pues no solo posee uno de los errores más bajos (LOOVC de 0.008 m y MAE de 0.70 m), sino que también su máximo y mínimo

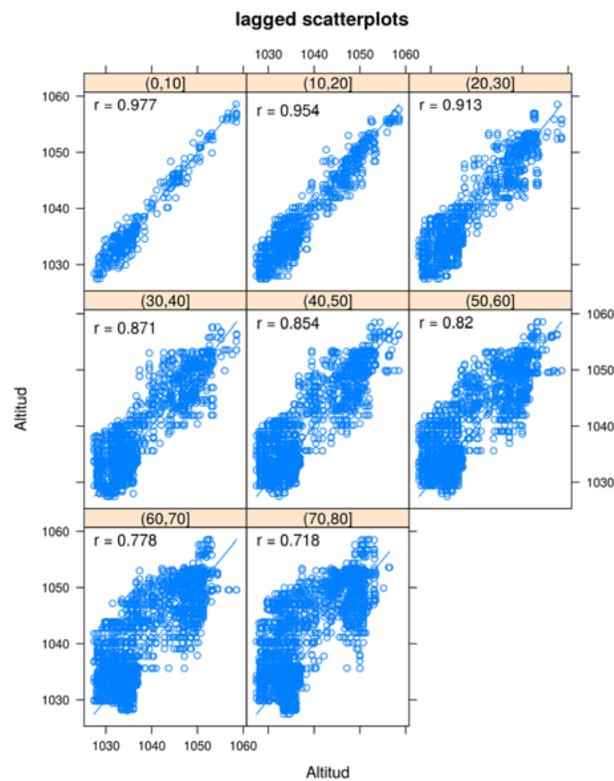


Figura 3. Gráficos de dispersión con rezago espacial.

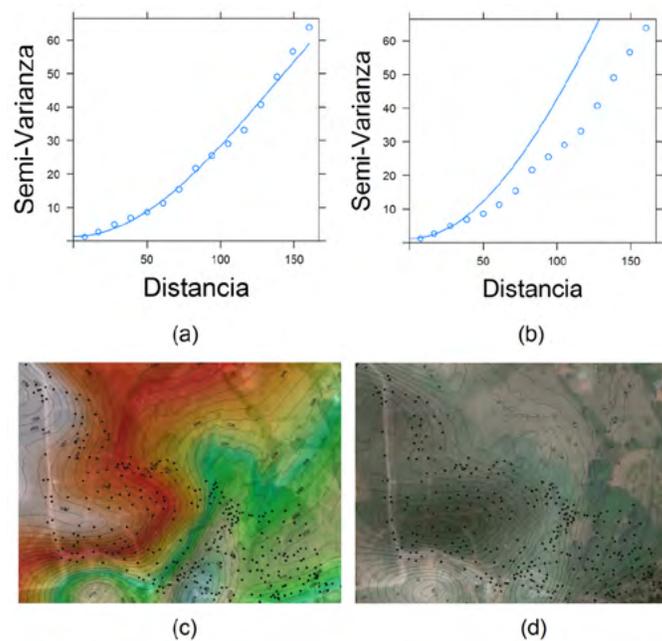


Figura 4. a) Semivariograma experimental con intervalo de 0.5 m con modelo gaussiano isotrópico; b) semivariograma experimental con intervalo de 0.5 m con modelo gaussiano anisotrópico ajustado; c) predicción de Kriging Simple Residual.; d) varianza de Kriging Simple Residual.

oscila entre 2 y 3 m, siendo menor que los resultados presentados por el Kriging Universal Isotrópico. Por ello, se podrían generar curvas de nivel a una equidistancia de 0.1 m, lo cual es indicativo que el proceso que presentan los datos es de tipo isotrópico y con tendencia. Esto va en concordancia con los resultados obtenidos en el ajuste del semivariograma en las figuras 4a y 4b, ya que es evidente que el modelo mejora sustancialmente en la medida en que se asume la isotropía de los datos. Así mismo, debe descartarse el Kriging disyuntivo, ya que a pesar de que posee el indicador LOOVC es también el que más rango tiene, esto es refrendado por el valor estimado del MAE que manifiesta un valor extremadamente elevado. En las figuras 4c y 4d se muestra la predicción y las varianzas respectivamente del Kriging simple

residual isotrópico, siendo evidente que el proceso posee varianzas mayores donde no hay muestras, o en su defecto donde la densidad de las observaciones es menor. Adicionalmente, el diagnóstico de este MI manifiesta un proceso homocedástico sin autocorrelación espacial residual, lo que indica que este presenta un buen rendimiento.

Finalmente, tanto las versiones del Kriging disyuntivo como el inverso de la distancia fueron los que menor desempeño presentaron, siendo un indicativo de que la autocorrelación es lineal y modelable desde el punto de vista estadístico, y que el buen desempeño del Kriging simple residual isotrópico se debe a que la cantidad de muestras es tan elevada que permite que la media muestral se acerque a la media poblacional, información suficiente para ser ajustado de forma correcta.

Tabla 1. Resultados de los métodos de interpolación.

Método de Interpolación	Condición			Error (m)			Varianza (m ²)			MAE (m)
	Tendencia	Media	Var	Med	Min	Max	Med	Min	Max	
Kriging Ordinario	No	No Conocida	Iso	-0.04	-3.61	3.97	1.30	1.37	1.98	0.9369
			Aniso	0.04	-3.22	3.76	1.38	1.31	2.50	0.8527
	Si (Residual)	No Conocida	Iso	-0.013	-2.72	2.88	1.16	1.01	2.73	0.7248
Kriging Simple	No	Conocida	Iso	-0.02	-3.78	4.21	1.36	1.30	1.96	10.076
			Aniso	0.03	-3.07	3.25	1.37	1.30	2.06	0.8887
	Si (Residual)	Conocida	Iso	0.008	-2.64	3.14	1.14	1.01	2.56	0.7091
Kriging Universal	Lineal Primer Orden	Con Tendencia	Iso	-0.027	-4.64	3.19	1.37	1.31	2.00	0.9342
			Aniso	0.02	-3.75	3.82	1.39	1.31	2.84	0.8598
	Polinomial de Segundo Orden X^2+Y^2	Con Tendencia	Iso	-0.006	-3.49	3.83	1.37	1.31	2.16	0.9255
			Aniso	0.04	-3.34	3.68	1.39	1.31	2.18	0.8669
Kriging Disyuntivo	Si (Residual)	Conocida	Iso	-0.0006	-6.69	6.19	0.61	0.29	1.5	1039.73
Inverso de la Distancia $p=2$	NA	NA	NA	0.13	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Inverso de la Distancia $p=1$	NA	NA	NA	0.24	NA	NA	NA	NA	NA	NA

DISCUSIÓN

Un primer elemento de discusión es la escala cartográfica del levantamiento, que se estableció en aproximadamente 1:400 por medio del semivariograma. Esta afirmación se basa en el criterio planteado por [Gallardo \(2006\)](#) y [Kerry et al. \(2010\)](#), quienes manifiestan que es posible utilizar el semivariograma y las ecuaciones del Kriging para cuantificar el grado, la escala cartográfica y de variación espacial, el intervalo de muestreo y el error tolerable específico. El método descrito es un método indirecto, ya que según [Skøien y Blöschl \(2006\)](#) las escalas de modelado deberían ir con los objetivos del proyecto de trabajo. Sin embargo, esto no suele ser posible, porque la verdadera estructura de covarianza de la variable de interés es desconocida *a priori*, así como por razones logísticas (conocimiento del relieve, accesibilidad, entre otras).

Lo expuesto está condicionado por el muestreo espacial, ya que la toma de las muestras establecerá parcialmente el comportamiento del semivariograma y, como consecuencia, la autocorrelación espacial y el módulo escalar ([Skøien y Blöschl, 2006](#)). En este orden de ideas [Plant \(2012\)](#) ha indicado que para comparar los métodos de muestreo espacial y la estimación del semivariograma es necesario definir estándares de comparación; una posible manera de realizarlo es considerar alguna medida de intervalos de confianza. Para alimentar estas ideas la eficiencia del muestreo se define como el inverso de la varianza muestral; por ello, el diseño más eficiente conduce a una estimación más precisa y bajo un proceso de autocorrelación espacial la densidad de los puntos de las muestras debería aumentarse en las ubicaciones que expresan una mayor variabilidad espacial (declives de altas pendientes o formas abruptas que generen heterogeneidad espacial). Los valores de las muestras con fuertes similitudes pueden evidenciar redundancia y sobre-muestreo en esas áreas, con ello debería disminuirse la varianza del estimador del Kriging ([Aubry, 2000](#); [Delmelle, 2014](#)).

Los elementos antes descritos parten del principio de que se posee información en ciertas posiciones espaciales, que faciliten los análisis exploratorios y la caracterización de la distribución de frecuencia ([Skøien y Blöschl, 2006](#); [Plant, 2012](#)). Una forma para sortear el problema de la covarianza espacial sin poseer datos sobre el atributo de trabajo es utilizar la aproximación de los patrones puntuales; según [De la Cruz \(2006\)](#), en esta aproximación las medidas de la covarianza no necesariamente involucran un atributo para la estimación de la misma, la idea principal es plantear el tipo de diseño de muestreo que se desea aplicar en el área de trabajo (aleatorio, estratificado, regular, entre otros) y, a partir de esta aproximación, simular medidas de la covarianza para el proceso de muestreo y escala(s) deseada(s).

Un método para la optimización de muestreo para datos topográficos de alta precisión es el presentado por [Mao et al. \(2016\)](#), quienes parten de un muestreo espacial preliminar, mediante métodos de clasificación del error y desde el supuesto de la distribución normal en los mismos, para luego aplicar diferentes filtros gaussianos con el fin de eliminar los errores en cada uno de ellos y posteriormente poder obtener la diferencia entre los datos topográficos originales y los datos topográficos libres de errores. Esto permite configurar una superficie de error en la cual se incluyen los puntos extremos, con ello el proceso es equivalente a seleccionar la menor cantidad de puntos de muestra.

Otros autores como [Barrios et al. \(2005\)](#), [Pérez y Mas \(2009\)](#), [Moreno et al. \(2010\)](#), [Lorenzo et al. \(2012\)](#), [Hernández et al. \(2013\)](#) y [Camargo et al. \(2014\)](#) han abordado el tema de la precisión en modelos digitales de elevación con enfoques determinísticos, estadísticos, fotogramétricos y Lidar, reportando errores entre 7.3 m y 10 m, con errores mínimos de 0.94 m, 0.18 m y 0.62 m; más adelante, este estudio muestra un método más efectivo para el control del error. Estos enfoques poseen diferencias sustanciales con respecto a la metodología aquí planteada, el primero es el conocimiento de la escala, con la cual pudieron establecer una

medida de la precisión mínima del mismo (Congalton y Green, 2008; FAO, 2010). El segundo es la aproximación estocástica sugerida por Bivand *et al.* (2013) que fue aplicada en el presente trabajo, la cual indica que el valor predeterminado del intervalo da como resultado una visión general inicial de la correlación espacial, y con ello la modificación de los parámetros del intervalo resultó en más detalles y como consecuencia en la disminución del error. En tercer término, la medida del error utilizada en el presente trabajo de investigación (LOOV) tiene varias ventajas sobre estimaciones más simples de error predictivo, como es el criterio de información de Akaike (AIC) y métodos máximo verosímiles, pero que se usan menos en la práctica porque implican pasos computacionales adicionales (Vehtari *et al.* 2017); estos pasos fueron sorteados efectivamente en este trabajo.

CONCLUSIONES

Tras el análisis exploratorio y al comparar los distintos modelos de Kriging se hace evidente que la tendencia es significativa y correspondería a una función de al menos primer orden, que fue identificada mediante el análisis exploratorio de datos y ello implica una carga para el usuario. En concordancia, una forma automatizada de análisis no es recomendable debido a la presencia de un componente de tendencia no homogénea que hace indispensable la juiciosa aplicación del análisis exploratorio de datos, así como también la especificación de los parámetros. Por ello, se recalca que esta metodología requiere de una carga interactiva e iterativa por parte del usuario, dado que es quien toma la decisión de las características del modelo a utilizar, el método de estimación de los parámetros del semivariograma y la decisión de si se cumplen los supuestos estadísticos fundamentales de cada uno de los métodos, lo que le permite al usuario la posibilidad de disminuir el error.

Dado que una de las características de este tipo de levantamientos es que se dispone de datos

altamente voluminosos en áreas de pequeña envergadura, es probable que alguna variante del Kriging simple sea el más adecuado; debido posiblemente a que la cantidad de datos sea elevada y con ello la media de los valores muestrales se aproximen sustantivamente a la media poblacional. Con los modelos que involucraban una remoción de tendencia se consiguió que los residuales se ajustaran a una distribución normal y tuvieran menor varianza del error.

Ante la alta carga que corresponde al usuario y la dificultad que implica la implementación de esta metodología en el lenguaje de programación R u otros lenguajes estadísticos, se hace necesario el desarrollo de una herramienta gráfica con documentación teórico-operativa que auxilie al usuario para la toma de decisiones, para así tener la capacidad de discernir sobre las características inherentes de sus datos.

Finalmente, el Kriging disyuntivo se considera menos adecuado para su aplicación con los datos utilizados. Esto es debido a que a pesar de que tiene menor error medio y menor varianza de los errores, presenta un rango demasiado amplio en los mismos. Adicionalmente, en obediencia al principio de parsimonia y debido a la alta dependencia de este método a la especificación por parte del usuario, no se recomienda su uso por parte de profesionales no entrenados en su aplicación.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Fotogrametría y Sensores Remotos de la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales de la Universidad de Los Andes (Mérida, Venezuela), a través de los cuales se pudo procesar parte de la información. Al programa de Doctorado en Modelamiento Matemático Aplicado de la Universidad Católica del Maule (Talca, Chile), por su vinculación y aportes a este estudio. Esta investigación es resultado de la iniciativa de los investigadores sin financiamiento alguno.

CONFLICTO DE INTERESES

El manuscrito fue preparado y revisado con la participación de los autores, quienes declaran no tener algún conflicto de interés que ponga en riesgo la validez de los resultados aquí presentados.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Todos los autores planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo el trabajo en campo y laboratorio, analizaron los datos y redactaron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Armstrong, M.** (1998). *Basic Linear Geostatistics*. Nueva York: Springer-Verlag.
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-58727-6>
- Aubry, P.** (2000). *Le Traitement des Variables Régionalisées en Ecologie: Apports de la Géomatique et de la Géostatistique* (tesis doctoral). Université Claude Bernard, Lyon 1, Francia.
<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00003736/>
- Barrios A., Pacheco C. y López, J.** (2005). Modelo digital de elevación con fines hidrológicos a partir de curvas de nivel en una cuenca de montaña: evaluación de factores de escala. *Revista Forestal Venezolana*, 49(1), 7-15.
- Bivand, R., Pebesma, E. y Gómez- Rubio, V.** (2013). *Applied spatial data analysis with R*. Nueva York: Springer-Verlag.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7618-4>
- Camargo, C., Andrades, J. y Vidal, R.** (2014). Evaluación de MDE para la estimación de volúmenes por procesos de erosión aplicando análisis de autocorrelación espacial en una cuenca de los andes venezolanos caso de estudio: microcuenca torrencial La Machirí. *Colombia Forestal*, 17(1), 40-59.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.1.a03>
- Chilès, J. P. y Delfiner, P.** (2012). *Geostatistics: modeling spatial uncertainty*. Nueva York, John Wiley & Sons.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9781118136188>
- Cressie, N.** (1992). Statistics for spatial data. *Terra Nova*, 4(5), 613-617.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3121.1992.tb00605.x>
- Congalton, R. y Green, K.** (2008). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and Practices*. Boca Ratón: CRC Press Taylor and Francis group.
<https://www.crcpress.com/Assessing-the-Accuracy-of-Remotely-Sensed-Data-Principles-and-Practices/Congalton-Green/p/book/9781498776660#-googlePreviewContainer>
- De La Cruz, M.** (2006). Introducción al análisis de datos mapeados o algunas de las (muchas) cosas que puedo hacer si tengo coordenadas. *Revista Ecosistemas*, 15(3), 19-39.
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/159>
- Delmelle, E. M.** (2014). Spatial sampling. En M. M. Fisher y P. Nijkamp (eds.), *Handbook of regional science* (pp. 1385-1399). Berlín: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-23430-9_73
- Díaz, M.** (2002). Geostatística aplicada. México D. F.: Instituto de Geofísica, UNAM; Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA.
<http://mmc2.geofisica.unam.mx/cursos/geoest/GeoEstadistica.pdf>
- Diggle, P. J. y Ribeiro, P. J.** (2007). Model-based geostatistics. *Springer series in statistics*. Nueva York: Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-0-387-48536-2>
- Emery, X.** (2013). *Geoestadística*. Santiago: Universidad de Chile.
https://www.ucursos.cl/usuario/f697544fb-48474f4153ef2aafbe4c963/mi_blog/r/Geoestadistica.pdf
- FAO** (2010). *Planos y mapas topográficos*.
http://www.fao.org/tempref/FI/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6707s/x6707s09.htm

- Felicísimo, A.** (1994). *Modelos digitales del terreno. Introducción y aplicaciones en las ciencias ambientales*. Oviedo: Pentalfa Ediciones.
<http://www6.uniovi.es/~feli/index2.html>
- Field, A., Miles, J. y Field, Z.** (2012). *Discovering Statistics using R*. Londres: Sage Publications.
https://doi.org/10.1111/insr.12011_21
- Fox, J.** (2005). The R commander: a basic-statistics graphical user interface to R. *J Journal of Statistical Software*, 14, 1-42.
<https://www.jstatsoft.org/article/view/v014i09>
- Gallardo, A.** (2006). Geostadística. *Revista ecosistemas*, 15(3), 48-58.
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/161>
- Giraldo, H.** (2002). *Introducción a la geoestadística. Teoría y aplicación*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Giraldo, H.** (2011). *Estadística espacial, notas de clase*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Gujarati, D. y Porter, D.** (2010). *Econometría*. México D. F.: Mc Graw Hill.
- Hernández, C., Castillo, W., Becerra, X. y Hernández, S.** (2013). Evaluación y comparación de métodos de interpolación determinísticos y probabilísticos para la generación de modelos digitales de elevación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 82, 118-130.
<http://doi.org/10.14350/rig.35906>
- Kerry, R., Oliver, M. A. y Frogbrook, Z. L.** (2010). Sampling in precision agriculture. En M. A. Oliver (ed.), *Geostatistical applications for precision agriculture* (pp. 35-62). Heidelberg: Springer-Verlag.
https://doi.org/10.1007/978-90-481-9133-8_2
- Laboratorio de Fotogrametría y Sensores Remotos** (2007). *Sistemas de información geográfica, ejercicio número 04: escaneo y georeferenciación*. Mérida: Universidad de los Andes, Laboratorio de Fotogrametría y Sensores Remotos.
- Lachenbruch, P. A. y Mickey, M. R.** (1968). Estimation of Error Rates in Discriminant Analysis. *Technometrics*, 10(1), 1-11.
<https://doi.org/10.1080/00401706.1968.10490530>
- Li, J. y Heap, A.** (2008). *A review of spatial interpolation methods for environmental Scientists*. Canberra: Geoscience Australian.
- Lloyd, C.** (2010). *Spatial Data Analysis: An Introduction for GIS Users*. Oxford: Oxford University Press.
<https://global.oup.com/academic/product/spatial-data-analysis-9780199554324?cc=cl&lang=en#>
- Lorenzo, A., Iseburg, M., Arbelo, M. y Alonso-Benito, A.** (2012). Comparación de modelos digitales del terreno obtenidos mediante LIDAR y técnicas fotogramétricas en una zona forestal de la isla de Tenerife. En *XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica* (pp. 2-7). Madrid: AGE-CSIC.
http://tig.age-geografia.es/2012_Madrid/ponencia4/Lorenzo_final_imp.pdf
- Mao, H. X., Shi, W. Z. y Tian, Y.** (2016). A Preliminary Study on Spatial Sampling for Topographic Data. En *In Quality Aspects in Spatial Data Mining* (pp.: 73-86). CRC Press.
<https://www.crcpress.com/Quality-Aspects-in-Spatial-Data-Mining/Stein-Shi-Bijker/p/book/9780367386320>
- Mantovani, E. C. y Magdalena, C.** (2014). *Manual de agricultura de precisión*. Montevideo, Uruguay: IICA; Procisur.
<http://opac.biblioteca.iica.int/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=37>
- Matheron, G.** (1970). La teoría de las variables regionalizadas y sus aplicaciones. En *Los Cuadernos del Centro de Morfología Matemática de Fontainebleau*. Fascículo 5. París: Centro de Geoestadística de la Escuela de Minas de París.
http://cg.ensmp.fr/bibliotheque/public/MATHERON_Ouvrage_00536.pdf
- Montero, J., Fernández, G. y Mateu, J.** (2015). *Spatial and spatio-temporal geostatistical modeling and kriging*. West Sussex: John Wiley & Sons.
<https://www.wiley.com/en-us/Spatial+and+Spatio+Temporal+Geostatistical+Modeling+and+Kriging-p-9781118413180>

- Moreno, A.** (2008). *Sistemas y análisis de información geográfica. Manual de autoaprendizaje con Arc GIS*. México D. F.: Alfaomega Grupo Editor.
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=504377>
- Moreno, J., Alonso, F., Gomariz, F. y Alonso, D.** (2010). Análisis y validación de modelos digitales de elevaciones mediante datos LiDAR. En *XIV Congreso Nacional de Tecnologías de la información Geográfica* (pp. 254-271).
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=435989>
- Olaya, V.** (2011). *Sistemas de información geográfica*.
https://wiki.osgeo.org/wiki/Libro_SIG.
- Oliver, M. A. y Webster, R.** (2015). *Basic steps in geostatistics: the variogram and kriging*. Nueva York: Springer.
<https://www.springer.com/gp/book/9783319158648>
- Ortiz, J., Oz, B. y Deutsch, C.** (2005). A step by step guide to bi-Gaussian disjunctive kriging. En O. Leuangthong y C. Deutsch (eds.), *Geostatistics Banff 2004 Quantitative Geology and Geostatistics*, vol. 14 (pp. 1097-1102). Dordrecht: Springer.
http://doi.org/10.1007/978-1-4020-3610-1_114
- Pérez, A. y Mas, J.** (2009). Evaluación de los errores de modelos digitales de elevación obtenidos por cuatro métodos de interpolación. *Investigaciones Geográficas*, 69, 53-67.
<http://www.investigacionesgeograficas.unam.mx/index.php/rig/article/view/18004>
- Plant, R. E.** (2012). *Spatial data analysis in ecology and agriculture using R*. CRC Press.
<https://www.crcpress.com/Spatial-Data-Analysis-in-Ecology-and-Agriculture-Using-R/Plant/p/book/9780815392750>
- Royle, A. G.** (1980). *Geostatistics*. Nueva York: McGraw-Hill.
https://www.abebooks.com/servlet/BookDetails-PL?bi=30256852226&tab=1&searchurl=an%3D-h.i.r.m%2Bj.m%26sortby%3D17&cm_sp=snippet_-_srp3_-_seller17
- R Core Team** (2019). *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
<http://www.R-project.org>.
- Skøien, J. O. y Blöschl, G.** (2006). Scale effects in estimating the variogram and implications for soil hydrology. *Vadose Zone Journal*, 5(1), 153-167.
<https://doi.org/10.2136/vzj2005.0069>
- Tobler, W.** (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, suppl., 46, 234-240.
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2307/143141>
- Vehtari, A., Gelman, A. y Gabry, J.** (2017). Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. *Statistics and computing*, 27(5), 1413-1432.
<https://doi.org/10.1007/s11222-016-9696-4>
- Wackernagel, H.** (1998). *Multivariate Geostatistics*. Berlín: Springer-Verlag.
<https://www.springer.com/gp/book/9783540441427>
- Wang, F. (ed.)** (2005). *Geographic information systems and crime analysis*. Idea Group Inc: Hershey, PA, EE. UU.
<https://www.igi-global.com/book/geographic-information-systems-crime-analysis/411>
- Willmott, C. y Matsuura, K.** (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30(1), 79-82.
www.jstor.org/stable/24869236





Diversidad y distribución de briófitos epífilos en *Beilschmiedia costaricensis* (Mez & Pittier) C.K.Allen (Lauraceae)

Diversity and distribution of epiphyllous bryophytes in *Beilschmiedia costaricensis* (Mez & Pittier) C.K.Allen (Lauraceae)

Nikelly Guerra-Batista¹, Clotilde Arrocha¹, Eyvar Rodríguez-Quiel¹ y Ángel Benítez²

Recepción: 30 de julio de 2019

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Guerra-Batista, N., Arrocha, C., Rodríguez-Quiel, E. y Benítez, A. (2020). Diversidad y distribución de briófitos epífilos en *Beilschmiedia costaricensis* (Mez & Pittier) C.K.Allen (Lauraceae). *Colombia Forestal*, 23(2), 47-58.

Resumen

En los bosques montanos tropicales los briófitos son importantes en términos de diversidad y funcionamiento; allí, los briófitos que crecen sobre hojas son particularmente abundantes. El objetivo fue evaluar la riqueza y composición de comunidades epífilas en tres zonas del dosel de un árbol hospedador en el Parque Internacional La Amistad, Panamá. En cada árbol fueron colectadas seis hojas al azar, dos por zona de la copa (baja, media y alta). Se registró en total 48 especies, 89 % pertenecen a Marchantiophyta y 11 % a Bryophyta. La familia Lejeuneaceae representó el 70 % de las especies. La riqueza de especies disminuye desde la zona baja del dosel hacia la parte alta; sin embargo, las comunidades son similares entre zonas. Condiciones microclimáticas específicas del sotobosque podrían favorecer una mayor riqueza en la zona baja del dosel. Realizar investigaciones teniendo en cuenta factores ambientales y estructurales del bosque permitirá una mejor comprensión de estos cambios en diversidad.

Palabras clave: bosque montano, Lejeuneaceae, riqueza, Panamá.

Abstract

In tropical montane forests, bryophytes are important in terms of diversity and functioning, in which epiphyllous species grow on tree leaves of trees and shrubs, and they are particularly abundant. The objective of this article was to evaluate epiphyllous bryophyte species richness and community composition in three canopy zones (low, medium, high) of a host tree in “La Amistad” International Park, Panama. From each sampled tree, six random leaves were randomly collected, two per canopy zone. A total of 48 species were recorded, of which 89% belong to Marchantiophyta and 11% to Bryophyta. The Lejeuneaceae family accounted for 70% of the species. Species richness decreased from the lowest to the highest canopy zone, however, species communities were similar between zones. Microclimatic conditions characteristic of the forest understory might have favoured greater species richness in the lower canopy zone. Further research is needed, for taking into account environmental factors and forest structure may lead to a better understanding of the observed changes in diversity.

Keywords: Montane forests, diversity, Lejeuneaceae, Panama.

1 Herbario UCH, Universidad Autónoma de Chiriquí. David, Panamá. nikelly.guerra@unachi.ac.pa; clotilde.arrocha1@unachi.ac.pa; eyvar.rodriguez@unachi.ac.pa

2 Bietrop, Departamento de Ciencias Biológicas, Herbario HUTPL, Universidad Técnica Particular de Loja. Loja, Ecuador. arbenitez@utpl.edu.ec
Autor para correspondencia

INTRODUCCIÓN

Los bosques neotropicales montanos son considerados puntos calientes de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000). Estos ecosistemas son característicos de la zona denominada El PILA, considerada una de las áreas protegidas más importante y extensa de Panamá abarcando 207 000 ha (Brenes *et al.*, 2004). Presenta una alta diversidad de flora y fauna debido a la presencia de nueve de las doce zonas de vida reconocidas para Panamá, y según el mapa de vegetación de Panamá es el área protegida con mayor variación de vegetación natural del país (Autoridad Nacional del Ambiente [Anam], 2004). Sin embargo, la construcción de proyectos hidroeléctricos y las malas prácticas en el ecoturismo se han convertido en las principales amenazas de pérdida de biodiversidad en áreas adyacentes al PILA (Anam, 2010).

La mayor diversidad y abundancia de briófitos se encuentra en estos bosques montanos (Salazar-Allen, 2001), donde cumplen funciones ecológicas relacionadas con mantener la productividad y acumulación de biomasa, forman parte del ciclo hidrológico (Pócs, 1980; Wolf, 1993a; Ah-Peng *et al.*, 2017) y también son indicadores de condiciones ambientales o zonas de intervención (Holz y Gradstein, 2005; Slack, 2011; Benítez *et al.*, 2015). En Panamá actualmente se registran alrededor de 1252 especies de briofitos, incluyendo 751 de musgos, 488 de hepáticas y 13 de antocerotes (Dauphin *et al.*, 2006; Schäfer-Verwimp, 2014; Dauphin *et al.*, 2015).

Dentro de la gran diversidad de briófitos en los bosques montanos, los briófitos epífilos (aquellos que crecen sobre las hojas) son un grupo importante. Estos junto con líquenes, hongos, algas verdes y cianobacterias, forman un entorno especial denominado filósfera (Coley y Kursar, 1996). Los briófitos epífilos son de importancia porque al igual que las especies que colonizan otros sustratos, contribuyen a retener la humedad en los bosques, mantienen la biodiversidad tropical y participan en procesos fisiológicos del ecosistema

(Lücking y Lücking, 1996; Freiberg, 1998). Estas especies presentan variedad de adaptaciones morfológicas a la filósfera (Zhu y So, 2001) y la mayoría pertenecen a las hepáticas de la familia Lejeuneaceae (Gradstein, 1997; Zartman, 2003). Los briófitos epífilos se encuentran limitados por variables microclimáticas, estructura del bosque y características del sustrato donde se desarrollan (Lücking y Lücking, 1996), por ello se han utilizado como indicadores de fragmentación y cambios en el microclima (Malombe *et al.*, 2016). Estas plantas son más vulnerables a perturbaciones que incluyan modificación de hábitat (Pócs, 1996; Zhu y So, 2001), por lo que cambios en condiciones microclimáticas como temperatura, humedad relativa y disponibilidad de luz influyen en la diversidad y establecimiento de estas especies (Coley y Kursar, 1996; Sonnleitner *et al.*, 2009; Kraichak, 2014).

En los bosques montanos todas las investigaciones en diversidad y comunidades de briófitos epífilos se han focalizado en el sotobosque de varias regiones (Winkler, 1966; Lücking, 1997; Pócs, 1996). Además, todas las investigaciones se han restringido a los briófitos epífilos desde la base hasta el dosel (Wolf, 1993b; Holz *et al.*, 2002; Acebey *et al.*, 2003; Holz y Gradstein, 2005). A pesar que varios estudios se han enfocado en briófitos epífilos del dosel en bosques de tierras bajas (Coley y Kursar, 1996; Eggers, 2001; Gradstein y Ilkiu-Borges, 2009), son ausentes los estudios enfocados a los epífilos en el dosel de los bosques montanos. Estudios enfocados en analizar la relación de las comunidades de briófitos epífilos y diferentes hospedadores documentaron que no hay preferencias de las especies por el sustrato, y que cambios en el microclima (e. g. zonas verticales en un árbol hospedero) podrían modificar la estructura y composición de estas comunidades (Marino y Salazar-Allen, 1992; Benavides y Sastre-De Jesús, 2011). Por esta razón el presente trabajo evalúa por primera vez los cambios en la riqueza y composición de las comunidades de briófitos epífilos en las diferentes zonas del estrato arbóreo de *Beilschmiedia costaricensis* (Mez & Pittier) C.K. Allen

(Lauraceae) en el bosque montano del Parque Internacional La Amistad, Tierras Altas, Chiriquí, Panamá.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó al oeste de la República de Panamá, específicamente en un bosque montano a 2218 m de altitud (figura 1), dentro del sendero Panamá Verde en la región Pacífica del Pila-Pacífico (8°53'37.4" latitud N-82°38'52.5" longitud W). En este sitio se registra una temperatura media anual de 20°C y precipitación media anual de 5486 mm (datos obtenidos de la estación meteorológica del Pila). El dosel del bosque está caracterizado por

arboles de más de 30 m de altura como *Alnus acuminata* y *Wercklea woodsonii*, mientras que *Beilschmiedia costaricensis* es característico del subdosel del bosque. El resto de las especies son arbustos del sotobosque pertenecientes a las familias Piperaceae, Melastomataceae, Rubiaceae, Ericaceae, Solanaceae y, además, helechos arborescentes. El hospedero seleccionado en el estudio fue *B. costaricensis*, ya que era el único hospedero dentro del subdosel que sus hojas estaban cubiertas de briófitos, es uno de los géneros pantropicales ubicado dentro de la familia con gran diversidad (Lauraceae) y presentan un crecimiento arbóreo o arbustivo (Nishida, 1999). En la zona neotropical las especies de este género se distribuyen desde México hasta Brasil y el centro de Chile, desde bosques húmedos premontanos hasta bosques monta-

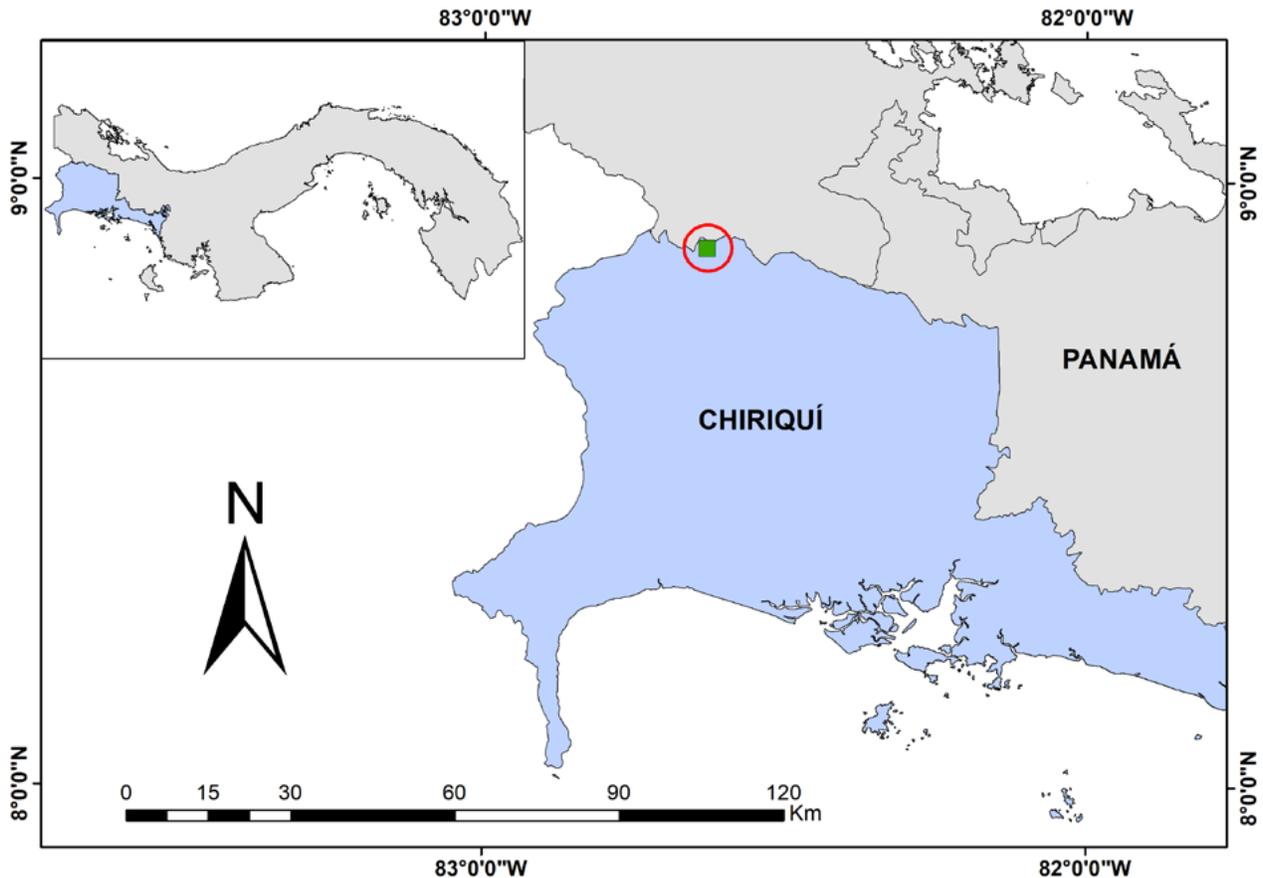


Figura 1. Área de estudio, Parque Internacional La Amistad, Las Nubes, Tierras altas, Chiriquí, Panamá.

Diseño y recolección de datos

Los árboles hospederos se seleccionaron al azar a ambos lados del sendero, ubicando en total seis árboles. El muestreo se efectuó entre los meses de septiembre de 2015 a julio del 2016. Para la colecta se consideraron tres zonas dentro del gradiente vertical siguiendo el protocolo de [Johansson \(1974\)](#), a 11 m (zona 3, parte interna de la copa del árbol), 13 m (zona 4, parte media de la copa del árbol), y 15 m (zona 5, parte externa de la copa del árbol). A partir de ahora en todo el documento vamos a considerar a la zona 1 como A, la zona 2 como B y la zona 3 como C. Por cada árbol con ayuda de una podadora aérea y en cada una de las tres zonas, se recolectaron dos hojas al azar (seis hojas en total por cada árbol). En cada hoja se registró la presencia/ausencia de todos los briófitos epífilos presentes. Las muestras se recolectaron bajo el permiso de colecta SE/P-11-15 otorgado por la Dirección de Áreas Protegidas del Ministerio de Ambiente de Panamá y, luego, fueron depositadas en el laboratorio del herbario (UCH) de la Universidad Autónoma de Chiriquí en Panamá.

Para la identificación de los especímenes se observaron sus características morfológicas usando estereoscopio (Zeiss-Stemi DV-4), microscopio (Zeiss-PrimoStar) y posteriormente diversas claves taxonómicas ([Reyes, 1982](#); [Gradstein et al., 2001](#); [Gradstein y da Costa, 2003](#); [da Costa, 2008](#); [Dauphin et al., 2008](#); [Gradstein y Ilkiu-Borges, 2009](#); [Allen, 2002, 2010](#)). La clasificación taxonómica está basada en [Goffinet et al. \(2009\)](#) para los musgos y en [Crandall et al. \(2009\)](#); [Pócs, et al. \(2014\)](#) y [Ye et al. \(2015\)](#) para las hepáticas.

Análisis de datos

La riqueza específica por hoja se comparó mediante estimadores de riqueza no paramétricos (Chao 1, Chao 2, Jack 1 y Jack 2) para cada una de las tres zonas. Los estimadores se calcularon

con EstimateS 8.2 ([Colwell, 2013](#)). Los cambios en la riqueza de especies entre las diferentes zonas se determinaron con un análisis de varianza de una vía (Anova). Previo al Anova se verificó la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro-Wilk (p-valor= 0.3). Se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) con los valores de presencia de las especies, para visualizar la similitud de las comunidades epífilas en las tres zonas. Para estos análisis se utilizó la distancia euclídea como medida de similitud. Para determinar los cambios en las comunidades de las tres zonas se realizó un análisis de similitud Anosim ([Oporto et al., 2015](#)). El nivel de significancia se determinó con la prueba de Monte Carlo (1000 permutaciones). Todos los análisis se realizaron con el programa R ([R Development Core Team, 2008](#)) con el paquete estadístico “vegan” ([Oksanen et al., 2016](#)).

RESULTADOS

Se registró un total de 48 especies de briófitos epífilos ([anexo 1](#)), distribuidas en cinco familias, 19 géneros, 41 especies de hepáticas y, por otra parte, seis familias, siete géneros y siete especies de musgos. En las hepáticas foliosas la familia con mayor diversidad fue Lejeuneaceae, representando el 70 % de las especies, seguido de las hepáticas talosas de la familia Metzgeriaceae con el 19 %. La división Bryophyta representa un 11 % del total de especies, donde se encuentran familias como Meteoriaceae, Pilotrichaceae, Daltoniaceae, Sematophyllaceae, Leucomiaceae y Prionodontaceae.

En función de los estimadores de riqueza la zona A presentó un mayor número de especies y los valores más altos de especies estimadas en comparación con las otras zonas ([tabla 1](#)). El diagrama de cajas señaló un mayor número de especies por hoja para la zona A con un máximo de 15 especies, en comparación con las otras zonas ([figura 2](#)).

Tabla 1. Estimadores de la riqueza de especies de briófitos epífilos y desviación estándar por cada zona del gradiente vertical en el árbol hospedero. Zona A= 11 m; zona B = 13 m; zona C = 15 m

	Zona A	Zona B	Zona C
Riqueza	37	26	13
Estimadores			
Chao 1	61 (13.97)	30 (4.05)	27 (12.13)
Chao 2	59 (14.69)	30 (3.81)	26 (11.83)
Jack 1	54 (4.46)	34 (3.85)	22 (5.56)
Jack 2	65 (5.05)	36 (3.80)	28 (4.03)

El anterior resultado fue comprobado mediante la prueba Anova, la cual señaló que existen diferencias significativas ($F=12.86$; $p < 0.0001$) en la riqueza de briófitos epífilos en cada uno de las tres zonas. El NMDS nos permitió visualizar que no hay diferencia en la composición de las comunidades de epífilas de las tres zonas (figura 3). Corroborando este patrón, el análisis de similitud (Anosim) señaló que no hay diferencias significativas en la composición de briófitos de las tres zonas ($R= 0.0436$; $p > 0.05$). Además, existe similitud en la composición de briófitos epífilos al comparar las tres zonas (tabla 2).

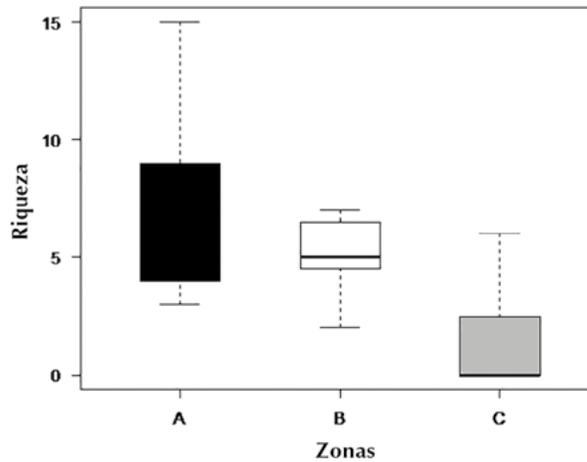


Figura 2. Diagrama de cajas con la riqueza de especies de briófitos epífilos por cada zona del gradiente vertical en el árbol hospedero.

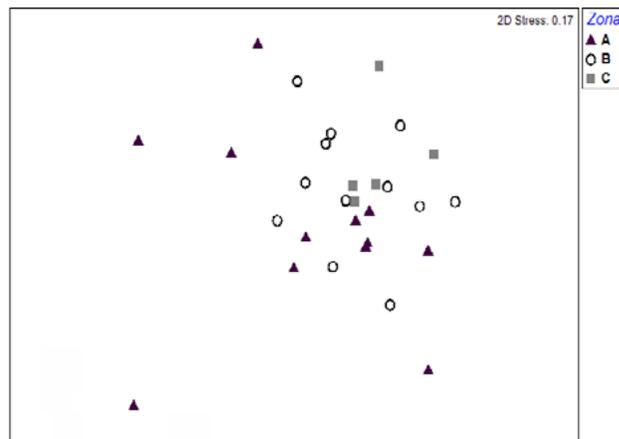


Figura 3. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico para la composición de las comunidades por hoja en cada uno de las tres zonas de los árboles hospederos. Zona A (11 m) = triángulos negros; zona B (13 m) = círculos blancos y zona C (15 m) = cuadrados grises.

Tabla 2. Especies en común entre las zonas

Zonas	Especies en común dentro de las comunidades
A-B	<i>Cheilolejeunea</i> cf. <i>tonduzana</i> , <i>Cheilolejeunea filiformis</i> , <i>Cololejeunea</i> sp. 1, <i>Diplasiolejeunea brunnea</i> , <i>Diplasiolejeunea cavifolia</i> , <i>Drepanolejeunea inchoata</i> , <i>Drepanolejeunea infundibulata</i> , <i>Lejeunea filipes</i> , <i>Lejeunea</i> sp., <i>Lepidopilum longifolium</i> , <i>Cheilolejeunea oncophylla</i> , <i>Metzgeria uncigera</i> , <i>Odontolejeunea lunulata</i> y <i>Plagiochila montagnei</i> .
B-C	<i>Drepanolejeunea inchoata</i> , <i>Drepanolejeunea mosenii</i> , <i>Frullania</i> subgen. <i>Chonanthelia</i> , <i>Lejeunea</i> sp., <i>Cheilolejeunea oncophylla</i> , <i>Metzgeria ciliata</i> y <i>Odontolejeunea lunulata</i> .
A-C	<i>Acanthocoleus aberrans</i> , <i>Drepanolejeunea inchoata</i> , <i>Cheilolejeunea oncophylla</i> , <i>Metzgeria ciliata</i> , <i>Metzgeria scyphigera</i> , <i>Metzgeria</i> sp., <i>Odontolejeunea lunulata</i> y <i>Plagiochila simplex</i> .

DISCUSIÓN

Los resultados indicaron que la riqueza de especies de briófitos epífilos cambia a lo largo de las tres zonas del hospedador *B. costaricensis*. Sin embargo, la composición de las comunidades fue similares en las tres zonas. Se ha documentado que la familia Lejeuneaceae forma el 90 % de las comunidades de hepáticas epífilas en la mayoría de los bosques tropicales (Cornelissen y Ter Steege, 1989; Marino y Salazar-Allen, 1992; Dauphin, 1995; Pócs, 1996; Zhu y So, 2001; Mota de Oliveira et al., 2009; Sierra et al., 2018). De manera similar, en el Sendero Panamá Verde la familia Lejeuneaceae representó el 70 % de la diversidad. Además, registramos que especies de musgos pertenecientes a las familias Brachytheciaceae, Calymperaceae, Daltoniaceae, Leucomiaceae, Meteoriaceae, Pilotrichaceae, Prionodontaceae y Sematophyllaceae están presentes en el sustrato epífilo, aunque varias de estas no se encuentran estrictamente en este hábitat (de Almeida, 2005; Müller y Pócs, 2007; Morales y Moreno, 2010).

La riqueza de especies en *B. costaricensis* disminuye a medida que se acerca a la parte superior de la copa de los árboles (zona C). En concordancia con lo que de Almeida (2005) y Gradstein y Ilkiu-Borges (2009) documentan sobre que en el sotobosque de los bosques húmedos tropicales de tierras bajas existe una mayor riqueza de especies epífilas en comparación con el dosel, patrón que está relacionado con una mayor humedad y

menos intensidad de luz, las cuales son características distintivas de este estrato del bosque. De igual forma, en nuestra área de estudio el mayor número de especies se registró en la parte baja de la copa (zona A) aproximándose a las condiciones que propicia el sotobosque donde existe mayor humedad y menor cantidad de luz en comparación con las zonas B y C.

Las comunidades de briófitos epífilos en *B. costaricensis* no reflejaron cambios entre las diferentes zonas. En este contexto Sonnleitner et al. (2009) señala que no hay correlación entre las comunidades de briófitos epífilos y las hojas de las plantas hospedadoras, y que factores relacionados con el microclima influyen directamente en estas comunidades. Marino y Salazar-Allen (1992), en un bosque semihúmedo de tierras bajas de la Isla de Barro Colorado, documentaron que el microclima (luz y humedad) limita las comunidades epífilas que crecen sobre los arbustos hospedadores *Hybanthus prunifolius* (Violaceae) y *Psychotria horizontalis* (Rubiaceae). Sin embargo, en este caso la elevación y diferencias en condiciones climáticas como la temperatura y humedad ambiental podrían ser factores que inciten variaciones en la composición de las comunidades de briófitos epífilos. Por consiguiente, recomendamos que en futuros estudios de análisis de comunidades de briófitos epífilos se comparen patrones de composición considerando bosques de bajas y altas elevaciones.

Además, las diferentes condiciones microclimáticas de luz, humedad y temperatura entre

los estratos se han identificado como factores limitantes en las comunidades de briófitos epífilos (Sonnleitner *et al.* 2009; Malombe *et al.*, 2016). Por ejemplo, Kraichak (2014) señala que la diversidad beta de briófitos epífilos sigue un patrón en función del microclima. En nuestro caso, *B. costaricensis* es un árbol que crece cerca y entre el dosel dominado por *A. acuminata* y *W. woodsonii*, por lo que se podría esperar que las condiciones de microclima sean similares entre las tres zonas. Futuros análisis considerando mayor distancia entre las zonas en estudios y descripción del microclima por zona, podrían proporcionar mayor información al respecto. En nuestro estudio las comunidades están compuestas principalmente en la zona A por *Odontolejeunea lunulata* (16 %), *Cheilolejeunea oncophylla* (11 %) y *Drepanolejeunea mosenii* (11 %). La zona B por *Odontolejeunea lunulata* (13 %), *Cheilolejeunea oncophylla* (6 %), *Plagiochila montagnei* (6 %) y la zona C por *Odontolejeunea lunulata* (11 %) y *Cheilolejeunea filiformis* (5 %). El resto de las especies en cada zona está representado de menos del 5 %.

Por otra parte, otras variables no registradas en este estudio relacionado con los rasgos del hospedador son importantes limitantes en la comunidad de briófitos epífilos. Por ejemplo, varios estudios han documentado que las características de las hojas del hospedador relacionados con la forma, tamaño, textura influyen en la composición de las comunidades de briófitos epífilos (Lücking y Lücking, 1996; Sonnleitner *et al.*, 2009). Así, mismo Müller y Riederer (2005) señalan que las hojas de las plantas vasculares difieren en sus propiedades físicas y químicas. Por ejemplo, las hojas de *B. costaricensis* son grandes (hasta 17 x 9 m), su superficie es lisa en comparación con los árboles a su alrededor como es el caso de *W. woodsonii* que es de hoja ancha, pero con gran cantidad de tricomas, mientras que *A. acuminata* sus hojas tienen la superficie lisa, pero su área foliar es más reducida, lo que convierte a *B. costaricensis* en un hospedero apto para la colonización, aparte de su ubicación con relación a las otras dos especies dominantes

del dosel. También pudimos evidenciar que los árboles de *B. costaricensis* albergan comunidades de briófitos epífilos accidentales, por ejemplo, briófitos epífilos de la corteza u otros sustratos que lograron establecerse y adaptarse al sustrato de las hojas. En otro contexto, Sierra *et al.* (2018) indican que la composición de especies en las comunidades epífilas no depende de la secuencia cronológica en el hospedador y proponen que los cambios no siguen una dinámica de sucesión, sino que es un proceso al azar. Como en nuestro caso la distancia entre las zonas era de aproximadamente dos metros, la composición de las comunidades también puede atribuirse a la capacidad de dispersión de los briófitos (Zartman *et al.*, 2015).

CONCLUSIONES

Podemos concluir que la riqueza de especies de briófitos epífilos de *B. costaricensis* en el bosque montano del Parque Internacional La Amistad, Tierras Altas, Chiriquí, Panamá, fue mayor en las zonas cercanas al sotobosque que corresponde a la zona A, dicha zona presenta mayor humedad y menor incidencia de luz en comparación a las zonas próximas al dosel del bosque (zonas B y C). Sin embargo, la composición de las comunidades de briófitos es similar entre las zonas consideradas, por ello análisis comparativos entre las condiciones microclimáticas y rasgos de la hoja por zona podrían brindar mayor información en los estudios de patrones de distribución de la riqueza y composición de briófitos epífilos en un gradiente vertical.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Chiriquí por el financiamiento parcial de la investigación. Al Herbario UCH por el uso del equipo y literatura. Al Ministerio de Ambiente de Panamá por el permiso de colecta otorgado. A Y. Aguirre, C. Caballero y J. Rodríguez por su apoyo en el trabajo de campo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés con el manuscrito.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Todos los autores planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo el trabajo en campo y laboratorio, analizaron los datos y redactaron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Acebey, C., Gradstein, S. R. y Krömer, T.** (2003). Species richness and habitat diversification of corticolous bryophytes in submontane rainforest and fallows of Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 19, 9-18.
- Ah-Peng, C., Cardoso, A. W., Flores, O., West, A., Wilding, N., Strasberg, D. y Hedderson, T. A.** (2017). The role of epiphytic bryophytes in interception, storage, and the regulated release of atmospheric moisture in a tropical montane cloud forest. *Journal of Hydrology*, 548, 665-673.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.043>
- Allen, B.** (2002). Moss Flora of Central America, Part 2. Encalyptaceae - Orthotrichaceae. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 90, 1-699.
<https://doi.org/10.21829/abm63.2003.1129>
- Allen, B.** (2010). Moss Flora of Central America, Part 3. Anomodontaceae-Symphodontaceae *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 117, 1-729.
<https://doi.org/10.21829/abm63.2003.1129>
- Autoridad Nacional del Ambiente** (2004). Elaboración del plan de manejo del Parque Internacional La Amistad. Diagnóstico biológico y sociocultural del Parque Internacional La Amistad. Panamá.
<https://doi.org/10.4067/s0718-686x2015000100005>
- Autoridad Nacional del Ambiente** (2010). *Atlas ambiental de la República de Panamá*. Panamá: Editora Novo Art, S. A.
https://www.somaspa.org/noticias/Atlas_Ambiental.pdf
- Benavides, J. C. y Sastre-De Jesús, I.** (2011). Diversity and rarity of epiphyllous bryophytes in a super-humid tropical lowland forest of Chocó-Colombia. *Cryptogamie Bryologie*, 32(2), 119-134.
<https://doi.org/10.7872/cryb.v32.iss1.2011.119>
- Benítez, Á., Prieto, M. y Aragón, G.** (2015). Large trees and dense canopies: key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests. *Forestry*, 88(5), 521-527.
<https://doi.org/10.1093/forestry/cpv022>
- Brenes, O., Jiménez, K., Mejía, V., Mora, A., Ebert, A. W., Ebert, C. y Vásquez, W.** (2004). Determinación de la capacidad de carga turística del Parque Internacional La Amistad. Centro Científico Tropical. Elaborado para TNC y ACLAP-MINAE. San José, Costa Rica.
- Coley, P. D. y Kursar, T. A.** (1996). Causes and Consequences of epiphyll colonization. En S. Mulkey, R. Chazdon, y A. Smith (eds), *Tropical forest plant ecophysiology* (pp. 337-362). Nueva York, EE. UU. Chapman and Hall.
https://doi.org/10.1007/978-1-4613-1163-8_12
- Colwell, R. K.** (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and share species from samples. Version 9 and earlier. User's Guide and application. Storrs, CT: Published by the author.
<http://purl.oclc.org/estimates>
- Cornelissen, J. T. y Ter Steege, H.** (1989). Distribution and ecology of epiphytic bryophytes and lichens in dry evergreen forest of Guyana. *Journal of Tropical Ecology*, 5(2), 131-150.
<https://doi.org/10.1017/s0266467400003400>
- Crandall, B., Stotler, R. y Long, G.** (2009). Morphology and classification of the Marchantiophyta. En B. Goffinet y A. J. Shaw (eds.), *Bryophyte Biology* (pp. 1-55). Cambridge: Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/cbo9780511754807.002>

- da Costa, D.** (2008). Metzgeriaceae (Hepaticae). *Flora Neotropica Monograph*, 102, 1-169.
- Dauphin, G.** (1995). Briófitos de la Isla de Cocos: diversidad y ecología. (trabajo de pregrado, Licenciatura en Biología con énfasis en Botánica). Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
<https://doi.org/10.15517/rmu.v7i1.9999>
- Dauphin, G., Pócs, T., Villarreal, J. C. y Salazar-Allen, N.** (2006). Nuevos registros de Hepáticas y Anthocerotófitas para Panamá. *Tropical Bryology*, 27, 73-85.
<https://doi.org/10.11646/bde.27.1.10>
- Dauphin, G., Morales, T. y Moreno, E.** (2008). Catalogo preliminar de las Lejeuneaceae (Hepaticae) de Venezuela. *Cryptogamie. Bryologie*, 29(3), 215-265.
- Dauphin, G., Salazar-Allen, N., Gudiño, J. L., Sierra, A. M. y Reyes, D.** (2015). Nuevas adiciones de especies de hepáticas (Marchantiophyta) para la flora de Panamá II. *Brenesia*, 83-84, 16-21.
- de Almeida Campelo, M. y Cavalcanti Pôrto, K.** (2005). Briófitas epífitas e epífilas de Floresta Atlântica, Pernambuco, Brasil (tesis de doctorado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.
<https://doi.org/10.21474/ijar01/8348>
- Eggers, J.** (2001). Epiphyllous Lejeuneaceae in Costa Rica Contributions to the altitudinal distribution of selected species. *Bryophyte Diversity and Evolution*, 20(1), 109-115.
<https://doi.org/10.11646/bde.20.1.19>
- Freiberg, E.** (1998). Microclimatic parameters influencing nitrogen fixation in the phyllosphere in a Costa Rican premontane rain forest. *Oecologia*, 117, 9-18.
<https://doi.org/10.1007/s004420050625>
- Goffinet, B., Buck, W. R. y Shaw, A. J.** (2009). Morphology, anatomy, and classification of the Bryophyta. En B. Goffinet y A. J. Shaw, (eds.), *Bryophyte Biology, second edition* (pp. 53-138). Cambridge: Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/cbo9780511754807.003>
- Gradstein, S. R.** (1997). The taxonomic diversity of epiphyllous bryophytes. *Abstracta Botanica*, 21, 15-19.
- Gradstein, S. R., Churchill, S. P. y Salazar-Allen, N.** (2001). A Guide to the Bryophytes of Tropical America. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, 86, 1-577.
- Gradstein, S. R. y da Costa, D.** (2003). The Hepaticae and Anthocerotae of Brazil. *Memoirs of the New York Botanic Garden*, 87, 1-318.
- Gradstein, S. R. y Ilkiu-Borges, A. L.** (2009). Guide to the plants of Central French Guiana. Part IV. Liverworts and hornworts. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, 76, 4, 1-140.
- Holz, I., Gradstein, S. R., Heinrichs, J. y Kappelle, M.** (2002). Bryophyte diversity, microhabitat differentiation, and distribution of life forms in Costa Rican upper montane Quercus forest. *The Bryologist*, 105(3), 334-349.
[https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2002\)105\[0334:bdmdad\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2002)105[0334:bdmdad]2.0.co;2)
- Holz, I. y Gradstein, S. R.** (2005). Cryptogamic epiphytes in primary and recovering upper montane oak forests of Costa Rica—species richness, community composition and ecology. *Plant ecology*, 178(1), 89-109.
<https://doi.org/10.1007/s11258-004-2496-5>
- Johansson, D. R.** (1974). Ecology of vascular epiphytes in West African rain forest. *Acta Phytogeogr Suecica*, 59, 1-136
- Kraichak, E.** (2014). Microclimate fluctuation correlated with beta diversity of epiphyllous bryophyte communities. *Biotropica*, 46(5), 575-582.
<https://doi.org/10.1111/btp.12140>
- Lücking, A.** (1997). Diversity and distribution of epiphyllous bryophytes in a tropical rainforest in Costa Rica. *Abstracta Botanica*, 21, 79-87.
- Lücking, R. y Lücking, A.** (1996). Foliicolous lichens and bryophytes. En: S. R. Gradstein, P. Hietz, R. Lücking, A. Lücking, H. J. M. Sipman, H. F. M. Vester, J. H. D. Wolf y E. Gardette, How to sample the epiphytic diversity of tropical rain forests. *Ecotropica*, 2, 59-72.
- Malombe, I., Matheka, K. W., Pócs, T. y Patiño, J.** (2016). Edge effect on epiphyllous bryophytes in Taita Hills fragmented afro-montane forests. *Journal of Bryology*, 38(1), 33-46.
<https://doi.org/10.1179/1743282015y.0000000015>

- Marino, P. C. y Salazar-Allen, N.** (1992). Tropical epiphyllous hepatic communities growing on two species of shrub in Barro Colorado Island, Panama: The influence of light and microsite. *Lindbergia*, 17(4-6), 91-95.
- Monro, A. K., Santamaría-Aguilar, D., González, F., Chacón, O., Solano, D., Rodríguez, A., Zamora, N. y Correa, M.** (2017). A first checklist to the vascular plants of La Amistad International Park (PILA), Costa Rica-Panama. *Phytotaxa*, 322(1), 1-283.
<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.322.1.1>
- Morales, T. y Moreno, E.** (2010). Contribución al conocimiento de los briófitos epífilos de Venezuela. *Ernstia*, 20, 47-79.
- Mota de Oliveira, S., Ter Steege, H., Cornelissen, J. H. y Gradstein, S. R.** (2009). Niche assembly of epiphytic bryophyte communities in the Guianas: a regional approach. *Journal of Biogeography*, 36(11), 2076-2084.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02144.x>
- Müller, C. y Riederer, M.** (2005). Plant surface properties in chemical ecology. *Journal of chemical ecology*, 31(11), 2621-2651.
<https://doi.org/10.1007/s10886-005-7617-7>
- Müller, F. y Pócs, T.** (2007). A contribution to the knowledge of epiphyllous bryophytes of Bioko Island (Equatorial Guinea), including additional remarks on nonepiphyllous species. *Journal of Bryology*, 29(2), 81-9.
<https://doi.org/10.1179/174328207x186803>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. y Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nishida, S.** (1999). Revision of *Beilschmiedia* (Lauraceae) in the neotropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 657-701.
<https://doi.org/10.2307/2666150>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solyomos, P., Stevens, M. H. H. y Wagner, H.** (2016). Vegan: community ecology package. *R package version 2.0-7*.
- Oporto, S., Arriaga-Weiss, S. L. y Castro-Luna, A. A.** (2015). Diversidad y composición de murciélagos frugívoros en bosques secundarios de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(2), 431-439.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.009>
- Pócs, T.** (1980). The epiphytic biomass and its effect on the water balance of two rain forest types in the Uluguru Mountains (Tanzania, East Africa). *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 26, 143-167.
- Pócs, T.** (1996). Epiphyllous liverwort diversity at world-wide level and its threat and conservation. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Serie: Botanica*, 67(1), 109-127.
<https://doi.org/10.32800/abc.2016.39.0077>
- Pócs, T., Bernecker, A. y Tixier, P.** (2014). Synopsis and key to species of Neotropical Cololejeunea (Lejeuneaceae). *Acta Botanica Hungarica*, 56(1-2), 185-226.
<https://doi.org/10.1556/abot.56.2014.1-2.14>
- R Development Core Team** (2008). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
<http://www.R-project.org>
- Reyes, D.** (1982). El género *Diplasiolejeunea* en Cuba. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 28, 145-180.
- Salazar-Allen, N.** (2001). Las briofitas o musgos de los bosques nubosos. En S. Heckadon-Moreno, *Puente biológico* (pp. 81-86). Panamá: Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales.
- Schäfer-Verwimp, A.** (2014). Towards a more complete knowledge of the liverwort flora of Panama. *Phytotaxa*, 172(3), 201-234.
<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.172.3.3>
- Sierra, A. M., Toledo, J. J., Salazar-Allen, N. y Zartman, C. E.** (2018). Reproductive traits as predictors of assembly chronosequence patterns in epiphyllous bryophyte metacommunities. *Journal of Ecology*, 107(2), 875-886.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13058>
- Slack, N. G.** (2011). The Ecological Value of Bryophytes as Indicators of Climate Change. En Z. Tuba, N. G.

Slack y L. Stark (eds.), *Bryophyte Ecology and Climate Change* (pp. 1-12). Cambridge: Cambridge University Press.

<https://doi.org/10.1017/cbo9780511779701.002>

Sonnleitner, M., Dullinger, S., Wanek, W. y Zechmeister, H. (2009). Microclimatic patterns correlate with the distribution of epiphyllous bryophytes in a tropical lowland rain forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3), 321-330.

<https://doi.org/10.1017/s0266467409006002>

Winkler, S. (1967). Die epiphyllen Moose der Nebelwälder von El Salvador C. A. *Revue Bryologique et Lichénologique*, 35, 303-369.

Wolf, J. H. D. (1993a). *Ecology of epiphytes and epiphytic communities in montane rainforests, Colombia* (tesis de PhD). University of Amsterdam, Amsterdam.

Wolf, J. (1993b). Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80, 928-960.

Ye, W., Gradstein, S. R., Shaw, A. J., Shaw, B., Ho, B. C., Schäfer-Verwimp, A. y Zhu, R. L. (2015). Phylogeny and classification of Lejeuneaceae subtribe Cheilolejeuneinae (Marchantiophyta) based on nuclear and plastid molecular markers. *Cryptogamie, Bryologie*, 36(4), 313-333.

<https://doi.org/10.7872/cryb/v36.iss4.2015.313>

Zartman, C. E. (2003). Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophytes communities in Central Amazonia. *Ecology*, 84(4), 948-954.

[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0948:hfoeb\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0948:hfoeb]2.0.co;2)

Zartman, C. E., Amaral, J. A., Figueiredo, J. N. y Sales Dambros, C. (2015). Drought Impacts Survivorship and Reproductive Strategies of Epiphyllous Leafy Liverwort in Central Amazonia. *Biotropica*, 47(2), 172-178.

<https://doi.org/10.1111/btp.12201>

Zhu, R. L. y So, M. L. (2001). Epiphyllous Liverworts of China. *Nova Hedwigia, Beiheft*, 121, 1- 418.



ANEXO

Anexo 1. Especies de Briófitos epífilos en cada una de las tres zonas del Sendero Panamá Verde, Parque Internacional La Amistad, Las Nubes, Tierras altas, Chiriquí, Panamá.

Especies	Zona A	Zona B	Zona C
Hepáticas			
<i>Acanthocoleus aberrans</i> (Lindenb. & Gottsche) Kruijt	1	0	1
<i>Anoplolejeuna conferta</i> (C. F. W. Meissn. ex Spreng.) A. Evans	0	3	0
<i>Brachiolejeunea laxifolia</i> (Taylor) Schiffn.	0	0	1
<i>Cheilelejeunea cf. tonduzana</i> (Steph.) W. Ye, R.L. Zhu & Gradst.	5	3	0
<i>Cheilelejeunea clausa</i> (Nees & Mont.) Steph.	0	1	0
<i>Cheilelejeunea filiformis</i> (Sw.) W. Ye, R.L. Zhu & Gradst.	4	1	0
<i>Cheilelejeunea</i> sp.	1	0	0
<i>Cheilelejeunea oncophylla</i> (Ångstr.) Grolle & M.E. Reiner	3	4	1
<i>Cololejeunea</i> sp. 1	3	2	0
<i>Cololejeunea</i> sp. 2	2	0	0
<i>Diplasiolejeunea brunnea</i> Steph.	2	3	0
<i>Diplasiolejeunea cavifolia</i> Steph.	1	2	0
<i>Diplasiolejeunea jonhsonii</i> A. Evans	0	1	0
<i>Diplasiolejeunea pellucida</i> (C. F. W. Meissn. ex Spreng.) Schiffn.	2	0	0
<i>Diplasiolejeunea</i> sp.	1	0	0
<i>Drepanolejeunea cf. fragilis</i> Bischl.	2	0	0
<i>Drepanolejeunea inchoata</i> (C.F.W. Meissn.) Steph.	1	2	1
<i>Drepanolejeunea lichenicola</i> (Spruce) Stephani	1	0	0
<i>Drepanolejeunea mosenii</i> Bischl.	0	2	2
<i>Drepanolejeunea</i> sp.	1	2	0
<i>Frullania</i> subgen. <i>Chonanthelia</i>	0	1	0
<i>Frullania</i> subgen. <i>Diastaloba</i>	0	1	0
<i>Harpalejeunea stricta</i> (Lindenb. & Gottsche) Steph.	0	0	1
<i>Lejeunea filipes</i> Spruce	1	3	1
<i>Lejeunea flava</i> (Sw.) Nees	4	3	1
<i>Lejeunea grossitexta</i> (Stephani) Reiner & Goda	1	0	0
<i>Lejeunea herminieri</i> Steph.	1	0	0
<i>Lejeunea isocalycina</i> (Nees) Spruce	2	0	0
<i>Lejeunea obtusangula</i> Spruce	2	0	0
<i>Lejeunea</i> sp.	0	2	0
<i>Metzgeria</i> aff. <i>conjugata</i> Lindb.	1	0	0
<i>Metzgeria ciliata</i> Raddi	1	3	1
<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Corda	0	1	0
<i>Metzgeria scyphigera</i> A. Evans	2	0	1
<i>Metzgeria</i> sp.	1	0	2
<i>Metzgeria uncigera</i> A. Evans	6	5	0
<i>Odontolejeunea lunulata</i> (F. Weber) Schiffner	9	9	3
<i>Plagiochila montagnei</i> Nees	3	4	0
<i>Plagiochila simplex</i> (Sw.) Lindenb.	3	0	1
<i>Plagiochila</i> sp.	1	1	0
<i>Trichocolea</i> sp.	0	1	0
Musgos			
<i>Daltonia</i> sp.	1	0	0
<i>Lepidopilum longifolium</i> Hampe	4	1	0
<i>Meteoridium remotifolium</i> (Müll. Hal.) Manuel	3	2	0
<i>Meteorium deppei</i> (Hornsch. ex Müll. Hal.) Mitt.	1	0	0
<i>Prionodon densus</i> (Sw. ex Hedw.) Müll. Hal.	1	0	0
<i>Rhynchostegiopsis costaricensis</i> H. Rob. & D.G. Griffin	1	0	0
<i>Sematophyllum adnatum</i> (Michx.) E. Britton	1	0	0



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Avifauna del centro forestal tropical Pedro Antonio Pineda, cuenca baja del río Calima (Buenaventura, Colombia)

Birds of the “Pedro Antonio Pineda” tropical forest center, lower basin of Calima river (Buenaventura, Colombia)

Stefanny Patiño-Forero¹ , Camila Martínez-Páez¹ , Miguel Ángel Quimbayo-Cardona¹ 
y Hugo Nelson Loaiza-Hernández² 

Recepción: 27 de abril de 2019

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Patiño-Forero, S., Martínez-Páez, C., Quimbayo-Cardona, M. A. y Loaiza-Hernández, H. N. (2020). Avifauna del centro forestal tropical Pedro Antonio Pineda, cuenca baja del río Calima (Buenaventura, Colombia). *Colombia Forestal*, 23(2), 59-74.

Resumen

El Centro Forestal Tropical (CFT) Pedro Antonio Pineda (Buenaventura, Colombia) es el principal centro rural de formación académica de la Facultad de Ingeniería Forestal de la Universidad del Tolima, el cual se ubica en territorio del consejo comunitario de comunidades afrodescendientes. Entre 2013 y 2017 se realizaron observaciones en siete localidades asociadas a tres tipos de hábitat (áreas abiertas, borde de bosque e interior de bosque), principalmente en abril y septiembre para aportar al conocimiento de las aves del bosque húmedo tropical del CFT. Se registraron 166 especies (20 órdenes y 40 familias taxonómicas); el orden con mayor abundancia relativa fue Passeriformes (62.6 %) y las familias con mayor abundancia relativa fueron Thraupidae (17.3 %) y Tyrannidae (8.9 %). Se registraron 22 especies casi endémicas y 31 con estatus migratorio; desde un contexto regional la mayoría de las aves fueron registradas en áreas abiertas (44 especies) seguidas por especies de borde de bosque (42 especies).

Palabras clave: abundancia, bajo Calima, biodiversidad, bosque húmedo tropical, endemismos.

Abstract

The Tropical Forestry Center (CFT) “Pedro Antonio Pineda” (Buenaventura, Colombia), is the main academic training center with rural character at the Faculty of Forestry Engineering, University of Tolima, located at the territory of the community council of Afro-descendant communities. Between 2013 and 2017, observations were made in seven locations associated with three habitat types (open areas, forest edge and forest interior), mainly in April and September, to provide knowledge of the tropical forest birds of the CFT. In overall, 166 species were registered (20 orders and 40 taxonomic families); the order with the highest relative abundance was Passeriformes (62.6%) and the families with the highest relative abundance were Thraupidae (17.3%) and Tyrannidae (8.9%). There were 22 species nearly endemic and 31 with migratory status; from a regional context, most of the birds were recorded in open areas (44 species) followed by forest edge species (42 species).

Keywords: abundance, bajo Calima, biodiversity, endemism, tropical humid forest.

1 Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. spatinof@ut.edu.co; martinezkami@hotmail.com; miguelq@ut.edu.co; hnoaiza.h@ut.edu.co

2 Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. hnoaiza.h@ut.edu.co

INTRODUCCIÓN

Colombia forma parte de los 14 países biológicamente más ricos del mundo. Ocupa el 0.22 % de la superficie terrestre y se posiciona en el segundo lugar en biodiversidad, sobresaliendo por albergar el 10 % del total de la fauna y flora existentes en la tierra en una extensión del 0.8 % de la superficie del planeta (Andrade, 2011; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2012). En cuanto a aves, sobresale por ser el país más diverso ya que posee alrededor de 1932 especies, equivalente al 19 % de las 10 507 especies de aves conocidas en el mundo, superando en diversidad a países como Perú y Brasil (Ayerbe, 2018; Donegan *et al.*, 2015).

Del total de especies de aves presentes en Colombia existen en riesgo de extinción 118 en los bosques húmedos de los Andes y en la costa Pacífica, de las cuales 87 son endémicas de nuestro territorio nacional (Rengifo *et al.*, 2014). Entre las principales causas de amenazas se encuentran la deforestación, las actividades agrícolas y ganaderas, el comercio y cacería, la extracción de madera y los cultivos ilícitos, entre otros (Andrade, 2011).

Actualmente la pérdida de bosques avanza a un ritmo acelerado. No obstante, en el mundo, en algunos países la deforestación se ha hecho más lenta; en América del Sur se registra la mayor pérdida neta de bosques y en Colombia no se da el caso contrario (Andrade, 2011). Tal situación no ha sido afrontada y la alteración de la cobertura boscosa aumenta continuamente, especialmente en zonas donde no hay o es poco el registro existente sobre su biodiversidad. En los últimos 25 años el país perdió 8.4 % de los bosques que estaban en pie en 1990, esto a causa principalmente de la tasa de deforestación (García, 2014). El principal determinante de deforestación en Colombia es la conversión de los bosques en tierras agrícolas o ganaderas, la tala ilegal, así como causas naturales como consecuencia del abandono de las prácticas agrícolas tradicionales, entre otras causas (Andrade, 2011; Armenteras y Rodríguez, 2014; García, 2014). En la región Pacífica la principal causa de deforestación y degradación forestal

se relaciona con el crecimiento de la industria maderera y la tala ilegal. En esta región se extrae gran parte de la madera aserrada y de la materia prima para la industria de pulpa de papel que se consume en el país; de igual forma, se presenta la transformación de la tierra para cultivos para el autoconsumo y pastos para actividades ganaderas extensivas (García, 2014). Es en tierras bajas donde en la actualidad se presenta la mayor pérdida por deforestación (Armenteras y Rodríguez, 2014).

La costa pacífica colombiana, incluida dentro de la provincia biogeográfica Chocó-Magdalena, es considerada como una de las regiones con mayor diversidad biológica del planeta. Contiene el 8 % de los bosques naturales del país y la mitad de su territorio está constituida por formaciones boscosas húmedas, en las cuales se observa como cobertura dominante los manglares, pastizales húmedos, humedales, bosques aluviales y bosques húmedos de tierras bajas, entre otros (Botero, 2010; Valoyes *et al.*, 2012; García, 2014). Esta región es considerada uno de los más importantes *hotspots* identificados en el planeta (Chocó-Darién) (Myers *et al.*, 2000), en el cual se tienen registros de 778 especies de aves, 180 especies de mamíferos, 188 especies de reptiles y 137 especies de anfibios (Rangel, 2015).

El Centro Forestal Tropical (CFT) Pedro Antonio Pineda, localizado en el municipio de Buenaventura, se ha caracterizado desde hace más de 40 años por la realización de actividades académicas, de proyección social y de investigación por parte de la Facultad de Ingeniería Forestal de la Universidad del Tolima, enfocadas a estudios del bosque y especies arbóreas que lo componen. En estas se cuenta con la participación directa de las comunidades afrodescendientes de la región de la cuenca baja del río Calima y se orientan al manejo sostenible del bosque, aunque con vacíos sobre el conocimiento de la fauna silvestre, especialmente el grupo de las aves. Para este caso fueron registradas 166 especies de aves que utilizan los bosques secundarios de las cuales el 82 % son residentes y el 18 % son migratorias, incluidas especies en categorías de riesgo y casi endémicas para Colombia.

El objetivo de este estudio fue conocer la diversidad de la avifauna del bosque húmedo del CFT Pedro Antonio Pineda, en la cuenca bajo del río Calima (Buenaventura, Colombia).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La región del Bajo Calima cuenta con una extensión que supera las 65 000 ha localizadas en la cuenca baja del río Calima; se ubica aproximadamente a 3°59'00" de latitud norte y 76°53'76" de longitud oeste, a 40 km del municipio de Buenaventura, en el departamento del Valle del Cauca, sobre la vertiente izquierda de la cordillera Occidental con influencias por la zona de confluencia de la corriente intertropical. Se define como una provincia climática cálida perhúmeda, la cual se caracteriza por presentar una temperatura promedio anual superior a 24°C, alturas que van desde 0 a 600 m de altitud, precipitación de 7445 mm anuales, alta humedad relativa mayor de 100 % y brillo solar de acuerdo con la época del año y la latitud (Bocanegra *et al.*, 2009). Esta zona se caracteriza por la presencia de comunidades afrodescendientes, quienes bajo la Ley 70 de 1993 conformaron el concejo comunitario del Bajo Calima (Lozano y González, 2009).

En el CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima, se encuentran representados bosques muy húmedos y pluviales; actualmente constituidos por bosques secundarios como resultado de la explotación a tala rasa de madera para transformarla en pulpa por

parte de la Concesión Forestal de Pulpapel, entre 1959 a 1993 (Lozano y González, 2009). Esta área tiene una extensión de aproximadamente 20 000 ha equivalentes al 35 % del territorio; el resto de vegetación está conformada por bosques primarios afectados por la actividad antrópica de la explotación maderera, clasificándolos como bosques primarios intervenidos a poco intervenidos (50 % del territorio). Estos bosques se encuentran circunscritos a las áreas del territorio con poca accesibilidad en los paisajes de colinas altas y se estima que representan al menos 15 % del área total (Moreno, 2009).

Registro de aves

Entre los años 2013 y 2017 se realizaron observaciones en tres tipos de hábitat (área abierta, borde de bosque e interior de bosque) en los bosques secundarios encontrados en los alrededores del CFT, una vez por semestre durante una semana principalmente en los meses de abril y septiembre con el fin de tomar registros en las dos diferentes temporadas climáticas que se presentan en la región y así poder observar cambios en la presencia, riqueza y abundancia de especies. Las observaciones al interior del bosque se realizaron a 200 m del borde.

El registro de aves se realizó siguiendo la metodología propuesta por Villareal *et al.* (2004). Se realizaron observaciones con binóculos 7x50 en las mañanas entre las 05:30 y 10:00 horas y en las tardes entre las 16:00 y 19:00 horas. Para un total de 630 horas de observación (90 horas por tipo de hábitat), tomando puntos de georreferenciación en cada uno (tabla 1 y figura 1).

Tabla 1. Sitios de muestreo para el avistamiento de aves del CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima, Buenaventura

Punto conteo	Coordenadas		Localidad	Tipo de hábitat	Altura (m)
	X	Y			
1	1009710.907	928959.893	Quebrada el puente	Área abierta	34
2	1009983.013	928795.895	Quebrada el puente	Área abierta	37
3	1010433.696	927351.406	Borde carretera (Vía CFT-Vivero)	Borde bosque	73
4	1009494.326	929168.129	Borde carretera (Vía CFT-Brisas)	Borde bosque	16
5	1009098.2	929426.108	Borde carretera (Vía CFT-Brisas)	Borde bosque	57
6	1009629.47	928915.653	CFT	Borde bosque	18
7	1009592.452	928913.806	Sotobosque (CFT)	Interior bosque	21

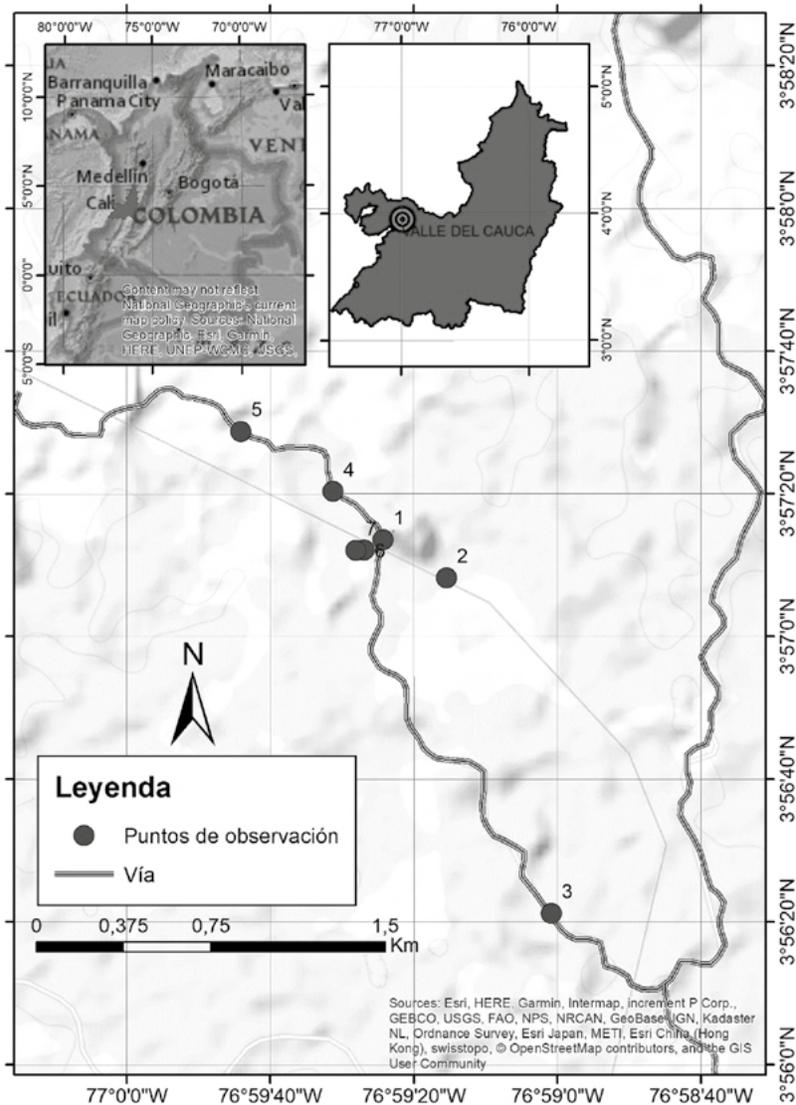


Figura 1. Localización del CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima, Buenaventura.

Durante las observaciones en campo se realizaron anotaciones de las especies avistadas (nombre común y científico), número de individuos por especie, tipo de hábitat donde se registró y sexo (para las especies con dimorfismo sexual).

Los individuos observados fueron identificados hasta su especie; para la identificación se utilizaron guías de identificación de aves de Colombia (McMullan *et al.*, 2010). La clasificación taxonómica de las especies siguió la propuesta de *South American Classification Committee* (versión 8,

julio de 2019). Se realizó un listado de aves y se procedió a la verificación de su distribución en la región del Pacífico con base en Ayerbe (2018).

Análisis de los datos

Para el análisis de las especies de aves registradas fueron tenidos en cuenta aspectos ecológicos, presiones, amenazas y vulnerabilidades, soportados en la documentación de historia de vida de los libros de guía de identificación de aves para

Colombia. Estos análisis corresponden a rasgos funcionales tales como dieta (D), estrategia de forrajeo (F), estrato de forrajeo (EF), tipo de anidamiento (TA), comportamiento social (CS), estatus migratorio (EM) (López *et al.*, 2016) y se estableció tipo de anidación en cavidad (excavadoras o no excavadoras) (McComb, 2008) y grado de amenaza según Renjifo *et al.* (2014). Esto se complementó con la determinación de cuáles de las especies son endémicas o casi endémicas según el listado actualizado por Chaparro *et al.* (2013), Avendaño *et al.* (2017) y Ayerbe (2018).

Dependiendo del tipo de hábitat se clasificó según las “categorías ecológicas” establecidas por Stiles y Bohórquez (2000), las cuales corresponden a:

“I: especies de bosque, divididas en Ia: especies restringidas al bosque primario o poco alterado y Ib: especies no restringidas al bosque primario o poco alterado; II: especies de bosque secundario o bordes de bosque, o de amplia tolerancia; III: especies de áreas abiertas, IV: especies acuáticas dividida en dos grupos, IVa: especies acuáticas asociadas a cuerpos de agua sombreados o con la vegetación densa al borde del agua y IVb, especies acuáticas asociadas

a cuerpos de agua sin sombra, orillas abiertas o con vegetación baja; y por último V: especies aéreas divididas en Va: especies aéreas que requieren por lo menos parches de bosque; Vb, especies aéreas indiferentes a la presencia de bosque”.

RESULTADOS

Se reconoció un total de 562 individuos, pertenecientes a 166 especies de 20 órdenes y 40 familias taxonómicas (anexo 1), los cuales fueron registrados mediante observación directa. El orden de mayor abundancia relativa fue Passeriformes (62.5 %), seguido de Apodiformes (8.3 %). La familia de mayor abundancia relativa de especies correspondió a Thraupidae (17.3 %), seguida de las familias Tyrannidae (8.9 %), Trochillidae (7.1 %) y Tamnophilidae (6.5 %) y otras con menor abundancia relativa (figura 2).

La mayoría de las aves registradas (45 %) se consideraron como exclusivamente insectívoras, 30 % fueron frugívoras y 8 % granívoras y nectarívoras, respectivamente (figura 3). Con base en información de la historia de vida de las especies referenciada en Hilty y Brown (1986) y en las

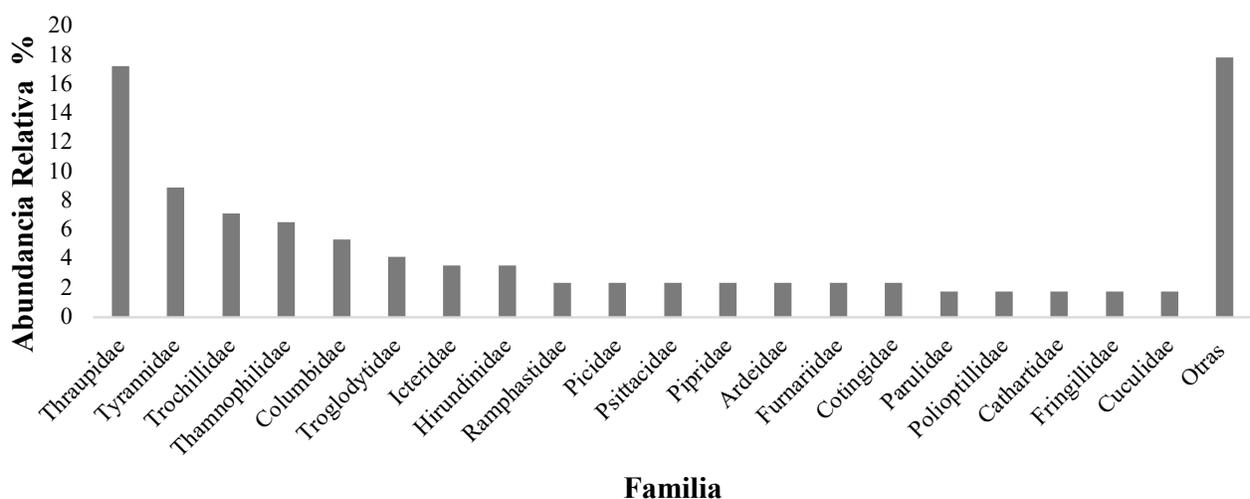


Figura 2. Abundancia relativa de especies de aves por familia, para los alrededores y en CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima.

observaciones directas de campo se identificó que el método más utilizado para encontrar el alimento por estas aves fue el de rebuscadores (55 %), seguido por los atrapadores (29 %) y otros con menor abundancia; el estrato de forrajeo donde se alimentan las especies tuvo mayor inclinación por el sotobosque (49 %), seguido por el dosel (26 %) y suelo (14 %).

Se evidenció una alta inclinación hacia el anidamiento individual con el 89 % del total de especies observadas, mientras que solo el 11 % de las especies registradas presentaron un apoyo entre individuos de la misma especie. En relación con el comportamiento social se encontró que el 47 % participó en bandadas (26 % bandada mixta y 21 % bandada monoespecífica), el 42 % de las especies identificadas presentó un comportamiento solitario y un menor porcentaje (10 %) tuvo un comportamiento social de congregación.

El 82 % del total de especies observadas fueron residentes. Se identificaron 31 especies (18 %) en estatus migratorio, de las cuales 17 especies (10 %) son migratorias locales, 12 especies (7 %) migratorias continentales; finalmente, dos especies (1 %) son migratorias altitudinales, con base en la descripción ecológica de las especies registradas tomadas de López *et al.* (2016; anexo 1).

El 18 % de las especies registradas anidó y llevó a cabo su fase de reproducción dentro de cavidades que están dispuestas en árboles; de los cuales el 14 % correspondieron a aves que habitan huecos ya existentes dentro de árboles y el 4 % fueron aves que fabrican sus propias cavidades (anexo 1). Según las categorías de riesgo, en la nación se registró una especie *Patagioenas subvinacea* (Columbidae) en la categoría VU (vulnerable) y la especie *Tangara johannae* (Thraupidae) se encuentra en la categoría LC (bajo riesgo). No se registraron especies en la categoría de riesgo nacional según la resolución n.º 1912 de 2017. Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), se registraron tres especies en categoría NT (casi amenazada) *Ramphastos ambiguus* (Ramphastidae), *Amazona farinosa* (Psittacidae) y *Tangara johannae* (Thraupidae), tanto en el marco internacional como el nacional. También, se registraron 22 especies casi-endémicas y dos especies de interés para Colombia (*Amazilia amabilis* y *Chalybura ucrochrysia* – Trochilidae) (Chaparro *et al.*, 2013; anexo 1).

Con base en la documentación de historia de vida de las especies registradas en las localidades establecidas en los diferentes tipos de hábitat donde se realizaron las observaciones (interior de bosque, área abierta y borde de bosque), se

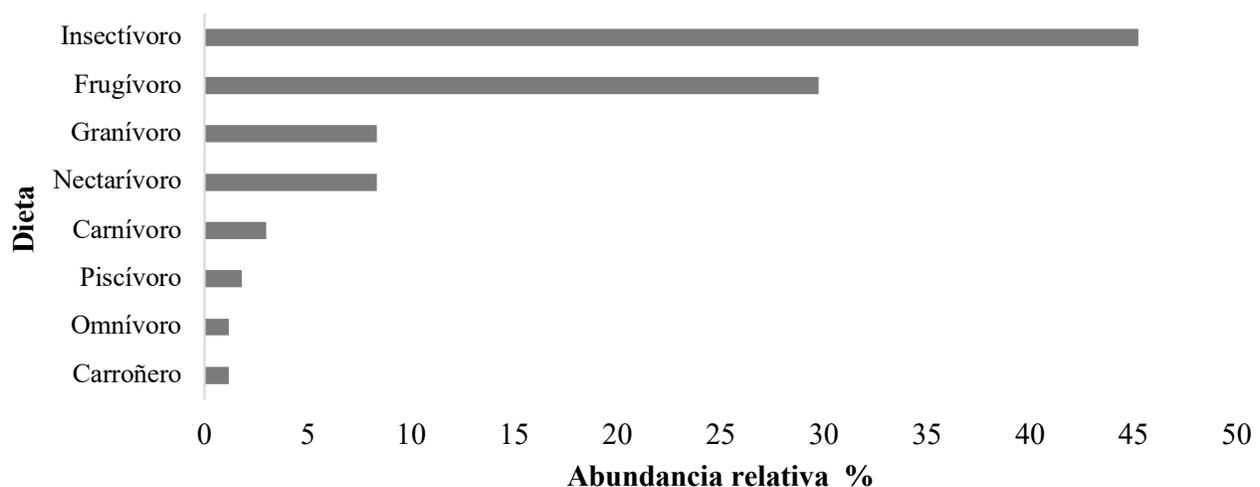


Figura 3. Abundancia relativa de la dieta de las aves presentes en el CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima, Colombia.

identificaron las categorías ecológicas a las cuales corresponde cada especie. Se registró en la categoría ecológica la 20 especies (11.9 %); Ib representada por 33 especies (19.6 %); II fue la más

numerosa con 69 especies (41.1 %); III registró 32 especies (19 %); IVa, tres especies; IVb presentó siete especies; Va y Vb registraron dos especies cada una (figura 4, anexo 1).

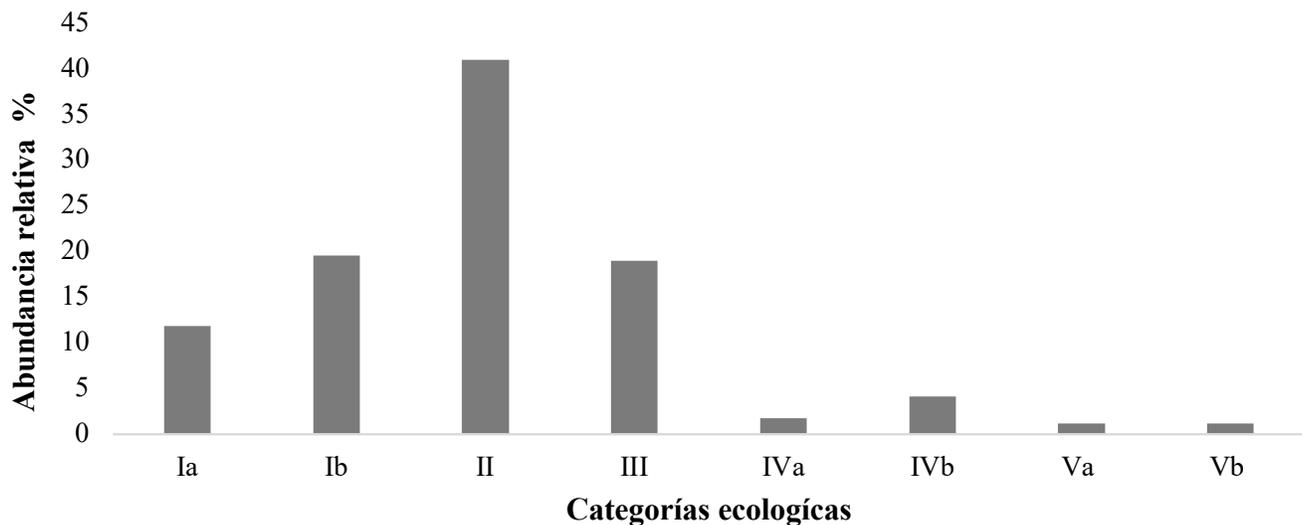


Figura 4. Categorías ecológicas de las especies de aves registradas en el CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima, Colombia.

DISCUSIÓN

El total de aves registradas en los alrededores del CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima (166 especies) equivale al 8.6 % del total conocido para Colombia (1932 especies) y al 21.3 % de las especies presentes en la región del Choco biogeográfico, según lo reportado por Rangel (2005; 2015). Este último registró 778 especies de aves para esta región, lo que equivale al 41 % de la riqueza avifaunística del país y al 32 % de las especies registradas en la región Pacífica, de acuerdo con Calderón-Leytón, et al. (2011) para el departamento de Nariño. En la cuenca media del río Calima Castillo-Crespo y Gonzales-Anaya (2007) registraron 320 especies de aves que representan aproximadamente el 32.7 % de las aves registradas para el Valle del Cauca. Para esta misma zona se encuentran reportes con aumento de 522 especies, que actualmente significan el 53.3 % de las especies (Fundación Trópico

y Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca [FT-CARVC], 2017); Quimbayo (2009) reporta resultados inferiores con 85 especies para la misma zona de estudio.

Estos valores de riqueza son una interesante representatividad de aves, teniendo en cuenta que corresponde al 20 % de las especies registradas para el Choco biogeográfico. Estos valores se deben a las características de la estructura del bosque; y a pesar de la presión antrópica asociada a las actividades de explotación tradicional de madera en el área de estudio, estos bosques secundarios se encuentran en un estado de conservación y recuperación mediante un proceso de sucesión natural con una tendencia a la heterogeneidad y variedad de hábitat que se pueden apreciar en más de tres estratos, de igual modo su composición florística puede superar las 70 especies por ha. Se ha señalado que la estratificación tanto horizontal como vertical de la vegetación logra promover la

coexistencia de un mayor número de especies de aves, ya que estas se benefician tanto de la cobertura protectora como de los recursos alimenticios disponibles (FT-CARVC, 2017).

Según Avendaño (2017), las regiones de la costa Pacífica y el Chocó presentan una concentración de publicaciones sobre la avifauna del 9.1 % y 5.0 %, respectivamente, con registros desde los años 1986. No obstante, estos registros corresponden a la región del Pacífico sur y del Chocó-Darién.

La alta representación de las familias Thraupidae y Tyrannidae coincide con los resultados reportados por la FT-CARVC (2017) en el establecimiento de un área protegida en el Alto y Bajo Calima, por Ayerbe *et al.* (2008) para el departamento del Cauca y Rangel (2004) para el Chocó biogeográfico. Tal situación favorece que la mayoría de estas especies se caractericen por ser relativamente “comunes”, presentando una amplia distribución geográfica, razón por la cual tienden a ser las más abundantes localmente que aquellas especies que presentan distribución restringida (FT-CARVC, 2017). Esto también se da por las características del hábitat y la disponibilidad de alimento (Peña y Claros, 2016). En este sentido, los gremios tróficos insectívoros y frugívoros fueron los más representativos, dado que los artrópodos son un recurso disponible durante todo el año, en contraste, a las flores, frutos y semillas que son recursos con picos de abundancia marcados durante periodos cortos (FT-CARVC, 2017). Estos resultados coinciden con lo reportado por Quimbayo (2009) para la misma zona de estudio, y por la FT-CARVC (2017) en el establecimiento de un área protegida en el Alto y Bajo Calima.

Por otro lado, las especies casi endémicas registradas representaron el 11 % del total de esta categoría en Colombia (Chaparro *et al.*, 2013). Se destacó *Tangara johannae* registrada por Quimbayo (2009) en la misma zona de estudio y por la FT-CARVC (2017) en el establecimiento de un área protegida en el Alto y Bajo Calima. Esta especie se encuentra internacionalmente en

categoría NT (UICN), mientras que a nivel nacional se encuentra en categoría LC (Rengifo, 2014).

La abundancia relativa de especies en la categoría ecológica II (42 %) demostró que el estado del ecosistema representado principalmente por bosques secundarios se mantiene, en contraste con la categoría ecológica I (12.3 %) que es uno de los tipos de cobertura natural que poco se presenta en la zona de estudio. Estos bosques secundarios encontrados en los alrededores del CFT son el resultado del aprovechamiento de la tala rasa realizada entre los decenios de 1970 y 1980 en aproximadamente el 35 % de este territorio. Están constituidos en su mayoría por árboles de pequeñas dimensiones que no superaron los 30 cm de diámetro normal y menos 20 m de altura total y actualmente son la mayor fuente de abastecimiento de madera de la explotación tradicional maderera que realizan las comunidades afrodescendientes. Especies de bosques maduros como chanul, trapichero y chachajo son muy escasas, aunque en las categorías inferiores de la regeneración natural pueden estar presentes. A pesar de la corta edad de recuperación, estos bosques tienden a la heterogeneidad ya que se pueden apreciar más de tres estratos y en cuanto a la composición florística superan las 70 especies por hectárea. En contraste, la ampliación de la frontera agrícola también ejerce presión en el ecosistema natural mediante la implementación de frutales como árbol del pan, zapote, guabos, caimos, anón, borjón, limón y guayabilla, en algunas ocasiones asociados a sistemas agroforestales; otras plantas agrícolas representativas en la zona de estudio son papa china, maíz, arroz, plátano primitivo, yuca y lulo, junto a una gran variedad de plantas medicinales. Además, las comunidades asentadas en este territorio tienen a la fauna silvestre como fuente de proteína a partir de la caza tradicional de especies como guagua (*Cuniculus paca*), guatín (*Dasyprocta punctata*), entre otros (Moreno, 2009). A pesar de los diferentes contrastes productivos y culturales sobre el manejo tradicional, estos bosques

secundarios actúan como hábitat y proveedores de alimento de la mayoría de especies de aves registradas, contando con una interesante representatividad de especies residentes de la zona (82 %). En relación con las aves migratorias, las 31 especies identificadas en algún estatus migratorio para este estudio son similares a lo reportado por la FT-CARVC (2017), quienes registraron un total de 26 especies de aves migratorias para la zona del Alto y Bajo Calima.

Los bosques del bajo Calima conservan, a pesar del actual deterioro de sus estructuras por la acción antrópica, la composición florística y riqueza de especies de los bosques originales. Lo cual se convierte en un escenario de gran interés para la implementación de estrategias de conservación y manejo sostenible que lleven a la producción de bienes y servicios ecosistémicos, la conservación de áreas forestales y de interés cultural, así como su relación ecológica con las especies de aves, esto con la participación comunitaria que permita por igual el rescate de su patrimonio cultural y biológico.

CONCLUSIONES

Este registro de las especies de aves del CFT del Bajo Calima es la primera aproximación al conocimiento de la diversidad de fauna silvestre después de 50 años de presencia de la Universidad del Tolima en la región.

A pesar de la presión antrópica asociada a las actividades de explotación tradicional de madera, estos bosques secundarios se encuentran en estado de recuperación mediante procesos de sucesión natural con una tendencia a la heterogeneidad, ya que se pueden apreciar más de tres estratos y la composición florística puede superar las 70 especies por ha. Estas características estructurales del bosque permiten contar con una interesante representatividad de aves, teniendo en cuenta que corresponde al 20 % de las especies registradas

para el Choco biogeográfico y que no se reportan especies en categorías de riesgo en la nación, pero sí actúa como hábitat para 22 especies casi endémicas y para especies que requieren de cavidades de árboles para anidación y el 82 % de las especies residentes.

Se sugiere establecer actividades de monitoreo de las especies endémicas en: categorías de riesgo, especies en las categorías ecológicas Ia y Ib y especies que cumplen con funciones ecológicas asociadas a los servicios ecosistémicos de regulación (control de insectos, polinización y dispersión de semillas), mediante observaciones periódicas tanto en los bosques secundarios como primarios,

AGRADECIMIENTOS

Al ingeniero Nelson Javier Albarán, director del CFT Pedro Antonio Pineda, Bajo Calima, de la Universidad del Tolima, por toda la colaboración y el apoyo en las gestiones. Al profesor Omar Melo, por el acompañamiento en algunas de sus prácticas. A la profesora Johanna Magaly García, por la disponibilidad de información de las prácticas de su asignatura Diagnóstico de cuencas. Al ingeniero Julián Leal Villamil, por el apoyo en la cartografía. Y a la comunidad de Las Brisas, por el acompañamiento y apoyo en cada una de las salidas de campo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Todos los autores planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo el trabajo en campo y laboratorio, analizaron los datos y redactaron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Andrade, M. G.** (2011). Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(137), 491-507.
- Armenteras, D. y Rodríguez, N.** (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latino América: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, 17(2), 233-246.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>
- Avendaño, J. E., Bohórquez, C. I., Rosselli, L., Arzuza-Buelvas, D., Estela, F. A., Cuervo, A. M., Stiles, F. G y Renjifo, L. M.** (2017). Lista de chequeo de las aves de Colombia: una síntesis del estado del conocimiento desde Hilty & Brown (1986). *Ornitología Colombiana*, 16 (eA01), 1-83.
- Ayerbe, F., López, J. P., González, M. F., Estela, F. A., Ramírez, M. B., Sandoval, J. V. y Gómez, L. G.** (2008). Aves del departamento del Cauca-Colombia. *Biota Colombiana*, 9(1), 77-132.
- Ayerbe, F. Q.** (2018). *Guía ilustrada de la avifauna colombiana*. Colombia: Wildlife Conservation Society.
- Bocanegra, W., Ossa, G. y Melo, O. A.** (2009). La región del Bajo Calima. En O. A. Melo y L. A. Lozano (eds.), *Los bosques secundarios del trópico húmedo colombiano* (p. 139). Ibagué, Colombia: Universidad del Tolima.
- Botero, C. A.** (2010). *El Chocó biogeográfico un tesoro de la naturaleza*.
<https://www.gestiopolis.com/choco-biogeografico-tesoro-naturaleza/>
- Calderón-Leytón, J. J., Flórez, C., Cabrera-Finley, A. y Rosero, Y.** (2011). Aves del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colombiana*, 12(1).
- Castillo-Crespo, L. S. y González-Anaya, M.** (2007). *Avances en la implementación del Plan de Acción en Biodiversidad del Valle del Cauca*. Agenda de investigación en biodiversidad y vertebrados amenazados. Cali, Colombia: Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca.
- Chaparro, S., Echeverry, M. A., Córdoba, S. y Sua, A.** (2013). Listado actualizado de las aves endémicas y casi endémicas de Colombia. *Biota Colombiana*, 14(12), 235-272.
- Donegan, T., Quevedo, A., Verhelst J. C., Cortés, O., Ellery, T. y Salaman, P.** (2015). Revision of the status of bird species occurring or reported in Colombia 2015, with discussion of BirdLife International's new taxonomy. *Conservación Colombiana*, 23, 3-48.
- Fundación Trópico y Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca** (2017). *Establecimiento de un área protegida en el Alto y Bajo Calima, área clave de biodiversidad en el Valle del Cauca*. Colombia.
- García, H.** (2014). *Deforestación en Colombia: retos y perspectivas*. Fedesarrollo.
<https://www.repository.fedesarrollo.org.co/handle/11445/337>
- González, P. L., Estades, C. F. y Simonetti, J. A.** (2006). Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. *Oecología*, 148(1), 137-143.
<https://doi.org/10.1007/s00442-005-0338-3>
- Hilty, S. L. y Brown, W. L.** (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton, Nueva Jersey: Princeton University Press.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt** (2012). *Informe sobre el estado de los recursos naturales renovables y del ambiente, componente de biodiversidad, 2010-2011*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- López, J. P., Stiles F. G. y Parra, J. L.** (2016). Protocolo para la medición de rasgos funcionales en aves. En B. Salgado (ed.), *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones* (p. 236). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Lozano, L. A. y González, J. I.** (2009). Explotación maderera tradicional de tucas y varas en los bosques secundarios del Bajo Calima. En O. A. Melo y L. A. Lozano (eds.), *Los bosques secundarios del trópico húmedo colombiano* (p. 139). Ibagué, Colombia: Universidad del Tolima.

- McComb, B.** (2008). *Wildlife Habitat Management: Concepts and Applications in Forestry*. (1ra ed.). Oregon State University, Corvallis, Oregon, EE. UU.: CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9781420007633>
- McMullan, M., Donegan, T. M. y Quevedo, A.** (2010). *Guía de campo de las aves de Colombia*. Bogotá, Colombia: Fundación ProAves.
- Moreno, S.** (2009). El pueblo negro del territorio ancestral del Bajo Calima. En O. A. Melo y L. A. Lozano (eds.), *Los bosques secundarios del trópico húmedo colombiano* (p. 139). Ibagué, Colombia: Universidad del Tolima.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. y Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-8.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Peña, J. L. y Claros, A. F.** (2016). Estudio preliminar de la avifauna en el campus de la Universidad de la Amazonia, en Florencia, Caquetá. Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 6(1), 85-92.
<https://doi.org/10.18636/bioneotropical.v6i1.352>
- Quimbayo, M. A.** (2009). Fauna silvestre. En O. A. Melo, y L. A. Lozano (eds.), *Los bosques secundarios del trópico húmedo colombiano* (p. 139). Ibagué, Colombia: Universidad del Tolima.
- Rangel, J. O.** (2004). Notas sobre la riqueza avifaunística en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel, (ed.), *Colombia diversidad biótica IV. El Chocó biogeográfico/costa Pacífica*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel, J. O.** (2005). La biodiversidad de Colombia. *Palim: Revista de las Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional de Colombia*, 5, 1657-5083.
<http://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/136>
- Rangel, J. O.** (2015). La biodiversidad de Colombia: significado y distribución regional. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 31(151), 176-200.
<https://doi.org/10.18257/raccefyn.136>
- Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez, J., Amaya, A. M., Kattan, G. H., Amaya, J. D. y Burbano, J.** (2014). *Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Stiles, F. G y Bohórquez, C. I.** (2000). Evaluando el estado de la biodiversidad: el caso de la avifauna de la serranía de las Quinchas, Boyacá, Colombia. *Caldasia*, 22(1), 61-92.
- Valoyes, Z., Ramírez, G., Klinger, W. y Carabalí, F.** (2012). Componente ecosistémico: identificación y caracterización de la estructura ecológica principal del Chocó biogeográfico según criterio de diversidad y singularidad de especies y ecosistemas. *Bioetnia*, 9(2), 111-135.

ANEXO

Anexo 1. Listado de especies encontradas en el Centro Forestal Tropical “Pedro Antonio Pineda” de la Universidad del Tolima, Bajo Calima, Buenaventura.

	Taxón	Nombre común	Características ecológicas
	TINAMIFORMES		
	Tinamidae		
1	<i>Crypturellus berlepschi</i> (Rothschild, 1897)	Tinamú de berlepsch	Ib - R - CE
	GALLIFORMES		
	Odontophoridae		
2	<i>Rhynchortyx cinctus</i> (Salvin, 1876)	Colín Carirrufo	Ib - R
	COLUMBIFORMES		
	Columbidae		
3	<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Pérez, 1886)	Tortolita azulada	II - R
4	<i>Columba livia</i> (Linnaeus, 1758)	Paloma doméstica	III - I
5	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1809)	Tortola común/rojiza	III - MC
6	<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	Paloma cara roja	Ia - ML
7	<i>Leptotrygon veraguensis</i> (Lawrence, 1867)	Paloma-perdiz Cariblanca	R
8	<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	Paloma morada	III - R
9	<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)	Paloma escamosa	II - R
10	<i>Patagioenas subvinacea</i> (Lawrence, 1868)	Paloma colorada	Ib - R - VU
11	<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Torcaza naguiblanca	III - ML
	CUCULIFORMES		
	Cuculidae		
12	<i>Crotophaga major</i> (Gmelin, 1788)	Garrapatero piquiliso	II - R
13	<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)	Garrapatero común	III - R
14	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Cuco ardilla	Ib - R
	NYCTIBIIFORMES		
	Nyctibiidae		
15	<i>Nyctibius aethereus</i> (Wied, 1820)	Bienparado rabilargo	Ib - R
16	<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	Bienparado común	II - R
	CAPRIMULGIFORMES		
	Caprimulgidae		
17	<i>Chordeiles acutipennis</i> (Hermann, 1783)	Chotacabras menor	II - R
	APODIFORMES		
	Apodidae		
18	<i>Chaetura cinereiventris</i> (Sclater, 1862)	Vencejo ceniciento	Va - ML
19	<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	Vencejo acollarado	Va - ML
	Trochillidae		
20	<i>Amazilia tzacatl</i> (De la llave, 1833)	Amazilia colirrufa	III - R
21	<i>Polyerata amabilis</i> (Gould, 1853)	Colibrí pechiazul	II - R - EI
22	<i>Polyerata rosenbergi</i> (Boucard, 1895)	Amazilia del chocó	II - R - CE
23	<i>Chalybura buffonii</i> (Lesson, 1832)	Colibrí de buffon	II - R
24	<i>Chalybura urochrysis</i> (Gould, 1861)	Colibrí patirrojo	II - R - EI
25	<i>Discosura conversii</i> (Bourcier & Mulsant, 1846)	Cola de lira verde	Ib - R
26	<i>Florisuga mellivora</i> (Linnaeus, 1758)	Colibrí collarejo/nuca blanca	II - R
27	<i>Glaucis aeneus</i> (Lawrecen, 1867)	Ermitaño bronceado	II - R

	Taxón	Nombre común	Características ecológicas
28	<i>Heliodytes barroti</i> (Bourcier, 1843)	Hada coliblanca	Ib - R
29	<i>Phaethornis striigularis</i> (Gould, 1854)	Ermitaño golirrayado	II - R
30	<i>Phaethornis yaruqui</i> (Bourcier, 1851)	Ermitaño del pacífico	II - R - CE
31	<i>Threnetes ruckeri</i> (Bourcier, 1847)	Ermitaño barbudo	Ib - R
	GRUIFORMES		
	Rallidae		
32	<i>Porphyrio martinica</i> (Purple Gallinule)	Pollona azul	IVb - R
33	<i>Laterallus albigularis</i> (Lawrence, 1861)	Polluela chocona	IVb - R
	CHARADRIIFORMES		
	Charadriidae		
34	<i>Charadrius collaris</i> (Vieillot, 1818)	Chorlo de collar	IVb - ML
	Scolopacidae		
35	<i>Tringa solitaria</i> (Wilson, 1813)	Andarríos solitario	IVb - R
	SULIFORMES		
	Phalacrocoracidae		
36	<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	Cormorán neotropical	IVb - ML
	PELECANIFORMES		
	Ardeidae		
37	<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	Garza blanca	IVb - R
38	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1759)	Garcita rayada	IVb - ML
39	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	Garcita bueyera	III - ML
40	<i>Cochlearius cochlearius</i> (Linnaeus, 1766)	Garza de pico de barco	IVa - R
	CATHARTIFORMES		
	Cathartidae		
41	<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	Guala cabecirroja	Vb - MC
42	<i>Coragyps atratus</i> (Linnaeus, 1758)	Gallinazo negro	Vb - MC
	ACCIPITRIFORMES		
	Accipitridae		
43	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Gavilán caminero	II - R
44	<i>Leucopternis semiplumbeus</i> (Lawrence, 1861)	Halcón semiplumbroso	III - R
	STRIGIFORMES		
	Strigidae		
45	<i>Ciccaba virgata</i> (Cassin, 1850)	Búho moteado	Ia - R
46	<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	Currucutú común	II - R
	TROGONIFORMES		
	Trogonidae		
47	<i>Trogon chionurus</i> (Sclater and Salvin, 1871)	Trogón coliblanco occidental	Ib - R - CE
48	<i>Trogon massena</i> (Gould, 1838)	Trogón grande	Ib - R
	CORACIIFORMES		
	Momotidae		
49	<i>Electron platyrhynchum</i> (Leadbeater, 1829)	Momoto picoancho	Ia - R
	GALBULIFORMES		
	Bucconidae		
50	<i>Notharchus tectus</i> (Boddaert, 1783)	Bobo coronado	II - R
	PICIFORMES		
	Ramphastidae		
51	<i>Ramphastos ambiguus</i> (Swainson, 1823)	Tucán guarumero	Ib - R
52	<i>Ramphastos brevis</i> (Meyer de Schauensee, 1945)	Tucán del pacífico	Ib - R - CE

	Taxón	Nombre común	Características ecológicas
53	<i>Pteroglossus torquatus</i> (Gmelin, 1788) Picidae	Pichi collarejo	Ib - R
54	<i>Celeus loricatus</i> (Reichenbach, 1854)	Carpintero canelo	Ia - R
55	<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	Carpintero real	II - R
56	<i>Melanerpes pucherani</i> (Malherbe, 1849)	Carpintero antifaz	II - R
57	<i>Veniliornis kirkii</i> (Malherbe, 1845)	Carpintero rabirojo	II - R
FALCONIFORMES			
Falconidae			
58	<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	Halcón Guaco	II - R
PSITTACIFORMES			
Psittacidae			
59	<i>Amazona farinosa</i> (Boddaert, 1783)	Lora real	III - R
60	<i>Brotogeris jugularis</i> (Muller, 1776)	Periquito bronceado	II - R
61	<i>Pyrilia pulchra</i> (Berlepsch, 1897)	Lorito carirrosado	II - R - CE
62	<i>Pionus menstruus</i> (Linnaeus, 1766)	Cotorra cabeciazúl	II - R
PASSERIFORMES			
Thamnophilidae			
63	<i>Cercomacra nigricans</i> (Sclater, 1858)	Hormiguero yegúa	Ib - R
64	<i>Cercomacroides tyrannina</i> (Sclater, 1855)	Hormiguero negruzco/tirano	II - R
65	<i>Epinecrophylla fulviventris</i> (Lawrence, 1862)	Hormigüero leonado	Ia - R
66	<i>Gymnopathys bicolor</i> (Lawrence, 1863)	Hormiguero Bicolor	Ib - R
67	<i>Myrmotherula pacifica</i> (Hellmayr, 1911)	Hormiguero del pacífico	II - R - CE
68	<i>Myrmotherula axillaris</i> (Vieillot, 1817)	Hormiguero flaquiblanco	Ia - R
69	<i>Microrhopias quixensis</i> (Cornalia, 1849)	Hormiguerito del quijos o abanico	Ia - R
70	<i>Sipia berlepschi</i> (Hartert, 1898)	Hormiguero colimocho	Ib - R - CE
71	<i>Poliocrania exsul</i> (Sclater, 1859)	Hormiguero dorsicastaño	Ib - R
72	<i>Phaenostictus mcleannani</i> (Lawrence, 1860)	Hormiguero ocelado	Ib - R
73	<i>Thamnophilus atrinucha</i> (Salvin & Godman, 1892)	Batará occidental	II - R
Furnariidae			
74	<i>Automolus ochrolaemus</i> (Tschudi, 1844)	Hojarasquero oliváceo	Ia - R
75	<i>Dendrocincla fuliginosa</i> (Vieillot, 1818)	Trepatronco pardo	Ia - R
76	<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (Vieillot, 1819)	Trepatronco pico de cuña	Ia - ML
77	<i>Xenerpestes minlosi</i> (Berlepsch, 1886)	Colagrís Norteño	II - R - CE
Tyrannidae			
78	<i>Conopias albobittatus</i> (Lawrence, 1862)	Bienteveo del Chocó	II - R
79	<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	Atrapamoscas rabijunco	II - R
80	<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Fiofío ventriamarillo	III - R
81	<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	Atrapamoscas pirata	II - ML
82	<i>Mionectes olivaceus</i> (Lawrence, 1868)	Mosquerito oliváceo	Ia - R
83	<i>Mionectes oleagineus</i> (Lichtenstein, 1823)	Atrapamoscas ocráceo	Ib - ML
84	<i>Myiozetetes cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	Suelda crestinegra	III - R
85	<i>Ornithion brunneicapillus</i> (Lawrence, 1862)	Mosquerito coronipardo	II - R
86	<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Titirijí común	III - R
87	<i>Todirostrum nigriceps</i> (Sclater, 1855)	Titirijí cabeza negra	Ib - R - CE
88	<i>Tolmomyias assimilis</i> (Pelzeln, 1868)	Pico plano aliamarillo	Ia - R
89	<i>Terentotriccus erythrurus</i> (Cabanis, 1847)	Atrapamoscas colirrufo	II - R
90	<i>Tyrannulus elatus</i> (Vieillot, 1818)	Mosquerito coronado	II - R
91	<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	Sirirí común	III - MA

	Taxón	Nombre común	Características ecológicas
92	<i>Zimmerius chrysops</i> (Sclater, 1859)	Mosquerito caridorado	II - R
	Cotingidae		
93	<i>Carpodectes hopkei</i> (Berlepsch, 1897)	Cotinga blanca	III - ML - CE
94	<i>Lipaugus unirufus</i> (Sclater, 1859)	Guardabosque rufo	II - ML
95	<i>Querula purpurata</i> (Müller, 1776)	Frutero negro - Cuaba	Ia - ML
	Pipridae		
96	<i>Lepidothrix coronata</i> (Spix, 1825)	Saltarín coronado	Ib - R
97	<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	Saltarín barbiblanco	II - R
98	<i>Ceratopipra mentalis</i> (Sclater, 1857)	Saltarín cabecirrojo	Ib - R
	Tityridae		
99	<i>Pachyrampus cinnamomeus</i> (Lawrence, 1861)	Cabezón canelo	II - R
100	<i>Tityra semifasciata</i> (Spix, 1825)	Titira enmascarada	II - R
101	<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	Titira coroninegra	II - R
	Vireonidae		
102	<i>Pachysylvia decurtata</i> (Bonaparte, 1838)	Verderón chico	Ia - R
103	<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	Verderón ojirrojo	II - MC
	Corvidae		
104	<i>Cyanocorax affinis</i> (Pelzelin, 1856)	Carriqui pechiblanco	II - R - CE
	Hirundinidae		
105	<i>Hirundo rustica</i> (Linnaeus, 1758)	Golondrina común	III - MC
106	<i>Atticora tibialis</i> (Cassin, 1853)	Golondrina patiblanca	II - R
107	<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Golondrina de campanaria	III - MC
108	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vielliot, 1817)	Golondrina Blanquiazul	III - MC
109	<i>Riparia riparia</i> (Linnaeus, 1758)	Golondrina Ribereña	III - MC
110	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	Golondrina barranquera	III - MC
	Troglodytidae		
111	<i>Cantorchilus nigricapillus</i> (Sclater, 1860)	Cucarachero ribereño	II - R
112	<i>Campylorhynchus albobrunneus</i> (Lawrence, 1862)	Cucarachero cabeciblanco	II - R - CE
113	<i>Cyphorhinus phaeocephalus</i> (Sclater, 1860)	Cucarachero gaitero/canoro	Ib - R
114	<i>Henicorhina leucosticta</i> (Cabanis, 1847)	Cucarachero pechiblanco	Ia - R
115	<i>Pheugopedius fasciatoventris</i> (Lafresnaye, 1845)	Cucarachero ventrinegro	Ib - R - CE
116	<i>Troglodytes aedon</i> (Vielliot, 1809)	Cucarachero común	III - R
117	<i>Microcerculus marginatus</i> (Sclater, 1855)	Cucarachero ruiseñor	Ia - R
	Poliophtillidae		
118	<i>Microbates cinereiventris</i> (Sclater, 1855)	Curruca rabcunda	Ia - R
119	<i>Poliophtila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	Curruca Tropical	III - ML
120	<i>Poliophtila schistaceigula</i> (Hartert, 1898)	Curruca pizarra	Ib - R - CE
	Turdidae		
121	<i>Turdus obsoletus</i> (Lawrence, 1862)	Zorzal ventripálido	Ia - R
	Passerellidae		
122	<i>Chlorospingus flavigularis</i> (Sclater, 1852)	Montero Gorgiamarillo	II - R - CE
123	<i>Arremon aurantirostris</i> (Lafresnaye, 1847)	Pinzón pico de oro	Ia R
	Fringillidae		
124	<i>Euphonia fulvicrissa</i> (Sclater, 1857)	Eufonia fulva	II - R - CE
125	<i>Euphonia minuta</i> (Cabanis, 1849)	Fruterito menudito	II - R
126	<i>Euphonia xanthogaster</i> (Sundevall, 1834)	Eufonia buchinaranja	Ib - R
	Icteridae		
127	<i>Psarocolius wagleri</i> (J E Gray, 1845)	Oropéndola cabecicastaña	II - R

	Taxón	Nombre común	Características ecológicas
128	<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758)	Arrendajo culiamarillo	III - R
129	<i>Cacicus uropygialis</i> (Lafresnaye, 1843)	Arrendajo culirrojo	II - R
130	<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	Chamón común/parasito	III - R
131	<i>Molothrus oryzivorus</i> (Gmelin, 1788)	Tordo gigante	III - R
132	<i>Quiscalus mexicanus</i> (Gmelin, 1789)	Chango común	IVa - R
	Parulidae		
133	<i>Parkesia noveboracensis</i> (Gmelin, 1789)	Reinita charquero	II - MC
134	<i>Setophaga castanea</i> (Wilson, 1810)	Reinita castaña	II - MC
135	<i>Setophaga petechia</i> (Linnaeus, 1766)	Reinita dorada	III - MC
136	<i>Myiothlypis fulvicauda</i> (Spix, 1825)	Reinita guardaribera	IVa - MA
	Mitrospingidae		
137	<i>Mitrospingus cassinii</i> (Lawrecen, 1861)	Maraquera carisucia	Ib - R
	Cardinalidae		
138	<i>Cyanoloxia cyanoides</i> (Lafresnaye, 1847)	Azulón silvícola	Ia - ML
	Thraupidae		
139	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Mielero común	II - R
140	<i>Cyanerpes caeruleus</i> (Linnaeus, 1758)	Mielero ceúleo	Ib - R
144	<i>Cyanerpes cyaneus</i> (Linnaeus, 1766)	Mielero patirrojo	II - R
142	<i>Chlorophanes spiza</i> (Linnaeus, 1758)	Mielero verde	II - R
143	<i>Chrysothlypis salmoni</i> (Sclater, 1886)	Tangara escarlata	Ib - R - CE
141	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Dacnis azul	Ib - R
145	<i>Dacnis venusta</i> (Lawrecen, 1862)	Dacnis negriazúl	II - R
146	<i>Heterospingus xanthopygius</i> (Sclater, 1855)	Chambergó cuernirrojo	II - R - CE
147	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Canario coronado/costeño	III - R
148	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Espiguero saltarín	III - R
149	<i>Islerothraupis luctuosa</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Parlotero aliblanco	Ib - R
150	<i>Ramphocelus dimidiatus</i> (Lafresnaye, 1837)	Toche pico de plata	II - R - CE
151	<i>Ramphocelus flammigerus</i> (Jardine & Selby, 1833)	Toche enjalmado	II - R
152	<i>Tachyphonus delatrii</i> (Lafresnaye, 1847)	Parlotero occidental	III - ML
153	<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	Parlotero malcasado	II - R
154	<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1820)	Azulejo golondrina	II - R
155	<i>Sporophila corvina</i> (P.L. Sclater, 1859)	Espiguero variable	III - R
156	<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	Espiguero capuchino	III - R
157	<i>Sporophila funerea</i> (Sclater, 1859)	Arrocero piquigrueso	III - R
158	<i>Saltator grossus</i> (Linnaeus, 1766)	Picogordo pizarra	Ib - R
159	<i>Saltator maximus</i> (Cabanis, 1851)	Saltador ajicero	II - R
160	<i>Poecilostreptus palmeri</i> (Hellmayr, 1909)	Tangara platinada	II - R - CE
161	<i>Stilpnia larvata</i> (Du Bus De Gisignies, 1846)	Tangara collareja	II - R
162	<i>Tangara lavinia</i> (Cassin, 1858)	Tangara cabecirrufa	II - R
163	<i>Tangara gyrola</i> (Linnaeus, 1758)	Tangara alirrufa	II - R
164	<i>Tangara johannae</i> (Dalmás, 1900)	Tangara bigotuda	II - R - CE
165	<i>Thraupis episcopus</i> (Linnaeus, 1766)	Azulejo común	II - R
166	<i>Thraupis palmarum</i> (Wied, 1821)	Azulejo palmero	II - R

Nota. Categorías ecológicas (Ia, Ib, II, III, IVa, IVb, Va y Vb). Estatus migratorio (R: residente; ML: migración local; MC: migración continental; MA: migración altitudinal) y endemismo (E: endémica; CE: casi endémica; El: especie de interés para Colombia; I: introducida).





Agroforestry systems of *Theobroma cacao* L. affects soil and leaf litter quality

Sistemas agroforestales de *Theobroma cacao* L. afectan la calidad del suelo y la hojarasca

Jorge Alberto Rangel-Mendoza¹  y Amanda Silva-Parra² 

Recepción: 4 de abril de 2020

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Rangel-Mendoza, J. A. y Silva-Parra, A. (2020). Agroforestry systems of *Theobroma cacao* L. affects soil and leaf litter quality. *Colombia Forestal*, 23(2), 75-88.

Abstract

The objective of this study was to determine the effect of Agroforestry systems (AFS) and non-AFS of *Theobroma cacao* L. on soil and leaf litter quality, during rainy (RS) and dry (DS) seasons in a tropical zone. The treatments were *T. cacao* crop (CC), Yopo forestry (*Anadenanthera peregrina* L.) Speg. (YF), Acacia forestry (*Acacia mangium* Willd.) (AF), Agroforestry system of *T. cacao* + Yopo forestry (CYF), Agroforestry system of *T. cacao* + Acacia forestry (CAF), arranged in random design in the field. Leaf litter production was highest in CC (0.79 and 0.73 ton.ha⁻¹) during RS and DS, respectively. CC and AFS improved soil fertility, less Mg in CC; AFS leaf litter quality, CAF in DS and CYF in both seasons, less B and S in DS. AFS can be a solution in tropical zones to solve the problems of low soil fertility.

Keywords: biotechnology, soil fertility, soil organic matter, nutrients, tropical soils.

Resumen

El objetivo de este estudio fue determinar el efecto de los sistemas agroforestales (AFS) y no AFS de *Theobroma cacao* L. en la calidad del suelo y la hojarasca, durante las épocas de lluvia (RS) y sequía (DS) en zona tropical. Los tratamientos fueron cultivo de *Theobroma cacao* (CC), forestal de Yopo (*Anadenanthera peregrina* L.) Speg. (YF), forestal de Acacia (*Acacia mangium* Willd.) (AF), sistema agroforestal de *T. cacao* + forestal de Yopo (CYF), sistema agroforestal de *T. cacao* + forestal de Acacia (CAF), en un diseño completamente al azar en el campo. La producción de hojarasca fue más alta en CC (0.79 y 0.73 ton.ha⁻¹) en RS y DS, respectivamente. CC y AFS mejoró la fertilidad del suelo, menos Mg en CC; AFS la calidad de la hojarasca, CAF en DS y CYF en ambas épocas, menos el B y S en DS. Los AFS pueden ser una solución en zonas tropicales para solventar los problemas de baja fertilidad de los suelos.

Palabras clave: biotecnología, fertilidad del suelo, materia orgánica del suelo, nutrientes, suelos tropicales.

1 Universidad de los Llanos, Sede Barcelona, Villavicencio, Colombia. jorge.rangel@unillanos.edu.co.

2 Universidad de los Llanos, Sede Barcelona, Villavicencio, Colombia. asilvap@unillanos.edu.co. autor para correspondencia

INTRODUCTION

The cocoa *Theobroma cacao* L. is one of the most important crop systems in tropical areas of South and Central América. The cultivation of *T. cacao*, as an option to traditional crop land in tropical areas is established under an agroforestry system (AFS), which is associated with shady species (Somarriba y Beer, 2011). This system simulates a natural forest system where the nutrients loss is lower compared to a non-AFS (only forestry and/or only crop), since the nutrients recycling in agroforestry systems works as a complex network of flows (Hartemink, 2005; Tscharncke et al., 2011). Furthermore, AFS is the link where soil organic matter (SOM) and nutrients are transferred from the tree biomass back to the soil as above ground residues (Smiley y Kroschel, 2010). AFS of *T. cacao* may have different effects on litter production, soil and leaf litter nutrients than non-AFS (Blaser et al., 2017).

It is widely known that leaf litter decomposition from AFS, by microbial action, can contribute soil and leaf litter nutrients (Isaac et al., 2007), and depends on climatic factors (time of year, luminosity, precipitation, humidity, evapotranspiration), edaphic factors and mixed species type are the most important factors (Traore et al., 2004; Sileshi et al., 2014; Sida et al., 2017). This can also be affected by nutrient translocation, litter volume, transfer of nutrients that occurs between the plant and the soil and others such as composition leaf litter chemistry, the C/N ratio (Kimaro et al., 2007).

Agroforestry systems (AFS) not only help improve the fertility of tropical soils, they also contribute to the soil C sequestration, and mitigate the negative impacts caused by global climate change (Mbow et al., 2014), as they also reduce the chemical fertilization that contributes to the high N₂O emissions to the environment (Silva-Parra et al., 2018). For a cocoa crop with 48 months older is required 438 kg.N.ha⁻¹; 48 kg.ha⁻¹ P; 633 kg.ha⁻¹ K; 373 kg.ha⁻¹ Ca and 129 kg.ha⁻¹ Mg (Leiva, 2012).

The reduction of nutrient and organic matter content in non-AFS of *T. cacao* crop is a serious

problem in many tropical zone (Rojas et al., 2017). In this sense, AFS of *T. cacao* provides a sustainable opportunity to reestablish infertile soils at tropical zones, improve the recycling of nutrients and decrease the dependence on chemical fertilizers, depending of shade trees (Blaser et al., 2017).

Litterfall and litter decomposition of agroforestry systems (AFS) and subsequent nutrient release represent major biological pathways for soil nutrients transfer, and play an important role in regulating nutrient cycling, and in maintaining soil fertility in tropical agro-ecosystems (Luedeling et al., 2016).

In this study, we focus on the role that AFS of *T. cacao* and non-AFS may have on soil and leaf litter quality under different seasons in tropical zone of Colombia. We hypothesise that higher soil and leaf litter nutrients will be altered closer to AFS than to non-AFS, likely due to an input of organic matter from litter production to the soil. We also hypothesise that litter production, soil and leaf litter nutrients will be different between seasons, because of the differences in ecological conditions for season in study zone.

MATERIAL AND METHODS

Study sites

The study site is located between the coordinate 4°04'47" N and 73°35'17" W. The experiment was conducted specifically in Barcelona farm, Unillanos University, Piedemont of Villavicencio city, Meta state, Colombia East (figure 1).

A tropical climate characterizes this region with two distinct seasons, that are, rainy season (april-november), and dry season (december-march). The annually average rainfall is 3856 mm. The highest average rainfall (526 mm) occurs in the month of may and the lowest average rainfall (51 mm) occurs in the month of january, data obtained from the meteorological station of the Llanos University.

The mean annual temperature is 25.5°C with a range of 21–28.5°C (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2019). Villavicencio is low (200 masl), and located on a Piedemonte plain which is predominated by sedimentary rock predominate that is strongly folded and failed from the rise of the Eastern Cordillera, the soil is a leached sandy soil with sand loam texture, and is similar to a Typic Hapludox (Soil Survey Staff, 2006).

Agroforestry system (AFS) of *T. cacao* is located in the experimental farm of Barcelona of the University of the Llanos, Villavicencio, Colombia, which is considered equivalent to three forestry species: Cocoa (*Theobroma cacao*) + yopo (*Anadenanthera peregrina*) + Acacia (*Acacia mangium*), four years old. In this AFS, the following

arrangements were identified as followed: Non-AFS of *T. cacao* crop (CC), Yopo forestry *A. peregrina* (YF), Acacia forestry *A. mangium* (AF), AFS of *T. cacao* associated with Yopo *A. peregrina* (CYF) and AFS of *T. cacao* associated with Acacia *A. mangium* (CAF) under rainy (RS) and dry season (DS) (figure 2). The AFS stand was highly dominated by cocoa trees. The standard cocoa clone used was IMC 67 coming from Arauca, established in April 2012 as clonal garden. The current inventory is from 781 of cocoa trees and 395 shade trees (232 yopo and 163 acacia forestry trees). From the data generated in the grid, it was calculated that 13.8 % of the total trees have been lost, represented by 14.1 % of cocoa crop, 9.7 % of Yopo forestry and 17.7% of Acacia forestry (figure 2; table 1).

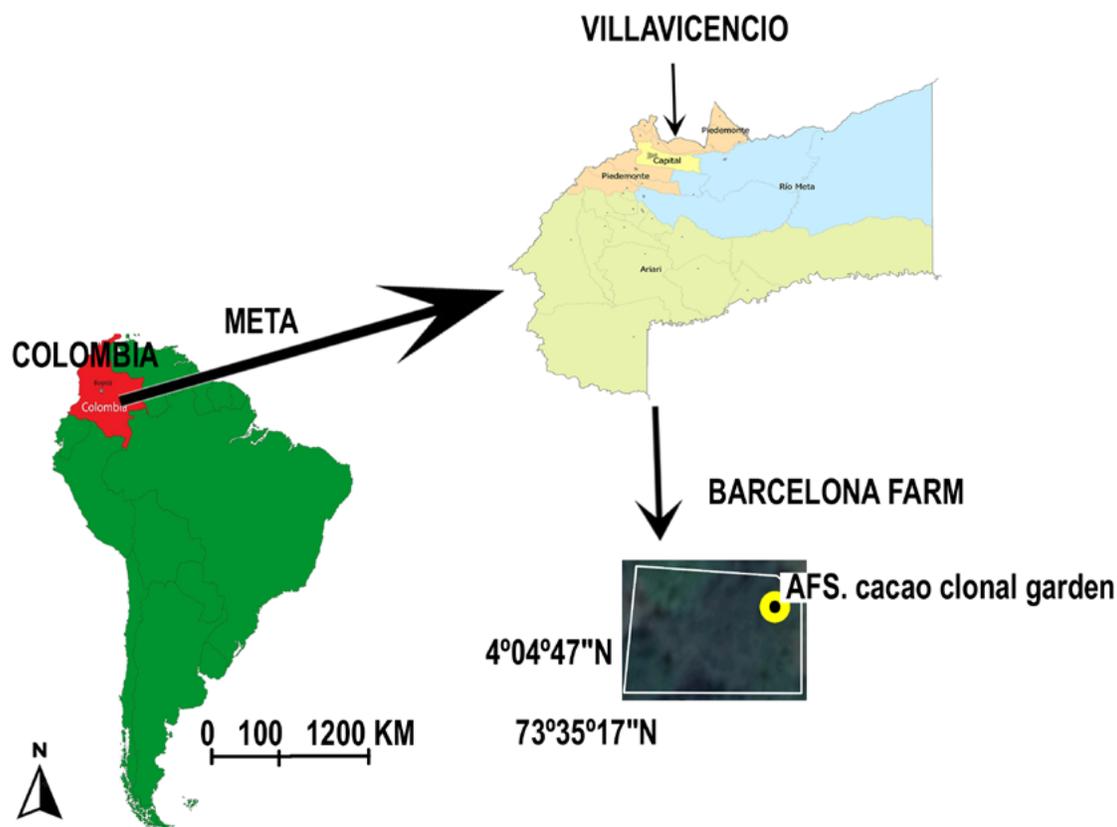


Figure 1. Close photo location of AFS *T. cacao* clonal garden at Barcelona farm, Unillanos University, Villavicencio city, Meta state, Colombia.

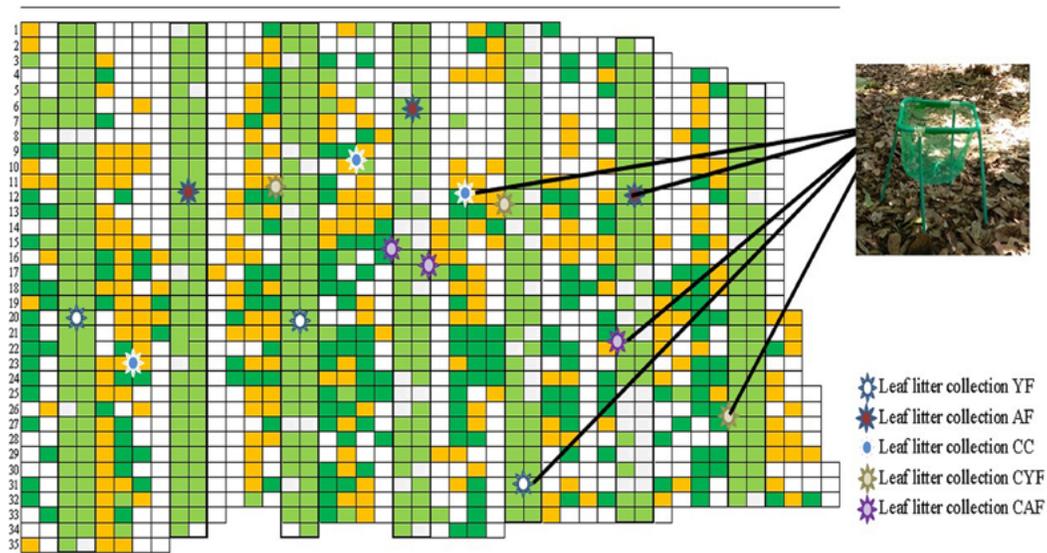


Figure 2. Selected of *T. cacao*, yopo forestry and acacia forestry trees in the clonal garden of the AFS *T. cacao* at Barcelona farm. The distribution of cocoa trees is each 3 x 4 m within the AFS arrangement which is formed by contiguous double rows of yopo *A. peregrina* and acacia *A. mangium* trees each 12 m, between double rows are yopo and *A. mangium* trees at planting distances of 3 m x 6 m arranged in north - south orientation.

Table 1. Current number of trees found in the clonal garden of the cocoa agroforestry system in the Experimental Farm of Barcelona, calculated from the grid found in the field at 2017

Tree Species	Initial trees 2012	Current 2018	Trees survival %	Trees lost ¹ %
Cocoa trees	909	781	85.9	14.1
Yopo forestry	257	232	90.3	9.7
Acacia forestry	198	163	82.3	17.7
Shade trees total	455	395	86.8	13.2
Total	1364	1176	86.2	13.8

¹ Mainly due to pest and disease problems of forest at tropical zones.

The design was in random design in a factorial arrangement (5 x 2), corresponding to 5 treatments (3 non-AFS and 2 AFS), and 2 evaluation seasons (RS and DS), with three repetitions, for a total of 30 treatments, 15 treatments for each evaluated period. The AFS is located on site number 9 of the Barcelona Farm, with a total area of 9690 m². The area of field selected was seven double rows of yopo *A. peregrina* and acacia *A. mangium* including cocoa trees covering by each treatment an area of 12 m long x 10 m, 120 m², accounting 1800 m² of total area.

The treatments sites used in this study with featured ecological conditions were deliberately selected through the AFS all, to serve as replicates three trees by each treatment (site location with respect to rows). The purpose of each random replication was to control the ecological variation that typically occurs in similar forest types. This sampling coverage was achieved mainly by random allocation of treatments in the study AFS, due to that *A. mangium* and *A. peregrina* trees were observed higher development than trees of *T. cacao* crop. However, *A. mangium* opens its cups from

the center of the double furrow and inclines its main and secondary branches towards the cocoa system, leaving a small space on the cocoa, because effect of annual wind (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2019).

Data collection

In clonal garden of AFS of *T. cacao* the samples were carried out during rainy season of September to November 2017 and the dry season of december to march 2018, and the prescribed samples were conducted over three consecutive months (under similar weather conditions) at the end of february 2018. In each site at a depth of 20 cm, we chose at 3 disturbed sampling plots each 50 cm, adjacent to AFS and non-AFS on the rows, in each site (treatments), there was a total of 45 sampling plots at RS and 45 sampling plots at DS. Production of leaf litter was measured according to Anderson e Ingram (1989) where litter samples were collected from the surface of the soil using a basket including a square of PVC that was of 1.0 x 1.0 mat each sampling point to form a composite sample (figure 2). The litter samples were cleaned and then dried in an oven at 65 °C for 48 h. The samples were sieved in a 2 mm mesh. The leaf litter samples were ground and processed using acid digestion (Allen, 1974). The digested sample extracts were processed according to ICA (1989) to determine N by Kjeldahl method and P concentrations using a UV-Visible recording spectrophotometer and Ca, Mg, K concentrations in sample extracts were determined by flame photometry (Allen, 1974), in the soil laboratory at Llanos University. Quality control was assured by using duplicates. Reagent blank and several certified reference materials were used to check the accuracy and precision of the analytical data. Analysis of certified reference materials (High-Purity Standards) indicated that the recovery of Cu, Fe, Mn, Zn, and B, for leaf litter determination was 100 ± 20 %. Chemicals were analytical grade (MERCK). For the determination of soil chemical properties, during the same sampling, the

soil samples were collected at 10-20 cm depth. Soil organic matter was determined by the Walkley y Black method through chromic acid wet digestion, available soil P for Bray II method with NaF 0.03 N, exchangeable Al with KCl 1N, and soil bases (Ca, Mg, K) were extracted with Ammonium acetate 1N at neutral pH (ICA, 1989).

Data analysis

The data obtained in the field were analyzed statistically with the Infostat software (version 2011; Di Rienzo *et al.*, 2011) and a oneway analysis of variance to evaluate the significant differences among means of all tested parameters at 99 % level of confidence. Further statistical validity of the differences among treatment means were estimated using the Tukey's test at 95 % level of confidence.

RESULTS

Leaf litter production

When comparing AFS and non-AFS, the highest leaf litter production was found in *T. cacao* crop CC (0.79 and 0.73 ton.ha⁻¹) and the lowest (0.56 and 0.31 ton.ha⁻¹) in *A. mangium* (AF), during RS and DS, respectively ($p \leq 0.05$). The leaf litter from the AFS in CYF and CAF, as YF, accounted higher amounts than in AF and lower than in CC ($p \leq 0.05$), however, there were not different ($p \geq 0.05$; table 2). Leaf litter under RS and DS showed similar amounts ($p \geq 0.05$).

Soil nutrients

The concentrations of soil nutrients showed significant differences between AFS and non-AFS in each season ($p \leq 0.05$). The content of SOM of the AFS of CAF, and non-AFS of CC and YF was higher than in the other treatments in both seasons, similarly, the content of available soil P in AFS of CYF and CAF, available soil P rate ranged from 4.83 to

Table 2. Significant test of leaf litter production during Rainy and Dry seasons (three month each season), in AFS and non-AFS of *T. cacao*, Barcelona farm

Seasons	Non-AFS			AFS		Mean ²
	CC	YF	AF	CYF	CAF	
Leaf litter production ton.ha⁻¹						
RS	0.79**	0.67*	0.56ns	0.72*	0.68*	0.68*
DS	0.73**	0.55*	0.31ns	0.60*	0.54*	0.54*
Total	1.52**	1.22*	0.87ns	1.32*	1.22*	
Mean ¹	0.76**	0.61*	0.43ns	0.66*	0.61*	

² Values in the rows (seasons) and columns (treatments) with the same significance (** highly significant; * significant; ns non-significance) are not different, Tukey's test $P < 0.05$. RS = rainy season; DS = dry season.

28.60 mg.kg⁻¹ in YF and CYF during DS and RS, respectively, however, these contents are considered as lower levels in tropical soils, according to Igac (2000). The highest levels of soil bases Ca, Mg and K, were observed in the area with AFS of CYF and YF, less K for YF, that was of CC and CAF, in RS and DS, respectively. However, the lowest levels of soil Mg, and K was of AF in RS and DS seasons, respectively, associated with higher exchangeable soil Al. The highest level of exchangeable Al was found in CC during DS (2.47 cmolc.kg⁻¹) associated with a pH of 4.53. Contrary, in CYF during RS and DS were lower (table 3). Taking into account the levels established by Igac (2000), all the AFS and non-AFS evaluated showed a concentration below the critical for soil bases levels. Ca was lower in the dry season and Mg in the rainy season. In general terms, CC had a good behavior of soil macronutrients, less Mg, and soil micronutrients, with little variation between seasons. On the other hand, AF did not respond positively to P, Mg, K and Zn in both seasons.

The lowest levels of soil micronutrients were observed of YF in DS. AFS of CYF and CAF maintained the soil micronutrients with highest levels, less Cu, in both seasons. These results show that the soil from areas subjected to AFS and non-AF indicated similar soil micronutrients between the evaluated seasons, less Fe, B and S that was lower in DS (table 3).

Leaf litter nutrients

The contents of macro and micronutrients in the leaf litter of the AFS and non-AFS showed differences, as between seasons ($p \leq 0.05$), less for Mg, Cu, Fe, Mn, and B ($p \geq 0.05$).

The contents of nutrients were found to decrease gradually at the end of the experiment from RS for DS, for CC less Mn and Zn, YF, and AF less Cu (table 4). AFS of CYF maintained a good level of leaf litter nutrients in both seasons. N was higher in CYF, and differed markedly from CAF, non-AFS showed intermediate N with no difference between them. N varied between 1.49 % in CAF during RS and 6.74 % in CYF during DS. The content of P in the leaf litter of AF was lower and differed significantly from the other treatments that were the same indicating higher values. P varied between 0.05 % in AF during both seasons, and 0.11 % in CYF and YF in RS. The content of Ca and K in the leaf litter of the AFS of CAF were higher than in the other treatments significantly and highly significant, respectively, however, for Mg, were higher in the leaf litter of CC and CYF than CAF and, in turn, higher than in YF and AF, which were lower in RS. There was no difference between seasons for N, P, Ca and K. Hence, CYF and CC were leaf litter nutritionally better than CAF in both seasons (table 4).

Table 3. Significant test of soil nutrients of AFS and non-AFS (Rainy and dry season)

Seasons	Non-AFS			AFS		Mean ³
	CC	YF	AF	CYF	CAF	
Soil organic matter (SOM) %						
RS	2.83**	2.90**	2.67ns	2.57ns	3.10**	2.81**
DS	2.93**	2.93**	2.90**	2.73*	3.03**	2.90**
Mean	2.88**	2.91**	2.78*	2.65*	3.06**	
Available soil P mg.kg⁻¹						
RS	15.17*	8.83ns	9.53ns	28.60**	22.20**	16.86*
DS	12.83*	4.83ns	6.30ns	22.10**	20.87**	13.38*
Mean	14.00*	6.83ns	7.91ns	25.35**	21.53**	
Exchangeable Al cmolc.kg⁻¹						
RS	2.23*	2.17*	2.40**	1.73ns	2.43**	2.19*
DS	2.47**	2.08*	2.33**	1.82ns	2.03*	2.14*
Mean	2.35**	2.12*	2.36**	1.77ns	2.23*	
Soil bases cmolc.kg⁻¹						
Ca						
RS	0.97*	0.98*	1.00**	1.28**	0.86ns	1.01**
DS	0.83ns	1.03**	0.83ns	1.17**	0.95**	0.96*
Mean	0.90*	1.00**	0.91*	1.22**	0.90*	
Mg						
RS	0.08ns	0.15**	0.01ns	0.15**	0.04ns	0.09ns
DS	0.07ns	0.13**	0.07ns	0.17**	0.17**	0.12*
Mean	0.07ns	0.14**	0.04ns	0.16**	0.10*	
K						
RS	0.25**	0.16ns	0.15ns	0.22**	0.18*	0.19*
DS	0.22**	0.18*	0.14ns	0.22**	0.26**	0.20*
Mean	0.23**	0.17ns	0.15ns	0.22**	0.22**	
Soil micronutrients mg.kg⁻¹						
Cu						
RS	1.25*	1.37*	1.80*	1.40*	1.17ns	1.39*
DS	1.35*	1.18ns	3.65**	1.10ns	1.33*	1.72*
Mean	1.30*	1.27ns	2.72**	1.25ns	1.25ns	
Fe						
RS	240.83*	239.16*	289.37**	272.50**	288.95**	266.16**
DS	177.29*	123.94ns	183.75*	188.54*	220.83*	178.87*
Mean	209.06*	181.55*	236.56**	230.52**	254.89**	
Mn						
RS	1.58*	1.47*	1.13*	1.25*	2.07**	1.5*
DS	1.08ns	1.35*	1.30*	1.38*	2.43**	1.5*
Mean	1.33*	1.41*	1.21*	1.31*	2.25**	
Zn						
RS	2.65**	0.80ns	0.73ns	2.13*	1.75*	1.61*
DS	1.88**	0.98ns	0.93ns	2.07*	2.22*	1.61*
Mean	2.26**	0.89ns	0.83ns	2.10*	1.98*	
B						
RS	0.82**	0.72*	0.64*	0.62*	0.89**	0.73*
DS	0.47ns	0.36ns	0.54*	0.63*	0.67*	0.53ns
Mean	0.64*	0.54*	0.59*	0.62*	0.78**	
S						
RS	7.46*	7.46*	11.55**	4.85*	10.08**	8.28**
DS	5.45*	3.92ns	6.35*	3.18ns	6.21*	5.02*
Mean ¹	6.45*	5.69*	8.95*	4.01*	8.14**	

³ Values in the rows (seasons) and columns (treatments) with the same significance (** highly significant; * significant; ns non-significance) are not different, Tukey's test $P < 0.05$. RS = rainy season; DS = dry season.

Table 4. Significant test of leaf litter nutrients of AFS and non-AFS (Rainy and dry seasons)

Seasons	Non-AFS			AFS		Mean ¹
	CC	YF	AF	CYF	CAF	
			N %			
RS	1.69*	2.20**	1.56*	2.23**	1.49ns	1.83*
DS	1.53ns	1.90*	1.68ns	6.74**	1.66ns	2.70*
Mean	1.61*	2.05*	1.62*	4.48**	1.57ns	
			P %			
RS	0.08*	0.11**	0.05ns	0.11**	0.06ns	0.082*
DS	0.07*	0.09*	0.05ns	0.09*	0.07*	0.074*
Mean	0.07*	0.10*	0.05ns	0.10*	0.065*	
			Litter leaf bases %			
			Ca			
RS	1.17**	1.00ns	0.95ns	0.96ns	1.11*	1.03ns
DS	1.00ns	0.84ns	0.93ns	1.00ns	1.11*	0.97ns
Mean	1.08ns	0.92ns	0.94ns	0.98ns	1.11*	
			Mg			
RS	0.24**	0.21*	0.18ns	0.25**	0.21*	0.21*
DS	0.36**	0.18ns	0.18ns	0.31**	0.24**	0.25**
Mean	0.30**	0.19ns	0.18ns	0.28**	0.22*	
			K			
RS	0.64ns	0.63ns	0.76*	0.70*	0.82**	0.71*
DS	0.60ns	0.62ns	0.91**	0.76*	0.94**	0.76*
Mean	0.62ns	0.62ns	0.83*	0.73*	0.88**	
			Leaf litter micronutrients mg.kg ⁻¹			
			Cu			
RS	10.17*	13.33*	8.50ns	13.17*	9.67ns	10.95ns
DS	118.50**	126.33**	118.83**	120.67**	113.33**	119.53**
Mean	64.33*	69.83*	63.66*	66.92*	61.5*	
			Fe			
RS	132.83*	126.17ns	112.83ns	172.67**	117.33ns	132.36**
DS	9.83ns	12.17**	9.17ns	13.33**	8.83ns	10.66ns
Mean	71.33*	69.17*	61ns	93**	63.08*	
			Mn			
RS	198.33ns	200.00ns	236.67*	231.67*	313.33**	236*
DS	231.67*	173.33ns	213.33ns	226.67*	343.33**	237.66*
Mean	215ns	186.66ns	225*	229.17*	328.33**	
			Zn			
RS	59.83*	23.33ns	24.17ns	41.67*	74.17**	44.63*
DS	155.00**	24.00ns	26.33ns	103.33*	135.00*	88.73*
Mean	107.41**	23.66ns	25.21ns	72.5*	104.58**	
			B			
RS	38.09**	17.65ns	39.36**	37.70**	37.40**	34.04**
DS	33.87**	29.12*	28.77*	20.05ns	27.35*	27.83*
Mean	35.98**	23.36*	34.06**	28.87*	32.37**	
			S %			
RS	0.11**	0.11**	0.06ns	0.10**	0.11**	0.098*
DS	0.09ns	0.09ns	0.13**	0.08ns	0.08ns	0.094*
Mean ¹	0.10**	0.10**	0.09*	0.09*	0.09*	

¹Values in the rows (seasons) and columns (treatments) with the same significance (** highly significant; * significant; ns non-significance) are not different, Tukey's test $P < 0.05$. RS = rainy season; DS = dry season.

DISCUSSION

In CC, relatively larger leaf litter production was observed due to higher soil above ground residues than other AFS and non-AFS, as previously reported by Leyva (2012), who indicates that the contribution of leaf litter production from cacao tree between 1 to 4 years old is 0.145 ton.ha⁻¹; at 10 years old, 0.5 ton.ha⁻¹ and at 15 years old, 1.5 ton.ha⁻¹, which the maximum contribution is 2.0 ton.ha⁻¹. The amount of leaf litter in CC of 6 years old, was higher than those reported by Leiva. According to Salgado *et al.* (2009) cocoa crop in tropical zone account 3.41 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ of leaf litter as above ground residues. However, the highest rate of leaf litter production in CC may be attributed primarily on the site productivity (Somarriba y Beer, 2011), but also by climatic factors as reported by Cleveland *et al.* (2011), leaf litter will not be supplied the same rates over the year depending of each season, as leading in AFS and non-AFS of this study, to a probable reductions in litter quantity of RS for DS.

However, the uniform litterfall amounts over the seasons measured in AFS and non-AFS, in both season, may be the result of a mixture of tropical forest types that may sustain 'constant' litterfall rates over the year (Oliveira-Filho *et al.*, 2015). This makes it difficult to assess the degree to which different climatic conditions and agroforestry practices influence leaf fall, and to anticipate their respective consequences on leaf litter production. However, AFS of *T. cacao* (involving forestry and cocoa crop species) also promote a significant leaf litter production, appropriate tree species selection based on soil above ground residues is a vital issue in agroforestry practice (Schalatter *et al.*, 2006). The conversion of non-AFS systems to AFS results in an increase of litter and consequently SOM. In general, the amount of leaf litter production to an ecosystem can vary with the species, edaphic and climatic conditions (Jose, 2009).

The variation in SOM of the studied AFS and non-AFS at both seasons was found highest in non AFS of CC, and YF, as also in AFS of CAF, which it

was not closely related to leaf litter production, by if in CC, since although produced a greater number of leaf litter production than CAF. This would indicate the importance that *T. cacao* in tropical zones has in the contribution of SOM, alone and/or as agroforestry system (Andrade *et al.*, 2013). The highest rates of leaf litter production of *T. cacao* alone and/or as agroforestry system could be an indicator of higher soil fertility, due to higher increase of SOM, by photosynthetic carbon fixation from the atmosphere, and by transferring this carbon to the soil, via litter and root decay (Nair *et al.*, 2010), which N release from the leaf litter (Rojas *et al.*, 2017), is required for the growth and development of CC (Leiva, 2012). However, the low SOM and available soil P levels found in non-AFS and AFS, indicates the importance of AFS of *T. cacao* for higher SOM values, as was reported by Silva (2018) at tropical zone of Villavicencio Piedemont, or the need to add these elements (N, P) as a supplement to meet the demands of the cocoa plants (Leiva, 2012).

In this sense, AFS contributes greatly to SOM formation and thus return significant amounts soil-plant nutrients cycling (Rojas *et al.*, 2017), directly affecting soil micronutrients, our result implies that CAF and CYF showed high soil fertility, less Cu and S in CYF under DS, probably AFS are an important strategies for to maintain SOM and high soil fertility in DS. CAF also can be a very good alternative for tropical zones under DS, allowing a better interaction of Acacia tree rhizosphere with soil microorganisms such as N-fixing bacteria's (Nair *et al.*, 2010; Silva-Parra *et al.*, 2018). Organic matter added through leaf litter in AFS, usually improves soil quality as it enhances its soil microorganism activity and nutrients concentration (Hossain *et al.*, 2011). According to Rojas *et al.* (2017), the contribution of the leaf litter produced by the species assessed that constitute the AFS, the fertilization costs can be reduced 10 %. Contrary, the lowest concentration of SOM was added to the soil from AF and CYF during RS, the litter produced by each species has very particular characteristics influencing the quantity and the time in which the

nutrients are released to the soil during the decomposing process (Hossain *et al.*, 2011). According to Ngoran *et al.* (2006), leaf litter of *A. mangium* under coconut trees has high contents of cellulose and lignin, which make leaf litter decomposition difficult, reducing the rate of decomposition at the beginning and end of the process (Fioretto *et al.*, 2005), which also translates into a lower mineralization of nutrients. For this reason, it is important to know and compare the litter's nutrient and biomass input from each species that compose the AFS of *T. cacao* (Rojas *et al.*, 2017). This result may indicate that future studies in AFS that combine microbial action, and decomposition rates methods are critically needed.

Several studies in tropical zones have reported that exchangeable soil Al, determines the availability of carbon storage, soil bases and micronutrients (Castro y Gómez, 2010; Silva, 2018). CYF decreased Al interchangeable in both seasons. AFS has been directly linked to the conservation of soil fertility by improved rhizosphere pH (Nair *et al.*, 2010), and is being directly influenced by the nutritional quantity and quality of plant residues that are annually returned to the soil through litter mainly bases and micronutrients release of leaf litter (Rojas *et al.*, 2017). However, considering established levels by Igac (2000), treatments studied all under both seasons showed high exchangeable soil Al, limiting factor in tropical soils (Castro y Gómez, 2010), which may be influencing lower soil fertility.

The variation in leaf litter macro and micronutrients composition of the AFS and non-AFS depend of the selected trees species coming from different forest and crops having variation in leaf litter chemical and biochemical properties (Triadiati *et al.*, 2011). Generally, leaf litter composition of the AFS and non-AFS evaluated showed more N, in both seasons evaluated. The extraction sequence in leaf litter corresponds to N> Ca>K>Mg>S>P. The low amount of P found in the leaf litter is most likely related to the low mobility of the P in the plant (Malavolta *et al.*, 1997), when comparing leaf litter nutrients of all treatments during RS and DS, with

the reference values proposed by this author, the N is found to be within the appropriate range, except for CYF, which was higher (6.74 %) in DS. The P showed acceptable level. The K below the proper level. Mg showed lower range of the accepted level. For Ca, most values were below the maximum adequate level of 1.2 %. S contents were below the adequate minimum. The parameters are indicating a lower level of bases content.

According with Rojas *et al.* (2017), the litter produced by the four species that comprise the AFS contributed with 27.44 % of the N and 3.46 % of the P that is usually employed in an AFS with cacao. CYF showed higher concentration of N, P and Mn, as other leaf litter nutrients at both seasons, less Ca in RS, indicated that capabilities of this species to translocate these nutrients were constant during longer period, differently of reported by Hagen-Thorn *et al.* (2006). The effect of microbial activity on N accumulation could also be altered by soil C availability and microclimatic conditions (Aponte *et al.*, 2010). Nitrogen net release to some extent reflecte N soil availability and which is taken up by the shady trees species in AFS (Aponte *et al.*, 2012). However, in leaf litter of CAF also we noted an significant increased of P, Mg, and K, as Cu, Mn, Zn, less Fe, B and S, from RS for DS, the initial rapid decrease of leaf litter nutrients concentration observed in RS, may be due to the loss of the soluble forms of soil nutrients by leaching due to the high rainfall, and a higher release of soil nutrients at the later season during DS, possibly, governed by microbial oxidation of high C:N components as tanines and cell in *Acacia* leaf litter that late physical and biological fragmentation of these composes (Aponte *et al.*, 2010). On the contrary, leaf litter of *T. cacao* increased N, K, and S concentration during RS, which can probably be attributed to higher microbial mineralization or non-microbial immobilization in the residual leaf litter (Lin *et al.*, 2007), while leaf litter acts as a surface for fungi or heterotrophic organisms providing mobile nutrients in the plant as reported by Malavolta *et al.* (1997).

Leaf litter of non-AFS including AF, showed a significant contribution of N, which consequently can induce higher mineralization. Previous studies have suggested that higher N concentration in leaf litter as reported for *A. mangium*, will induce a greater rate of decomposition and N release soil-plant, leaves from the leguminous trees could be the main source of organic N in the soil (Aponte *et al.*, 2012). The non-agroforestry systems were very similar in the contribution of leaf litter nutrients, except in P, K that was lower and higher in AF, as Mg higher in CC, however, they are a good contribution of leaf litter micronutrients in both seasons. Salgado *et al.* (2009), found that in 3.41 ton.ha⁻¹.year⁻¹ of leaf litter cocoa are 481 kg.ha⁻¹ of N, 49 kg.ha⁻¹ of P, 271 kg.ha⁻¹ of K, 492 kg.ha⁻¹ of Ca and 472 kg.ha⁻¹ of Mg.

However, CAF showed no significance for N in both seasons, normally, this low N release is related with big quantities of structural lignin in the leaf litter of some forest species (Rojas *et al.*, 2017), edafic and climatic conditions, probably also an effect of both species on the arrangement. We found that AFS of *T. cacao* would help to increase the SOM, and therefore the availability of soil nutrients, thus improving the nutritional quality of leaf litter. Regarding K, the highest contents were of CAF and AF in the DS and RS, respectively. According to Rojas *et al.* (2017), in total, the litter generated by the four species evaluated contributed with 10.65 % of the K that is normally required to fertilize the AFS. K ranged from 0.63 to 0.82 % in YF and CAF during RS respectively, 0.60 to 0.90 % in CC and CAF in DS. Lower values than those reported by Rojas *et al.* (2017), which ranged from 1.85 to 2.43 % in *G. sepium* forestry.

Our results showed that AFS are an effective leaf litter nutrients pool under RS and DS. The quality and quantity of the different leaf litter types of AFS should contribute differently to the composition of organic matter and soil fertility (Salgado *et al.*, 2009). According to Nair *et al.* (2010); Fontes *et al.* (2014); Puentes-Páramo *et al.* (2016), agroforestry systems are

important in the recycling of soil-plant-atmosphere nutrients, offering higher resilience to nutrients losses in tropical ecosystems.

CONCLUSIONS

T. cacao crop is considered a higher source of leaf litter production, and SOM, that may sustain 'constantly' litterfall rates over the year. AFS of *T. cacao* showed that nutrients cycling is clearly proven, due to that was tentatively observed to be higher soil and leaf litter nutrients compared with non-AFS. AFS of CAF, can be a very good option to maintain soil fertility in tropical zones during DS. The differences between seasons were due to soil and litter nutrients, mainly micronutrients and Ca and Mg, it was not for litter production. AFS of CYF is a very good option that may contribute to the sustainability of *T. cacao* as crop, which is becoming as an important alternative for improve soil and leaf litter quality over RS and DS, in tropical zone of Villavieja Piedemont.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed by the Dirección General de Investigaciones DGI of the University of the Llanos, code project C05-F01-029-2016. We are grateful to Soil Laboratory of the University of the Llanos.

CONTRIBUTION BY AUTHOR

J.A. R-M, conducted the investigation in the field; J.A. R-M analyzed the data and A. S-P drafted the manuscript. All authors contributed to the discussion and commented on the drafts.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare no conflict of interest.

REFERENCES

- Allen, S. E. (1974). *Chemical Analysis of Ecological Materials*. Oxford, G. B.: Blackwell Scientific Publications.
- Anderson, M. e Ingram, J. S. (1989). *Tropical Soil Biology and fertility. A Handbook of Methods*. Wallingford, Oxon: CAB International.
- Andrade, H. J., Figueroa, J. M. P., Silva, D. P. (2013). Carbon storage in cacao (*Theobroma cacao*) plantations in Armero - Guayabal (Tolima, Colombia). *Scientia Agroalimentaria*, 1, 6-10.
<http://infocafes.com/portal/wp-content/uploads/2017/02/RIUT-LI-spa-2013-Almacenamiento-de-carbono-en-cacaotales-Theobroma-cacao-en-Armero-Guayabal-Tolima-Colombia.pdf>
- Aponte, C., Marañón, T. y García, L. V. (2010). Microbial C, N and P in soils of Mediterranean oak forests: influence of season, canopy cover and soil depth. *Biogeochemistry*, 101, 77-92.
<https://dx.doi.org/10.1007/s10533-010-9418-5>.
- Aponte, C., García L. V. y Marañón T. (2012). Tree species effect on litter decomposition and nutrient release in mediterranean oak forests changes over time. *Ecosystems*, 15, 1204-1218.
<https://dx.doi.org/10.1007/s10021-012-9577-4>.
- Blaser, W. J., Oppong, J., Yeboah, E. y Six, J. (2017). Shade trees have limited benefits for soil fertility in cocoa agroforests. *Agricultural Ecosystem Environment*, 243, 83-91.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.007>.
- Cleveland, C. C., Townsend, A. R., Taylor, P., Alvarez-Claire, S., Bustamante, M. M., Chuyong, G., Dobrowski, S. Z., Grierson, P., Harms, K. E., Houlton, B. Z., Marklein, A., Parton, W., Porder, S., Reed, S. C., Sierra, C. A., Silver, W. L., Tanner, E. V. y Wieder, W. R. (2011). Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology letters*, 14, 939-947.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01658.x>
- Castro, H. E. y Gómez, M. I. (2010). Fertilidad de suelos y fertilizantes. En H. Burbano y M.F. Silva (eds.), *Ciencias del suelo principios básicos* (pp. 213-303). Bogotá: SCCS.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L. y Tablada, M. (2011). *InfoStat* versión 2011. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina: Grupo InfoStat, FCA.
<http://www.infostat.com.ar>
- Fioretto, A., Dinardo, C., Papa, S. y Fuggi, A. (2005). Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 37(6), 1083-1091.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.11.007>
- Fontes, A. G., Gama-Rodrigues, A. C., Gama-Rodrigues, E. F., Sales, M. V. S., Costa, M. G. y Machado, R. C. R. (2014). Nutrient stocks in litterfall and litter in cocoa agroforests in Brazil. *Plant Soil*, 383(1-2), 313-335.
<https://doi.org/10.1007/s11104-014-2175-9>
- Hagen-Thorn, A., Varnagiryte, I., Nihlgård, B. y Armo-laitis, K. (2006). Autumn nutrient resorption and losses in four deciduous forest tree species. *Forest Ecology and Management*, 228(1-3), 33-39.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.021>
- Hartemink, A. E. (2005). Nutrient stocks, nutrient cycling, and soil changes in cocoa ecosystems: A review. *Advances in Agronomy*, 86, 227-253.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)86005-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)86005-5)
- Hossain, M., Siddique, M. R. H., Rahman, M. S., Hossain, M. Z. y Hasan, M. M. (2011). Nutrient dynamics associated with leaf litter decomposition of three agroforestry tree species (*Azadirachta indica*, *Dalbergia sissoo*, and *Melia azedarach*) of Bangladesh. *Journal of Forestry Research*, 22(4), 577-582.
<https://doi.org/10.1007/s11676-011-0175-7>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2019). *05 boletín predicción climática mayo 2019*. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) (1989). *Manual de análisis de suelos, plantas y aguas para riego*. Manual de asistencia técnica n.º 47. Bogotá: ICA.

- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac)** (2000). *Consideraciones generales para interpretar análisis de suelos*. Subdirección de Agrología. Bogotá: Igac.
- Isaac, M. E., Timmer, V. R. y Quashie-Sam, S. J.** (2007). Shade tree effects in an-8-year cocoa Agroforestry System: biomass and nutrient diagnosis of *Theobroma cacao* by vector analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78, 155-165.
<https://doi.org/10.1007/s10705-006-9081-3>
- Jose, S.** (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry System*, 76, 1-10.
<https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Kimaro, A. A., Timmer, V. R., Mugasha, A. G., Chamshama, S. y Kimaro, D. A.** (2007). Nutrient use efficiency and biomass production of tree species for rotational woodlot systems in semi-arid Morogoro, Tanzania. *Agroforestry System*, 71, 175-184.
<https://doi.org/10.1007/s10457-007-9061-x>
- Leiva, E. I.** (2012). Aspectos para la nutrición del Cacao *Theobroma cacao* L.
<http://www.bdigital.unal.edu.co/50450/1/ednainvonneleivarojas.2012.pdf>
- Lin, Y. M., Liu, J. W., Xiang, P., Lin, P., Ding, Z. H. y Lobo Sternberg, D.** (2007). Tannins and nitrogen dynamics in mangrove leaves at different age and decay stages (Jiulong River Estuary, China). *Hydrobiologia*, 583(1), 285-295.
<https://doi.org/10.1007/s10750-006-0568-3>
- Luedeling, E., Smethurst, P. J., Baudron, F., Bayala, J., Huth, N. I., Noordwijk, M. V., Ong, C. K., Muha, R., Luciana, B., Muthum, C. y Sinclair, F.** (2016). Field-scale modeling of tree-crop interactions: Challenges and development needs. *Agricultural System*, 142, 51-69.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.005>
- Malavolta, E., Vitti, G.C. y Oliveira, S. A. C.** (1997). *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. Piracicaba: Potafos.
- Mbow, C., Smith, P., Skole, D., Duguma, L. y Bustamante, M.** (2014). Achieving mitigation and adaptation to climate change through sustainable agroforestry practices in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6, 8-14.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.09.002>
- Nair, P. K. R., Nair, V. D., Kumar, B. M., Showalter, J. M.** (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, 108, 237-307.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08005-3)
- Ngoran, A., Zakra, N., Ballo, K., Kouame C., Zapta F., Hofman G. y Cleemant, O. V.** (2006). Litter decomposition of *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* under coconut trees on quaternary sandy soils in Ivory Coast. *Biology and Fertility of Soils*, 43, 102-106.
<https://doi.org/10.1007/s00374-005-0065-2>
- Oliveira-Filho, A. T., Budke, J. C., Jarenkow, J. A., Eisenlohr, P. V. y Neves, D. R. M.** (2015). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8, 1-23.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>
- Puentes-Páramo, Y., Menjivar-Flores, J. y Aranzazu-Hernández, F.** (2016). Concentración de nutrientes en hojas, una herramienta para el diagnóstico nutricional en Cacao. *Agronomía Costarricense*, 27(2), 329-336.
<http://dx.doi.org/10.15517/am.v27i2.19728>
- Rojas, J., Caicedo, V. y Jaimes, Y.** (2017). Biomass decomposition dynamic in agroforestry systems with *Theobroma cacao* L. in Rionegro, Santander (Colombia). *Agronomía Colombiana*, 35(2), 182-189.
<https://doi.org/10.15446/agron.colomb.v35n2.60981>
- Salgado, M., Espinosa, S., Lerna, J., Moreno, S. y López, J.** (2009). Cuantificación, descomposición y contenido nutrimental de hojarasca en dos sistemas agroforestales con cacao. *Quehacer Científico en Chiapas*, 1(7), 10-15.
- Schalatter, J., Gerding, V. y Calderón, S.** (2006). Aporte de la hojarasca al ciclo biogeoquímico en plantaciones de *Eucalyptus nitens*. *Revista Bosque*, 27(2), 115-125.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002006000200006>
- Sida, T. S., Baudron, F., Kim, H. y Giller, K. E.** (2018). Climate-smart agroforestry: *Faidherbia albida* trees buffer wheat against climatic extremes in the Central

- Rift Valley of Ethiopia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, 339-347.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.10.013>
- Sileshi, G. W., Mafongoya, P. L., Akinnifesi, F. K. y Phiri, E.** (2014). Agroforestry: Fertilizer trees. En N. V. Alfen (eds.), *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, I (pp. 222-234).
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00022-X>
- Silva-Parra, A.** (2018). Modelación de los stocks de carbono del suelo y las emisiones de dióxido de carbono (GEI) en sistemas productivos de la Altillanura Plana. *Orinoquia*, 22(2), 158-171.
<https://dx.doi.org/10.22579/20112629.525>
- Silva-Parra, A., Garay-Rodríguez, S. y Gómez-Insuasti, A. S.** (2018). Impacto de *Alnus acuminata* Kunth en los flujos de n_2o y calidad del pasto *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. *Colombia Forestal*, 21(1), 47-57.
<https://doi.org/10.14483/2256201X.11629>
- Smiley, G. L. y Kroschel, J.** (2010). Yield development and nutrient dynamics in cocoa-gliceridia agroforests of Central Sulawesi, Indonesia. *Agroforestry Systems*, 78(2), 97-114.
<https://doi.org/10.1007/s10457-009-9259-1>
- Soil Survey Staff** (2006). *Keys to soil taxonomy*. Washington, DC, EE. UU.: USDA National Soil Conservation Service.
- Somarriba, E. y Beer, J.** (2011). Productivity of *Theobroma cacao* agroforestry Systems with timber or legume service shade trees. *Agroforestry systems*, 81, 109-121.
<https://doi.org/10.1007/s10457-010-9364-1>
- Traore, K., Ganry, F., Oliver, R. y Gigou, J.** (2004). Litter production and soil fertility in a Vitellaria paradoxa parkland in a catena in southern Mali. *Arid Land Research and Management*, 18, 359-368.
<https://doi.org/10.1080/15324980490497393>
- Triadiati, S., Tjitrosemito, E., Sundarsono, G., Qayim, I. y Leuschner, C.** (2011). Litterfall production and leaf-litter decomposition at natural forest and Cacao agroforestry in Central Sulawesi, Indonesia. *Asian Journal of Biological Sciences*, 4, 221-234.
<https://doi.org/10.3923/ajbs.2011.221.234>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Ischer, D., Jührbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schrothe, G., Veldkamp, E. y Wanger, T. C.** (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes-a review. *Journal of Applied Ecology*, 48, 619-629.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>





Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill.

Allometric equations for estimating the above-ground biomass and carbon in *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill.

Eduardo Montes de Oca-Cano¹ , Ádan Salvador-García¹, Juan Abel Nájera-Luna² 
Sacramento Corral-Rivas² , José de Jesús Graciano-Luna², Jorge Méndez-González³ 

Recepción: 23 de enero de 2020

Aprobación: 21 de mayo de 2020

Montes de Oca-Cano, E., Salvador-García, A., Nájera-Luna, J. A., Corral-Rivas, S., Graciano-Luna, J. J., Méndez-González, J. (2020). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill. *Colombia Forestal*, 23(2), 89-98.

Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo ajustar ecuaciones lineales y no lineales para estimar carbono, por componente de hojas, ramas, fuste y total. Los resultados indican que, en el ámbito individual, el componente total muestra los mejores estadísticos de ajuste; mientras que las mayores variaciones se detectan en las ramas y en el fuste. Adicionalmente, se analizaron porcentajes de biomasa por componente donde se observa que el fuste aporta el 57 % de la biomasa, las hojas el 9 % y las ramas solamente el 34 % de la biomasa total.

Palabras clave: ecuaciones alométricas, componentes vegetativos, bosque tropical.

Abstract

The aim of the present study was to adjust linear and non-linear equations in order to estimate the carbon component of leaves, branches and entire trees. The results indicate that at the individual level, the total component shows the best adjustment statistics, while major variation is detected in the branches and in the trunk. In addition, an analysis of the biomass percentages in each component indicates that the trunk accounts for 57% of the biomass, 9% for leaves and 34% for branches.

Key words: allometric equations, vegetative components, tropical forest.

1 Instituto Tecnológico Superior de Zongolica. Carretera a la Compañía Col. Tepetitlanapa. C.P. 95005, Zongolica. Veracruz, México. montesdeoca.cano@hotmail.com. montesdeocaif@itszongolica.edu.mx, Autor para correspondencia.

2 Instituto Tecnológico de El Salto. El Salto, Durango, México. jalnajera@yahoo.com.mx, corral@gmail.com

3 Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México., jorgemendezgonzalez@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) han y siguen afectando el clima del planeta Tierra de forma gradual; principalmente el bióxido de carbono (CO₂), el cual representa 76.7 % del total de concentraciones de los GEI en la superficie de la atmósfera. Esto debido a que el ser humano quema exorbitantes cantidades de combustibles fósiles, como el petróleo, gas y carbón, además de la deforestación y otros agentes. Las consecuencias se presentan en el registro del incremento significativo de la temperatura global que causan, por ejemplo, el derretimiento de los polos y aumento del nivel del mar (IPCC, 2007).

La excesiva concentración atmosférica de los GEI, en especial la del bióxido de carbono, provoca manifestaciones como el calentamiento global, el cual se deriva del cambio climático. Estos fenómenos afectan directamente la integridad del planeta Tierra, ya que a mayor cantidad de GEI se aumenta la absorción de calor por parte de la superficie terrestre y, por ende, el planeta incrementará su temperatura global considerablemente (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2009).

Por fortuna, existe un medio natural de mitigar este gas. Los bosques son un elemento que permite reducir el dióxido de carbono en la atmósfera. Recordemos que, por medio de la fotosíntesis, las plantas y árboles capturan o asimilan el bióxido de carbono para incorporarlos a sus tejidos e incrementar su biomasa, para posteriormente liberar solo el oxígeno, lo que representa en términos ambientales un beneficio global. En este contexto, se debe fomentar el aprovechamiento sustentable de los bosques y asimismo preservar un ambiente para las generaciones futuras (Rojo *et al.*, 2003).

No obstante, para poder concientizar a los seres humanos de cuán importante es la función específica de secuestro de carbono y el aprovechamiento sustentable de los ecosistemas forestales, es necesaria la intervención de un estudio adecuado para determinar con certeza la capacidad de

almacenamiento de carbono, ya sea, de un ecosistema, un grupo de especies o una especie en particular (Gayoso, 2001). Además, mediante la inclusión de este tipo de estudios a proyectos de gestión para el pago de servicios ambientales (PSA), se pueden crear un conjunto de estrategias económicas viables financieramente que tomen en cuenta la vitalidad de los bosques y la necesidad de los dueños de los mismos (Burstein *et al.*, 2002).

Estimar el contenido de carbono en la biomasa es la base para la gestión de PSA en la modalidad captura de carbono. Con base en este argumento se realizó un estudio de cuantificación de biomasa y estimación de carbono, en el ejido Gonzalo Vázquez Vela, del municipio de Tezonapa, del estado Veracruz de Ignacio de la Llave, México. Se analizaron 20 árboles de la especie *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill., utilizando el método destructivo para cuantificar biomasa aérea por componentes; para luego estimar el carbono almacenado, ajustar ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono y, finalmente, estimar la fijación de bióxido de carbono en la biomasa en toneladas por hectárea (t.ha⁻¹).

Analizar con cuánto contribuyen los árboles de *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill. a la mitigación de CO₂ y a la regulación del cambio climático tendrá un impacto a medida que esta especie se mantenga en el proceso natural del carbono; como también al retribuir justa y redituablemente a los dueños de los bosques por su aporte a la conservación del medioambiente y a la reducción de la excesiva concentración de bióxido de carbono.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en el ejido Gonzalo Vázquez Vela, perteneciente al municipio de Tezonapa, estado de Veracruz, México (18° 39' 36.4" N y 96° 48' 34.9" O, y 850 m de altitud promedio); se localiza aproximadamente a 17 km de la

cabecera municipal (Tezonapa) y a 5 km de la comunidad de Plan de Libres o Presidio. El ejido tiene un total de 1051 ha, de las cuales 500 están bajo un régimen de manejo forestal, con un permiso legal de aprovechamiento maderable. El clima, según [García \(1987\)](#), es cálido-húmedo, con una temperatura media anual mayor a los 22°C, las precipitaciones en verano (promedio anual) son de 2000 mm, el porcentaje de lluvia invernal es de 5 %, de un total anual de 10.2 %, y en los meses más secos la precipitación es mayor de 600 mm. La asociación de árboles la componen las especies: *Alfaroa mexicana* D.E. Stone., *Trema micrantha* (L.) Blume, *Bumelia persimilis* Hemsl., *Licaria excelsa* Kosterm., *Quercus* sp. *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.), *Cupania dentata* DC. ([Gutiérrez y Dorantes, 2004](#)), y *T. mexicanum* (DC.) Baill. ([Pennington y Sarukhán, 2005](#)). Este lugar presenta altos índices de regeneración natural y crecimiento de *T. mexicanum* (árboles de 4, 7, 12 y 14 años de edad), en altitudes que oscilan entre los 800 y 900 m, con una distribución de 53 % en 17 ha. Con base en lo anterior se eligió esta especie.

Análisis destructivo

Se utilizó el método de análisis destructivo y se siguió el procedimiento de [Schlegel et al. \(2000\)](#). Se seleccionaron 20 árboles representativos, sin enfermedades, ni deformidades y se distribuyeron en siete categorías diamétricas en intervalos de 5 cm. Se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total (H en metros) de cada árbol, luego se derribaron, seccionaron y pesaron por componentes (fuste, ramas y hojas). El pesaje se realizó con una báscula romana de 200 kg de capacidad y 0.5 kg de precisión. Adicionalmente, se extrajeron muestras de cada componente: tres del fuste (rodajas 5 cm de espesor), dos muestras de ramas (de 10 cm de longitud) y dos bolsas de hojas (de 0.5 a 0.9 kg), mismas que se pesaron de inmediato con un dinamómetro de 12 kg de capacidad y una precisión de 0.1 kg.

Cuantificación de biomasa aérea

Las muestras de fuste, ramas y hojas se secaron a temperatura ambiente durante 45 días, hasta obtener el peso constante de cada muestra. Sin embargo, por la humedad relativa del ambiente ([Acosta et al., 2011](#)), algunas muestras (27 del fuste y 32 de las ramas) fueron trasladadas al Laboratorio de Semillas del Campo Experimental El Palmar, del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap). Las muestras se introdujeron en una estufa de secado convencional marca Riossa, a una temperatura de 100°C durante 48 h; posteriormente, se registró su peso con una báscula analítica Excell SI1-32®, hasta conseguir el peso constante. Los pesos de las muestras restantes se corrigieron de acuerdo con el procedimiento descrito por [Acosta et al. \(2011\)](#). Con los datos de peso seco de las muestras, se procedió a calcular el peso seco total de biomasa por componente, por medio de la relación de peso seco de biomasa entre el peso fresco, y el resultante se multiplicó por el peso fresco correspondiente a cada componente ([Acosta et al., 2002](#); [Díaz et al., 2007](#)).

Contenido de carbono en la biomasa aérea

El [IPCC \(2007\)](#) señala que generalmente el 50 % del peso de biomasa seca es carbono, y argumenta que esta fracción puede ser usada para la conversión de biomasa a carbono. Sin embargo, por la variabilidad de porcentajes de carbono en la biomasa ([Gayoso, 2001](#)), en esta investigación se tomó como referencia la fracción 40.27 % ([Gayoso et al., 2002](#)), con la finalidad de no sobre estimar y mantener el porcentaje de carbono.

Ajuste de modelos alométricos para estimar biomasa y carbono

Se ajustaron diez de los modelos alométricos que propusieron [Gayoso et al. \(2002\)](#) para estimar biomasa por componentes (fuste, ramas, hojas) y total. El ajuste de los modelos se realizó mediante

el análisis de regresión con el paquete estadístico XLSTAT® versión 16.1.09.5739 (Addinsoft, 2014). Se utilizaron las variables: biomasa por componente y total (B en kg), diámetro normal (D en cm) y altura total (H en metros). Los modelos se evaluaron por los criterios estadísticos: coeficiente de determinación (R^2), error cuadrático medio (ECM), criterio de información Akaike (AIC), valor del estadístico F (F) y la probabilidad de F ($P>F$). Además, se consideró como criterio adicional la simplicidad del modelo (Montes de Oca et al., 2009).

Fijación de bióxido de carbono equivalente en la biomasa aérea

La fijación de CO_2e se estimó con el valor del contenido de carbono (componentes y total) y el coeficiente 3.67, que es el resultado de la relación del peso de la molécula de CO_2 (44) entre el peso del átomo de C (12) (Pacheco et al., 2007; Rojo et al., 2003). Además, se estimó el CO_2e en $Mg \cdot ha^{-1}$: se utilizó el promedio del diámetro normal, el promedio de biomasa aérea total (kg), el promedio de contenido de carbono total (kg) y el promedio total de CO_2e (kg) fijado en la biomasa aérea. El número de árboles. ha^{-1} se determinó con base en la información de los puntos de análisis destructivo (20 sitios de 1000 m^2 distribuidos en las 17 ha), cubriendo el mayor gradiente de árboles representativos de esta especie.

RESULTADOS

Biomasa por componente y total

El fuste presentó un intervalo de 24.96 a 479.46 kg, las ramas de 14.25 a 270.42 kg, mientras que en las hojas fue de 7.72 a 58.44 kg. Estos valores indican que el mayor porcentaje de biomasa se encuentra en el fuste (57 %), en rangos de 41.62 a 69.69 %; seguido del componente ramas (34 %), con un rango desde 21.52 hasta 44.34 %; y, finalmente,

el componente hojas (9 %), con un rango de 6.00 a 16.45 %.

En el caso del porcentaje de humedad en promedio, el orden fue: 52.75, 38.32, 36.40 %, para fuste, ramas y hojas, respectivamente, con un promedio para el total de 45.20 %. El peso verde de los 20 árboles de *T. mexicanum* fue de 16.65 Mg, mientras que el peso seco la biomasa total fue de 7.79 Mg.

La suma de biomasa de cada componente correspondió a la biomasa aérea total de cada árbol (tabla 3).

Carbono por componente y total

El 58 % de carbono aéreo se encuentra en el fuste, en un rango de 10.05 a 193.08 kg; siguiendo las ramas con 34 %, en un rango de 5.74 a 108.90 kg; y, por último, las hojas con 8 %, en un rango de 3.11 a 23.54 kg. Los valores de carbono total oscilaron en un rango de 18.91 a 325.51 kg (tabla 1).

Ecuaciones para estimar biomasa y carbono aéreos

Los criterios estadísticos de ajuste determinaron al modelo 4 (fuste, ramas y total) y 6 (hojas) como los mejores para estimar la biomasa y carbono en *T. mexicanum* (tabla 2). En todos los casos los valores estadísticos de F fueron altos; además, la probabilidad fue inferior ($P<0.0001$), con un riesgo de menos 0.01 %. La ponderación de R^2 de los modelos fue de un 0.88, lo que indica que el 88 % de la variabilidad de biomasa aérea es explicada por el diámetro medio (D) y por la altura total del árbol (H) en su caso (Addinsoft, 2014). El modelo 4 fue el mejor para estimar la biomasa aérea, y se comprobó que el uso exclusivo del diámetro medio (D) provee de considerable información al modelo para la predicción. En contraste, el modelo 6 estimó eficientemente la biomasa en las hojas, esto obedece a factores fotosintéticos (competencia por la luz y el CO_2), y se refleja en la producción foliar,

Tabla 1. Características dasométricas, valores de biomasa y carbono en árboles de *T. mexicanum* (DC.) Baill.

Árbol	Categoría diamétrica	CD	D	H	BT	CT
1	10	10-15	13.3	10.6	46.94	18.91
2	15	15-20	16.8	12.5	77.91	31.38
3	15	15-20	17.5	10.8	104.93	42.26
4	20	20-25	24.1	13.2	232.01	93.43
5	20	20-25	24.5	15.5	212.65	85.64
6	20	20-25	24.8	14.3	186.75	75.20
7	20	25-30	26.1	14.7	352.78	142.06
8	25	25-30	30.3	13.9	413.86	166.66
9	25	25-30	30.7	17.2	378.40	152.38
10	25	25-30	30.8	15.8	350.65	141.21
11	30	30-35	31.2	14.8	334.16	134.57
12	30	30-35	32.1	14.5	482.75	194.41
13	30	30-35	32.4	13.8	491.91	198.09
14	30	30-35	32.4	15.9	529.70	213.31
15	30	30-35	34.3	15.1	455.40	183.39
16	35	35-40	37.5	18.7	502.30	202.28
17	35	35-40	37.5	18.1	489.90	197.28
18	35	35-40	39.1	18.1	656.24	264.27
19	40	40-45	41	19.4	685.29	275.97
20	40	40-45	41.5	20.7	808.33	325.51
Media			29.8	15.3	389.65	156.91

CD: categoría diamétrica (cm); D: diámetro normal (cm); H: altura total (m); BT: biomasa total (kg); CT: carbono total (kg). El contenido de C en los 20 árboles de *T. mexicanum* representó 3.13 Mg, cifra que corresponde al 40 % de la biomasa.

Tabla 2. Ecuaciones alométricas generadas para estimar biomasa y carbono por componente y total en *T. mexicanum* (DC.) Baill.

El	Cp	M	Ecuación	R ²	ECM	AIC
B	F	4	$Y = -21.262 + 0.265 (D^2)$	0.86	47.54	148.63
	R	4	$Y = -16.874 + 0.156 (D^2)$	0.86	29.04	129.90
	T	4	$Y = -33.565 + 0.449 (D^2)$	0.93	55.18	154.29
	H	6	$Y = -6.702 + 1.003 (D) + 0.0004 (D^2H)$	0.88	4.84	62.67
	F	4	$Y = -8.562 + 0.106 (D^2)$	0.86	19.14	114.06
C	R	4	$Y = -6.794 + 0.062 (D^2)$	0.86	11.69	95.34
	T	4	$Y = -13.516 + 0.180 (D^2)$	0.93	22.22	119.72
	H	6	$Y = -2.698 + 0.403 (D) + 0.0001 (D^2H)$	0.88	1.95	28.10

El: elemento (B: biomasa; C: carbono); Cp: componente (F: fuste; R: ramas; H: hojas; T: total); M: número del modelo; R²: coeficiente de determinación; ECM: error cuadrático medio; AIC: criterio de información Akaike.

que incrementa directamente con relación a la altura total del árbol (H) (Picard *et al.*, 2012).

El comportamiento de biomasa estimada fue: para el fuste valores de 29.18 a 422.32 kg, mientras que las ramas oscilaron desde 10.65 hasta

252.34 kg, y las hojas tuvieron un valor de 7.39 a 47.50 kg. Para la biomasa total los valores fueron: 49.70 a 725.79 kg, con un promedio de 389.60 kg. El promedio de la diferencia en cada componente (contra la biomasa del análisis destructivo) fue

mínimo (37.14, 18.07, 3.69 kg, para fuste, ramas y hojas, respectivamente); para la biomasa total se presentó un rango de 2.75 a 82.54 kg, y un promedio de 44.32 kg. Los resultados indican que la biomasa aérea de *T. mexicanum* se predijo eficientemente, ya que los valores de diferencia no fueron de gran magnitud (figura 1).

El carbono por componentes fue: para el fuste valores de 10.29 a 175.03 kg, mientras que las ramas presentaron valores de 4.31 a 101.36 kg, y para las hojas de 2.86 a 17.63 kg. La estimación del contenido de carbono total presentó valores de 18.43 a 297.52 kg, y un promedio de 158.74 kg. El promedio de la diferencia por componentes (contra el resultado del factor de conversión de carbono) no tuvo gran magnitud, para el carbono total fue de tan solo 17.90 kg. La tendencia de los

valores de carbono total con respecto al diámetro medio (D), muestran la linealidad del modelo, y se comprobó la hipótesis de que el uso del diámetro medio (D) origina predicciones de biomasa y carbono (B C) eficientes (figura 1).

Bióxido de carbono equivalente en la biomasa aérea

El CO₂e por árbol tuvo un rango de 69.32 a 1 193.55 kg, y un promedio de 575.33 kg. El fuste representó la mayor proporción de CO₂e en un rango de 36.87 a 707.96 kg, las ramas presentaron un rango de 21.05 a 399.30 kg, y las hojas presentaron un rango de 11.40 a 86.30 kg. También se obtuvo la acumulación de biomasa, carbono y CO₂e en Mg.ha⁻¹ (tabla 3).

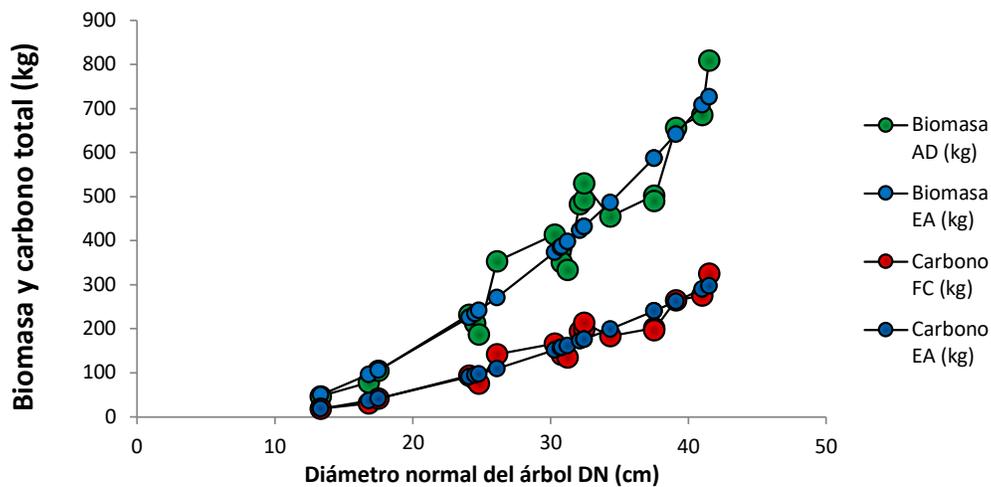


Figura 1. Valores de biomasa y carbono total de *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill. (AD: análisis destructivo; FC: factor de conversión de carbono; EA: ecuaciones alométricas).

Tabla 3. Características dasométricas, biomasa, carbono y bióxido de carbono equivalente de *T. mexicanum* (DC.) Baill.

Árb.	D	H	B		C		CO ₂ e	
(ha ⁻¹)	(cm)	(m)	(kg)	(Mg ha ⁻¹)	(kg)	(Mg ha ⁻¹)	(kg)	(Mg ha ⁻¹)
200	29.8	15.3	389.65	77.92	156.91	31.38	575.33	115.06

D: diámetro promedio (cm); H: altura total promedio (m); B: biomasa promedio (kg; Mg.ha⁻¹); C: carbono promedio (kg; Mg.ha⁻¹); CO₂e: bióxido de carbono equivalente (kg; Mg.ha⁻¹).

DISCUSIÓN

Biomasa por componente y total

Con respecto al mayor porcentaje de biomasa promedio, [Acosta et al. \(2011\)](#) confirmaron que el fuste de un árbol (*Clethra mexicana*) presenta la mayor proporción (fuste: 45.15 %; ramas: 36.24 %; hojas: 18.61 %); además, reportan porcentajes de humedad más altos (*Clethra mexicana*: 61.17 %; *Alnus arguta*: 52.58 %).

El aumento de biomasa promedio es directamente proporcional al incremento del diámetro promedio. [Gómez et al. \(2011\)](#) coinciden con lo anterior, pues analizaron 12 árboles de *Quercus magnoliaefolia* de los cuales 6 presentaron un diámetro promedio de 10.1 a 31.5 cm, y la proporción de biomasa promedio fue de 40.4 a 863.7 kg.

Carbono por componente y total

Los valores de carbono promedio se estimaron de la forma indirecta; este procedimiento ha sido utilizado por algunos autores ([Méndez et al., 2011](#); [Douterlungne et al., 2013](#)). [Montes de Oca et al. \(2012\)](#) afirman que de esta forma se obtiene un resultado conservador. En términos de concentración (% C) la variación es de 34.86 a 48.31 %, y se presenta en cada especie y en cada tejido vegetal de un árbol; también se han presentado variaciones menores, desde 41.05 hasta 46.65 % ([Gayoso, 2001](#)). Usar un factor de conversión para la evaluación del contenido de carbono promedio en la biomasa promedio.

Ecuaciones para estimar biomasa y carbono aéreos

[Montes de Oca et al. \(2009\)](#) ajustaron 13 modelos, incluyendo los 10 de este estudio, en árboles de *Pinus durangensis*. Los mejores fueron el modelo 1 (ramas y hojas), 13 (fuste) y 3 (total) (R^2 : 0.74, 0.86 y 0.86 respectivamente); estas diferencias se

presentaron principalmente por el uso del diámetro en la base (DB), y a que la altura de los árboles fue menor a dos metros, y generalmente los modelos usan el diámetro a 1.30 m. Por otro lado, [Méndez et al. \(2011\)](#) ajustaron nueve de los modelos para estimar la Biomasa en el fuste y total, en una plantación de *Pinus devoniana* y *Pinus pseudostrobus*, y el modelo 4 ($Y = a + b D^2$) fue uno de los mejores; sin embargo, reportó valores más bajos de R^2 : 0.85 y 0.84; 0.90 y 0.85, respectivamente.

Algunos autores ([Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997](#); [Acosta et al., 2002](#); [Díaz et al., 2007](#)) han usado la relación $Y = b X^k$ en su forma normal y lineal, y comprobaron que es útil para estimar la biomasa aérea. [Chave et al. \(2005\)](#) procedieron a calibrar (2410 observaciones) un modelo generalizado que permite amplitud de predicción, abarcando muchas especies y varias zonas ecológicas, desde las zonas más secas, hasta las más húmedas. Sin embargo, [Návar et al. \(2013\)](#) mencionan que un modelo general produce resultados estadísticos de ajuste muy bajos, y concluyen que se debe tener cuidado para elegir el modelo y desarrollar una ecuación propia.

Se comprobó que el análisis destructivo de biomasa aérea es determinante para aplicar alometría a nivel árbol y especie ([Schlegel et al., 2000](#); [Návar et al., 2013](#)).

También se comprobó que el uso exclusivo de la ecuación 4 estimó la biomasa y carbono total del árbol, por tanto, no es necesario evaluar cada componente para determinar la biomasa y carbono aéreos ([Acosta et al., 2011](#)). En contraste, la ecuación 6 solo estimó la biomasa en hojas; esta puede ser usada si se desea determinar la producción foliar.

Bióxido de carbono equivalente en la biomasa aérea

[Méndez et al. \(2011\)](#) estimaron la biomasa, carbono y CO_2 e de una plantación mixta de *Pinus devoniana* y *Pinus pseudostrobus* (564 árboles.ha⁻¹), y a los

13 años de edad acumuló 39.3 Mg B.ha⁻¹, 19.6 Mg C.ha⁻¹ y 72.0 Mg CO₂ ha⁻¹ para ambas especies. Las diferencias son menores, debido a la edad, el D (18.5 cm) y la H (8.9 m), además del desarrollo ontogénico de cada especie (Picard *et al.*, 2012). Por otro lado, Douterlungne *et al.* (2013) estimaron la acumulación de carbono en varias especies, entre ellas *T. mexicanum*, y su acumulación en sus dos primeros años fue de 11.9 Mg C.ha⁻¹ (D: 0 a 39.8 cm; H: 0.50 a 19 m), cifra que difiere (si se extrapolara) de la de este estudio (31.38 Mg C.ha⁻¹). Sin embargo, este autor menciona que esta tasa de acumulación no es extrapolable para cuantificar el carbono a largo plazo, debido a que la tasa decae o aumenta por factores como deforestación y competencia, y aún si se extrapolará a las edades de este estudio (4, 7, 12 y 14 años), la tasa de acumulación es mucho menor.

Ordóñez (1999) afirma que las selvas presentan hasta 120 Mg carbono en la biomasa aérea; esta cifra es considerable ya que las selvas contienen gran cantidad de especies, además deben tener en cuenta los componentes suelo, arbustos y biomasa en descomposición. En términos acumulativos de carbono en la biomasa aérea, la tasa en Mg.ha⁻¹ puede ser subestimada, y puede ser de más magnitud; para no crear incertidumbre, es necesario realizar más investigaciones con respecto a la evaluación de captura de carbono en los bosques; utilizar la combinación de métodos directos e indirectos para una mayor precisión y, según sea el caso, actualizarlos o modificarlos, ya que serán fundamentales para estimaciones futuras.

CONCLUSIONES

El método de análisis destructivo en la biomasa aérea fue determinante para evaluar la captura de carbono en los árboles de *Trichospermum mexicanum*. La ecuación alométrica que incluyó solo al diámetro, estima eficientemente la biomasa y carbono aéreo. La ecuación que incluyó la

combinación de diámetro y altura, solo estimó la biomasa y carbono en el componente hojas.

Las estimaciones de biomasa y carbono son confiables, por tanto, el procedimiento en este estudio puede ser usado en otras especies en condiciones de desarrollo similares. Es recomendable ajustar todos los modelos para determinar cuál o cuáles se integran a las necesidades de cada condición.

La evaluación de carbono en árboles de *Trichospermum mexicanum* generó un resultado que permite conocer con cuánto se contribuye para mitigar la excesiva concentración del bióxido de carbono en la atmósfera, así como apoyar en el mantenimiento del equilibrio del sistema climático.

AGRADECIMIENTOS

A las personas del Núcleo Ejidal Gonzalo Vázquez Vela, Tezonapa, Veracruz, por aceptar la realización de esta investigación en la superficie de sus parcelas, pero sobre todo por su confianza y por brindarnos todas las facilidades. Al Instituto Tecnológico Superior de Zongolica (ITSZ). Al Campo Experimental El Palmar, del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap).

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

E. M. de O.C. ideó la investigación y redacción del manuscrito; A.S.G. trabajó en la investigación con los trabajos en campo; J.A.N.L., S.C.R. y J.G.L. analizaron estadísticamente los datos de la investigación y J. M.G. revisó la redacción del manuscrito.

REFERENCIAS

- Acosta, M., Carrillo, A. y Gómez, V.** (2011). Estimación de biomasa y carbono en dos especies de bosque mesófilo de montaña. *Revista mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2(4), 529-543.
<https://doi.org/10.29312/remexca.v2i4.1638>
- Acosta, M., Vargas, A., Velázquez, M. y Etchevers, B.** (2002). Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 36(6), 725-736.
- Addinsoft Inc.** (2014). User's guide, version 16.1.09.5739. XLSTAT 2014. Nueva York.
<http://www.xlstat.com/es/>
- Brown, S.** (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a Primer. FAO (Food and Agriculture Organization). *Forestry Paper*, 134. Roma.
- Brown, R., Gillespie, A. y Lugo, E.** (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest. Science*, 35(4), 881-902.
- Burstein, J., Chapela y M., G., Aguilar, J., y de León, E.** (2002). Informe sobre la propuesta de pago por servicios ambientales en México. Pago por Servicios Ambientales en Las Américas. México.
- Chave, J.** (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99.
<https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Díaz, F., Acosta, M., Carrillo, E., Buendía, R., Flores, A. y Etchevers, B.** (2007). Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques*, 13(1), 25-34.
<https://doi.org/10.21829/myb.2007.1311233>
- Douterlungne, D., Herrera, G., Ferguson, I. y Soto, P.** (2013). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia*, 47, 385-397.
- García, E.** (1987). *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. 4a. ed. México.
- Gayoso, J. y Alarcón, D.** (2002). *Contenido de carbono y funciones de biomasa en especies nativas y exóticas*. Valdivia: Proyecto Fondef.
- Gayoso, J.** (2001). Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile. En *Taller Secuestro de Carbono* (pp. 22). Universidad Austral de Chile.
- Gómez, D., Etchevers, B., Monterrosos, A. y Tinoco, R.** (2011). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia* Née. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(2), 261-272.
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.11.117>
- Gutiérrez, C. y Dorantes, L.** (2004). *Especies forestales de uso tradicional del estado de Veracruz*. Veracruz: Conafor, Conacyt y UV.
- Intergovernmental Panel on Climate Change** (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. En R. K. Pachauri y A. Reisinger (eds.), *Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático*. Ginebra, Suiza.
- Microsoft** (2020). EXCELL SI1-32® (versión windows 7).
<https://support.office.com/es-emx>
- Méndez, G., Luckie, N., Capó, y Nájera, L.** (2011). Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *Pinus pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia*, 45(4), 479-491.
- Montes de Oca, E., Rojas, R., Nájera, L., Méndez, G. y Graciano, L.** (2012). Estimación de carbono almacenado en la regeneración natural de *Pinus durangensis* Martínez en El Salto, Durango. *Colombia Forestal*, 15(2), 151-159.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2012.2.a01>
- Montes de Oca, E., García, P., Nájera, L. y Méndez, G.** (2009). Ajuste de ecuaciones de biomasa para *Pinus durangensis* (Martínez M.) en la región de El Salto, Durango. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(1), 65-71.
- Návar, C. Rodríguez, F. y Domínguez, C.** (2013). Ecuaciones alométricas para árboles tropicales:

aplicación al inventario forestal de Sinaloa, México. *Agronomía Mesoamericana*, 24(2), 347-356.

<https://doi.org/10.15517/am.v24i2.12534>

Ordóñez, D. (1999). *Captura de carbono en un bosque templado: El caso de San Juan Nuevo, Michoacán*. México: Instituto Nacional de Ecología; Semarnap.

Pacheco, A., Aldrete, A., Gómez, G. Fierros, G. y Vaquera, H. (2007). Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia mexicana*, 30(3), 251-254.

Pennington, T. y Sarukhán, J. (2005). *Arboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies* (3era ed.). México: Universidad Nacional Autónoma de México; Fondo de Cultura Económica.

Picard, S. y Henry, M. (2012). *Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción*. Roma, Italia: Organización de las

Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement.

Rojo, M. y Velázquez, M. (2003). Las masas forestales como sumideros de CO₂ ante un cambio climático global. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 9(1), 57-67.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2009). *Serie ¿Y el medio ambiente? Cambio climático: ciencia, evidencia y acciones*. México: Dirección General de Estadística e Información Ambiental.

Schlegel, B., Gayoso, J. y Guerra, J. (2000). *Manual de procedimientos: muestreos de biomasa Forestal*. Valdivia, Chile: Proyecto Fondef; Universidad Austral de Chile.

Ter-Mikaelian, T. y Korzukhin, M. (1997). Biomass equation for sixty-five north American tree species. *Forest Ecology and Management*, 97(1), 1-24.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00019-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00019-4)





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Estimación de volumen de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en diferentes entidades federativas de México

Volume estimation of *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. In different states Mexico

Juan Carlos Guzmán-Santiago¹, Oscar Alberto Aguirre-Calderón¹, Javier Jiménez-Pérez¹ y Benedicto Vargas-Larreta¹

Recepción: 13 de noviembre 2019

Aprobación: 21 de mayo 2020

Guzmán-Santiago, J. C., Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J. y Vargas-Larreta, B. (2020). Estimación de volumen de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en diferentes entidades federativas de México. *Colombia Forestal*, 23(2), 99-113.

Resumen

Las variables diámetro y altura son factores indispensables en inventarios forestales para determinar el volumen que se almacena en el bosque. El objetivo de esta investigación fue generar una ecuación para ocho entidades federativas que permita estimar de forma precisa el volumen maderable de *Abies religiosa* en el centro y sur del país. Se utilizaron 2.747 datos para ajustar ecuaciones de volumen rollo total árbol, volumen de ramas y volumen total árbol (vrta, vramas y vta). Para la selección del mejor modelo se fijaron los siguientes criterios: coeficiente de determinación ajustada, sesgo, error medio; así como el análisis gráfico y numérico de los residuales. Debido a la falta de información de las ramas para las entidades de Tlaxcala y Veracruz solo se obtuvo el volumen rollo total árbol. La bondad de ajuste generada por las ecuaciones es confiable, ya que explican más del 93 % a la variable dependiente, los errores son menores a 0.47 m. Estas expresiones son una herramienta útil que podrá ser aplicada por los técnicos forestales en distintos rodales en la zona de estudio.

Palabras clave: árboles, bondad de ajuste, datos dasonométricos, precisión.

Abstract

Diameter and height are crucial parameters in forest inventories to determine the volume that is stored in the forest. The objective of this research was to generate an equation for eight federative entities that allows an accurate estimate of the timber volume of *Abies religiosa* in the center and south of the country. Around 2,747 trees were used to adjust equations of total tree roll volume, branch volume and total tree volume (vrta, vramas and vta). The following criteria were set for the selection of the best model; adjusted coefficient of determination, bias, mean error; as well as the graphical and numerical analysis of the residuals. Due to the lack of information on the branches, for Tlaxcala and Veracruz states only the total tree roll volume was obtained. The goodness of fit generated by the equations is reliable, since it explains more than 93% to the dependent variable, the errors are less than 0.47 m. These expressions are

¹ Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Linares, Nuevo León, México, C. P. 67700. charly.230584@gmail.com; oscar.aguirrecl@uanl.edu.mx Autor para correspondencia*; jjimenez20@gmail.com; vlbene@gmail.com

<https://doi.org/10.14483/2256201X.15557>

useful tools that can be applied by forestry technicians in different stands in the study area.

Keywords: trees, goodness of fit, dasometric data, precision.

INTRODUCCIÓN

La información dasométrica obtenida mediante un inventario forestal permite tomar una serie de decisiones para el manejo de la masa arbórea en un determinado periodo para el silvicultor, principalmente para la estimación de volumen (Corral-Rivas y Návar-Chaidez, 2009). La estimación de existencias reales maderables es una actividad importante para el técnico o propietario ya que, además del volumen total del árbol, también es necesario conocer su distribución comercial (en rollo, aserrado, trituración, entre otros) (Diéguez-Aranda et al., 2009).

Estas ecuaciones aditivas surgen del volumen fustal y de ramas, como parámetros de variables resultantes del diámetro normal a 1.30 m y la altura total (Kitikidou et al., 2017). En este sentido, la modelación forestal posee la herramienta esencial sobre la cuantificación de los productos generados; esta permite inferir en el crecimiento y desarrollo de las masas a través de la aplicación de tratamientos silvícolas con la intención de mejorar la calidad de cada uno de los individuos de la masa forestal (Quiñonez-Barraza et al., 2015; Valencia-Manzo et al., 2017).

México contaba hasta hace unas décadas con pocas ecuaciones de crecimiento, sobre todo ecuaciones de volumen para distintas especies de regiones de bosques templados, selvas y regiones tropicales. Sin embargo, partes de esas ecuaciones en la actualidad están obsoletas; en la mayoría de los casos una sola ecuación solía ser utilizada para varias especies (Cruz-Cobos et al., 2016). De frente a esta dificultad, distintas instituciones han colaborado y mostrado interés para desarrollar investigaciones con el objetivo de generar herramientas prácticas, como los modelos biométricos, para apoyar a los manejadores forestales en

la obtención de mejores estimaciones de los rendimientos maderables de sus bosques, así como en la toma de decisiones (Vargas-Larreta et al., 2017).

La presente investigación tuvo como objetivo generar una ecuación por entidad federativa que permita estimar de forma precisa el volumen maderable de *Abies religiosa* en el centro y sur del país, misma que fungirá como una herramienta para los técnicos forestales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los sitios de estudio se llevaron a cabo en ocho entidades federativas, con sus respectivas unidades de manejo forestal (Umafor): Guerrero (1203), Puebla (2101, 2105 y 2108), Tlaxcala (2901 y 2902), Veracruz (3004 y 3012), Michoacán (1604, 1605, 1607 y 1608), Jalisco (1404, 1406 y 1410), Hidalgo (1303) y Estado de México (1503, 1507, 1508, 1509 y 1510) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2016). Los datos de todas las Umafores en cada entidad se agruparon con la finalidad de llevar a cabo los ajustes.

Tamaño de muestra

La información de campo se obtuvo de 21 Umafor, con un total de 2747 árboles; mismos que provienen de zonas de aprovechamiento, así como y de áreas no autorizadas para el derribo. Para el primer caso se utilizó el muestreo destructivo consistió en derribar, seccionar y medir los árboles; mientras que para las áreas no autorizadas las mediciones se hicieron en árboles en pie de manera escalonada y con forcípula láser Haglof Digitech Professional para medir el diámetro a distintas

alturas; considerando diferentes categorías diamétricas (tabla 1). En cada sitio el diámetro normal (Dn) fue medido en pie con una cinta diamétrica alemana Forestry Suppliers, Inc. P.O. BOX 8397 y forcípula Haglof Mantax Blue, medido a 1.30 sobre el nivel del suelo; y la altura total (Ht) con el Hipsómetro Haga®; en este caso, los individuos derribados fueron medidos con el flexómetro Uline Accuc-Lock H-1766.

Para cada árbol se registraron las siguientes variables: diámetro normal medido a 1.3 m sobre el nivel del suelo (Dn, cm), altura total (Ht, en metros) y diámetros con corteza a distintas alturas (d_i , en cm) a lo largo del fuste con respecto al suelo (h_i , en m). Las primeras mediciones se realizaron en dos secciones de 0.30 m por encima del tocón; posterior a eso, la siguiente sección fue en el diámetro normal (1.30 m); y después las secciones fueron cortadas de manera constante a 2.54 m de longitud hasta llegar a la punta del árbol. De igual forma, se midieron todas las ramas mayores o iguales a 5 cm, mismas que fueron seccionadas a distintas longitudes (d_{ii} en cm). Tanto los árboles

derribados, como los que se midieron en pie, fueron cubicados por secciones, en donde el volumen de cada sección de fuste y de rama se estimó mediante la fórmula de Smalian; las puntas se cubieron mediante la ecuación del cono. El volumen total del árbol se estimó sumando el volumen del fuste y de las ramas (Vargas-Larreta et al., 2017).

Ecuaciones ajustadas

Se ajustaron seis ecuaciones para calcular la relación entre el volumen rollo total árbol y una ecuación para estimar el volumen de ramas (v_{rta} , v_{ramas}); teniendo como variables independientes el diámetro y la altura total. Posteriormente, se realizó un ajuste simultáneo para estimar el volumen total de los árboles (v_{ta}) de cada una de las entidades federativas; que consiste en la suma de las ecuaciones anteriores (tabla 2). Sin embargo; en las regiones de Tlaxcala y Veracruz la ecuación de ramas (7) se excluyó, ya que no hubo información suficiente.

En la tabla 2 se muestran las ecuaciones utilizadas:

Tabla 1. Resumen de las variables dasométricas

Entidades	N.º de árboles	Media	Máximo	Mínimo	Desviación estándar
Diámetro (cm)					
Guerrero	162	28.49	72.2	8.7	14.8
Hidalgo	180	37.29	64	8.6	11.27
Jalisco	153	40.98	80	8.5	16.11
México	642	42.68	94	8	21.16
Michoacán	531	41.69	92.3	8	16.86
Puebla	479	43.32	99	5.4	21.98
Tlaxcala	302	32.34	86.5	9.8	15.16
Veracruz	298	32.46	97	8.2	12.08
Altura (m)					
Guerrero	162	21.5	44.8	7.7	7.94
Hidalgo	180	31.78	43.3	8	6.73
Jalisco	153	26.02	38.8	7.3	7.42
México	642	26.14	52.45	6.2	9.72
Michoacán	531	26.48	46	6.35	7.73
Puebla	479	26.63	50.2	6.1	8.61
Tlaxcala	302	19.01	41.2	5.3	8.94
Veracruz	298	17.34	32.9	7.6	4.28

Tabla 2. Ajustes de ecuaciones de volumen (vrta, vramas y vta). V= volumen (m³), D= diámetro normal (cm), d= diámetro de ramas (cm), H= altura total (m), a_i = parámetros a ser estimados (i = 0, 1, 2)

Referencia	Expresión	Ecuación
Spurr Potencial	$a_0 * (D * h)^{a_1}$	1
Spurr	$v = a_0 * (D^2 * H)$	2
Schumacher y Hall (alométrica)	$V = a_0 * (D^{a_1} * H^{a_2})$	3
Spurr con término independiente	$a_0 + a_1 * (D^2 * H)$	4
Variable combinada generalizada incompleta	$V = a_0 + a_1 * H + a_2 * (D^2 * H)$	5
Honer	$v = \frac{D^2}{a_0 + a_1 * H}$	6
Ramas	$v = b_0 * d^2$	7

Método de ajuste y selección de modelos

Los modelos ajustados fueron de tipo no lineal, ya que desde un punto biológico estas ecuaciones tienen un comportamiento más consistente en la curva (Huang *et al.*, 1992). La estimación de los parámetros se usó el método de mínimos cuadrados ordinarios (OLNS), ya que esta técnica permite minimizar los errores de los parámetros. Para evitar la convergencia de los parámetros a un óptimo local se usaron los valores obtenidos por Vargas-Larreta *et al.* (2017). Las ecuaciones fueron ajustadas con el software SAS/ETS^a (SAS Institute Inc. 2008). El análisis de la capacidad de ajuste de los modelos se basó en comparaciones numéricas y gráficas.

La expresión de los estadísticos de bondad de ajustes es la siguiente:

$$R^2_{adj} = 1 - (1 - R^2) \left[\frac{n-1}{n-p-1} \right] \quad 8$$

$$REMC = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n-p}} \quad 9$$

$$\bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)}{n} \quad 10$$

Donde: R²adj= coeficiente de determinación ajustada, REMC= raíz del error medio cuadrático, (\bar{e}) = Sesgo. p= es el número de parámetros a estimar, n= es el tamaño de muestra, Y_i= son los valores observados, \hat{Y}_i =son los valores predichos.

Además, se hizo un análisis gráfico de los residuos frente a los valores predichos de altura total, ya que este procedimiento se considera una de las maneras más eficientes de evaluar la capacidad de ajuste de un modelo (Diéguez-Aranda *et al.*, 2005; Guzmán-Santiago *et al.*, 2019) al permitir detectar posibles tendencias sistemáticas de los datos, así como para seleccionar factores de ponderación si fuesen necesarios debido a la presencia de heterocedasticidad (Neter *et al.*, 1996).

Corrección de heterocedasticidad

Para garantizar las estimaciones de los parámetros se corrigió el efecto de heterocedasticidad (varianza no constante), para lo cual se realizó una ponderación aplicando los mismos pesos a la inversa de la varianza de cada observación. La varianza desconocida se estimó con la función potencial $\sigma_i^2 = \gamma \times X_i^k$. Los valores de γ y del exponente k se optimizaron empleando los errores del modelo ajustado sin pesos como variable dependiente en

el modelo potencial de varianza del error (Harvey, 1976). Finalmente, el peso considerado fue $1/D^2$ para la ecuación de volumen de las ramas con corteza y $1/D^2 * H$ para la ecuación de volumen rollo total árbol.

RESULTADOS

Ecuaciones ajustadas

Estadísticamente el modelo de Spurr Potencial (Ec. 1) fue ligeramente superior que el resto de las ecuaciones. Sin embargo, en el análisis gráfico causó algunos problemas de precisión. Por lo anterior, en las entidades de Jalisco, México y Puebla

se seleccionó la ecuación de Schumacher y Hall (1933) (Ec. 3); mientras que en Guerrero, Hidalgo, Michoacán, Tlaxcala y Veracruz se optó por la ecuación 1, ya que mostró excelentes resultados. En este sentido, la ecuación 3 en el volumen de rollo total árbol (vrta) presentó un sesgo que va de 0.028 a 0.034 m³, con una raíz de error medio cuadrático (REMC) menor a 0.44 m³, así como un coeficiente de determinación ajustada (R^2_{adj}) de 96 %, respectivamente (tabla 3).

Para el volumen de ramas (vramas), el sesgo es menor a 0.001 m³; mientras que la REMC promedio corresponde a 0.08 m³; además, presentó una R^2_{adj} superior a 0.44 (tabla 4). Como consecuencia en el volumen total árbol (vta) se obtuvo un sesgo promedio de 0.033 m³, donde la bondad de ajuste

Tabla 3. Parámetros y estadísticos de bondad de ajuste del volumen rollo total árbol (Vrta)

Entidades	P	EP	EE	T	P-Valor	Vrta			Ec
						e	REMC	R^2_{adj}	
Guerrero	a_0	0.00004	0.000002	18.95	< 0.0001				
	a_1	1.50678	0.007420	202.97	< 0.0001	0.01263	0.17	0.98	1
	b_0	0.00003	0.000002	11.46	< 0.0001				
Hidalgo	a_0	0.00003	0.000002	12.23	< 0.0001				
	a_1	1.55023	0.011200	138.44	< 0.0001	-0.00603	0.22	0.96	1
	b_0	0.00002	0.000001	11.86	< 0.0001				
Jalisco	a_0	0.00007	0.000006	12.10	< 0.0001				
	a_1	1.81731	0.026700	68.04	< 0.0001	0.02802	0.26	0.96	3
	a_2	0.96656	0.040600	23.82	< 0.0001				
México	b_0	0.00004	0.000003	14.97	< 0.0001				
	a_0	0.00007	0.000003	26.00	< 0.0001				
	a_1	1.79199	0.017700	101.23	< 0.0001	0.03074	0.44	0.96	3
Michoacán	a_2	1.01380	0.024100	42.09	< 0.0001				
	b_0	0.00003	0.000001	29.77	< 0.0001				
	a_0	0.00003	0.000002	13.89	< 0.0001				
Puebla	a_1	1.54889	0.009630	160.89	< 0.0001	0.01995	0.45	0.93	1
	b_0	0.00005	0.000002	21.85	< 0.0001				
	a_0	0.00006	0.000004	17.86	< 0.0001				
Tlaxcala	a_1	1.75637	0.019300	91.00	< 0.0001	0.03441	0.41	0.96	3
	a_2	1.06774	0.031900	33.49	< 0.0001				
	b_0	0.00004	0.000002	24.72	< 0.0001				
Veracruz	a_0	0.00009	0.000005	18.25	< 0.0001	0.00971	0.24	0.96	1
	a_1	1.41699	0.007880	179.86	< 0.0001				
Veracruz	a_0	0.00003	0.000001	21.83	< 0.0001	-0.00835	0.18	0.96	1
	a_1	1.58643	0.006270	253.14	< 0.0001				

Tabla 4. Parámetros y estadísticos de bondad de ajuste del volumen de ramas (Vramas)

Entidades	P	EP	EE	T	P-Valor	Vramas			
						E	REMC	R ² _{adj}	Ec
Guerrero	a ₀	0.00004	0.000002	18.95	< 0.0001				
	a ₁	1.50678	0.007420	202.97	< 0.0001	-0.00004	0.04	0.39	1
	b ₀	0.00003	0.000002	11.46	< 0.0001				
Hidalgo	a ₀	0.00003	0.000002	12.23	< 0.0001				
	a ₁	1.55023	0.011200	138.44	< 0.0001	-0.00008	0.04	0.30	1
	b ₀	0.00002	0.000001	11.86	< 0.0001				
Jalisco	a ₀	0.00007	0.000006	12.10	< 0.0001				
	a ₁	1.81731	0.026700	68.04	< 0.0001	0.00311	0.07	0.44	3
	a ₂	0.96656	0.040600	23.82	< 0.0001				
México	b ₀	0.00004	0.000003	14.97	< 0.0001				
	a ₀	0.00007	0.000003	26.00	< 0.0001				
	a ₁	1.79199	0.017700	101.23	< 0.0001	0.00143	0.08	0.47	3
Michoacán	a ₂	1.01380	0.024100	42.09	< 0.0001				
	b ₀	0.00003	0.000001	29.77	< 0.0001				
	a ₀	0.00003	0.000002	13.89	< 0.0001				
Puebla	a ₁	1.54889	0.009630	160.89	< 0.0001	-0.00223	0.12	0.25	1
	b ₀	0.00005	0.000002	21.85	< 0.0001				
	a ₀	0.00006	0.000004	17.86	< 0.0001				
	a ₁	1.75637	0.019300	91.00	< 0.0001	0.00311	0.09	0.49	3
	a ₂	1.06774	0.031900	33.49	< 0.0001				
	b ₀	0.00004	0.000002	24.72	< 0.0001				

Tabla 5. Parámetros y estadísticos de bondad de ajuste del volumen total árbol (Vta)

Entidades	P	EP	EE	T	P-Valor	Vta			
						e	REMC	R ² _{adj}	Ec
Guerrero	a ₀	0.00004	0.000002	18.95	< 0.0001				
	a ₁	1.50678	0.007420	202.97	< 0.0001	0.01259	0.17	0.98	1
	b ₀	0.00003	0.000002	11.46	< 0.0001				
Hidalgo	a ₀	0.00003	0.000002	12.23	< 0.0001				
	a ₁	1.55023	0.011200	138.44	< 0.0001	-0.00611	0.23	0.96	1
	b ₀	0.00002	0.000001	11.86	< 0.0001				
Jalisco	a ₀	0.00007	0.000006	12.10	< 0.0001				
	a ₁	1.81731	0.026700	68.04	< 0.0001	0.03114	0.28	0.96	3
	a ₂	0.96656	0.040600	23.82	< 0.0001				
México	b ₀	0.00004	0.000003	14.97	< 0.0001				
	a ₀	0.00007	0.000003	26.00	< 0.0001				
	a ₁	1.79199	0.017700	101.23	< 0.0001	0.03217	0.45	0.96	3
Michoacán	a ₂	1.01380	0.024100	42.09	< 0.0001				
	b ₀	0.00003	0.000001	29.77	< 0.0001				
	a ₀	0.00003	0.000002	13.89	< 0.0001				
Puebla	a ₁	1.54889	0.009630	160.89	< 0.0001	0.01771	0.47	0.93	1
	b ₀	0.00005	0.000002	21.85	< 0.0001				
	a ₀	0.00006	0.000004	17.86	< 0.0001				
	a ₁	1.75637	0.019300	91.00	< 0.0001	0.03752	0.45	0.96	3
	a ₂	1.06774	0.031900	33.49	< 0.0001				
	b ₀	0.00004	0.000002	24.72	< 0.0001				

P= parámetros, EP= estimador de parámetros, EE= error estándar, P>t= valor de la probabilidad de la distribución de la t de Student, e= sesgo, REMC= raíz del error medio cuadrático, R²_{adj}= coeficiente de determinación ajustada.

es aceptable estadísticamente ($REMC < a 0.45 \text{ m}^3$; $R^2_{\text{adj}} = 96 \%$). Para el caso del modelo 1, el sesgo se encuentra entre -0.008 y 0.01 m^3 , mismo que muestra una $REMC$ menor a 0.45 m^3 , y un 93% de la varianza total de la variable explicada en el vrta. Además, se observa en el volumen de ramas (vramas), que el sesgo está por debajo de -0.002 , con errores que oscila entre 0.04 y 0.12 m^3 ($R^2_{\text{adj}} > a 0.25$), y que por consecuencia se refleja en el Vta la capacidad del modelo de explicar a la variable (tabla 5).

Comparación entre entidad federativa

En la figura 1 se aprecia las curvas de ajuste de la ecuación 1 sobre los datos de campo de cada una de las entidades, en la que en los sitios de Guerrero (a) e Hidalgo (b) se obtuvieron categorías diamétricas hasta de 70 cm ; así como un volumen total máximo de 7 y 6 metros cúbicos (m^3), aproximadamente. Para la entidad de Michoacán (e) se obtuvo información de volumen de 13 m^3 con categorías máximas de 95 cm . Por otra parte, en Tlaxcala (g) el volumen rollo total árbol (vrta) fue de 5.7 m^3 , ligeramente superior en que Veracruz (h), en la cual generó un volumen 3.6 m^3 .

La ecuación 3 estima una buena proyección sobre los datos provenientes de la Ciudad de México (d) y Puebla (f), en donde ambos obtuvieron volumen de 12.3 m^3 con categorías de hasta 95 cm ; mientras que en Jalisco (c) hubo una menor cantidad volumétrica (6.7 m^3) con diámetros menores a 80 cm . En las ciudades de México, Puebla y Michoacán se aprecia la mayor concentración en volumen maderable; además, en Hidalgo y Tlaxcala se observa que no existe una marcada diferencia a pesar de que el segundo sitio (g) no contiene información de ramas; esto quizás se deba por la cantidad de muestras obtenidas.

Evolución del sesgo

En la figura 2 se observa que el sesgo generado por la ecuación 1 para las entidades de Guerrero (a) y Michoacán (e) se encuentra cercano a cero en diámetros que van de 5 a 45 cm ; mientras que en datos de 50 a 63 cm el modelo subestima con un grado de error más notable; a partir de diámetros superiores a 64 se observa un marcado grado de sobreestimación. En el caso de Hidalgo (b) el grado de error se observa con más claridad en categorías mayores de 40 cm , mientras que en Tlaxcala (g) tiene una distribución normal (cercano a cero) en diámetros de 5 a 59 cm , y en categorías mayores a 60 cm el modelo tiende a subestimar la información volumétrica (vrta), sobre todo en diámetro 64 ya que alcanza un error de 0.62 m^3 .

Para el caso de Veracruz (h) el sesgo es prácticamente nulo en árboles con categorías menores a 49 cm . Sin embargo, en diámetros de 50 a 59 cm se observa una ligera sobreestimación. Los errores con subestimación notable se presentan en los datos mayores a 60 cm .

De igual forma se comporta la ecuación 3 para la entidad de Jalisco (c), pues sobreestima ligeramente los datos en diámetros menores a 37 cm , mientras que categorías de 38 a 69 se observa la subestimación; en diámetros mayores a 70 sucede todo lo contrario, tomando valores de -0.20 . En la Ciudad de México (d), el margen de error notable se presenta en diámetros superiores a 40 cm , ya que subestiman el volumen con un error de 0.30 m^3 . Por otra parte, en Puebla (f) se observa que el modelo estima adecuadamente en categorías menores a 50 cm ; mientras que en categorías de 55 a 78 cm tiende a subestimar el volumen hasta de 0.50 m^3 , de igual forma para diámetros mayores a 79 cm se observa una distribución con margen de error de -0.58 a 0.39 m^3 .

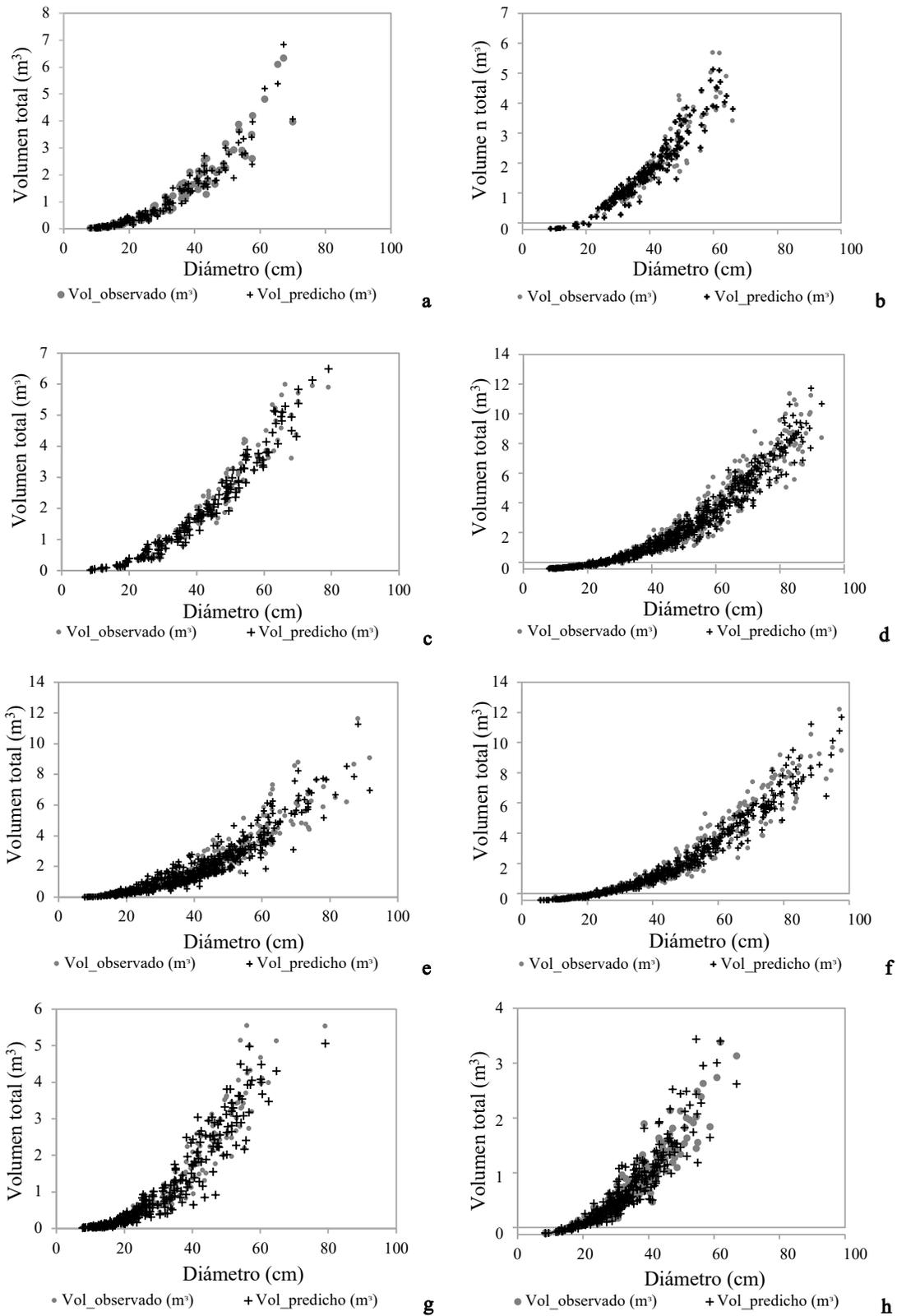


Figura 1. Volúmenes observados vs. predichos: a= Guerrero, b= Hidalgo, c= Jalisco, d= México, e= Michoacán, f= Puebla, g= Tlaxcala, h= Veracruz.

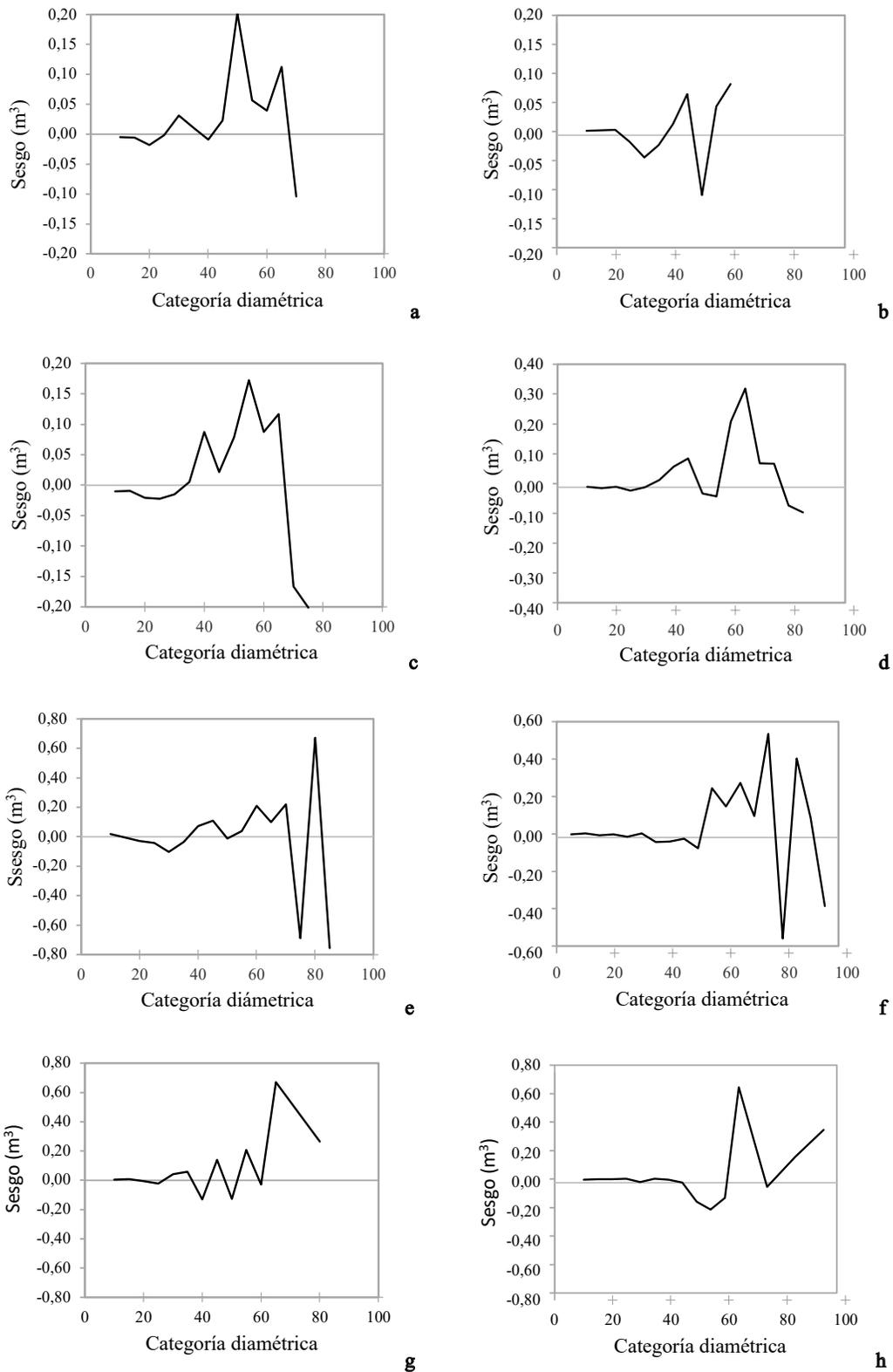


Figura 2. Sesgos de categorías diamétricas: a= Guerrero, b= Hidalgo, c= Jalisco, d= México, e= Michoacán, f= Puebla, g= Tlaxcala, h= Veracruz.

Evolución de la raíz del error medio cuadrático (REMC)

La ecuación de Spurr Potencial (Ec. 1) tiene en general un buen comportamiento sobre las clases diamétricas. Se observa que, para las entidades de Guerrero (a) e Hidalgo (b) en diámetros menores a 19 cm presentan errores mínimos; sin embargo, de 20 a 59 cm tiende a subir de forma constante; mientras que para categorías de 65 en el sitio a, presenta el error más alto 0.62 m^3 y luego la curva disminuye con aproximación a cero. En el caso del sitio b, el punto más alto de error está en diámetro de 50 cm; y no tiene un comportamiento constante para el resto de las categorías; al igual que en Michoacán (e), donde el modelo prácticamente tiende a incrementar ligeramente hasta las categorías de 80 cm.

Para el caso de Tlaxcala (g) y Veracruz (h) se observa que en ambos sitios el error tiende a incrementar a medida que aumentan las categorías diamétricas, alcanzando su máximo error (0.65 m^3) en diámetros de 65 cm (G) y 55 cm (0.77 m^3) para el sitio h y, posteriormente, tienden a decrecer.

En cuanto a la ecuación de Schumacher y Hall (Ec. 3) para la zona de Jalisco (c) se observa que el error mayor se presenta en las categorías de 65 cm, ya que alcanza un error de 0.65 m^3 . Esto también se puede apreciar en los sitios de la Ciudad de México (d) y Puebla (f), donde los errores crecen ligeramente conforme aumentan las categorías diamétricas; aunque no se ve afectada en gran medida la estimación, ya que la mayoría de los árboles son de categorías menores a 70 cm, tal como se muestra en el estudio realizado por [Pineda-López et al. \(2013\)](#), en el que la mayoría de los árboles se encuentran diámetros de 10 a 35 cm.

DISCUSIÓN

La bondad de ajuste de las ecuaciones analizadas resultó altamente significativa ($p < 0.0001$), por lo que la información generada es adecuada para su

aplicación en las áreas de estudio. En efecto, varios estudios de caso muestran que con las ecuaciones aditivas es posible estimar el volumen total (Ecs. 1-7 y 3-7) ([Fang y Bailey, 2001](#); [Özçelik y Göçeri, 2015](#)). Este ajuste simultáneo permitió obtener predicciones consistentes debido a la flexibilidad ([Tang et al., 2016](#); [Hernández-Ramos et al., 2017a](#)) con excepción para las entidades de Tlaxcala y Veracruz.

Con las ecuaciones generadas se logra una mayor precisión y se evita pérdidas económicas que en ocasiones ocurren a partir de las sub o sobreestimaciones ([Vásquez-Bautista et al., 2016](#)). Bajo esta perspectiva, la ecuación de [Schumacher y Hall \(1933\)](#), y de Spurr Potencial fueron las mejores; mismas que son respaldadas por otros autores ([Parresol et al., 1987](#); [Fang y Bailey, 2001](#); [Özçelik y Göçeri, 2015](#); [Hernández-Ramos et al., 2017b](#)) en estudios similares.

Los resultados obtenidos por [Vargas-Larreta et al. \(2017\)](#) sobre esta especie se encuentran disponibles en la plataforma digital denominado Sistema Biométrico Forestal ([SiBiFor, 2016](#)); donde las ecuaciones están clasificadas para 21 UMAFOR en las entidades de estudio. En esta se observa que, en la bondad de ajuste, el coeficiente de determinación (R^2_{adj}) supera el 96 % y la raíz del error medio cuadrático (REMC) es menor a 0.49 metros en promedio, todas con la ecuación de Schumacher y Hall (Ec. 3). Ante esta circunstancia se planteó buscar una regresión que permitiera obtener resultados similares o superiores a nivel entidad o nacional. Por lo que en este análisis se llegó a la conclusión de que estadísticamente no existen diferencias en cuanto a la bondad de ajuste en comparación con el [SiBiFor \(2016\)](#); por lo cual, el modelo de Spurr Potencial (Ec. 1) fue el más aceptado en la mayoría de los casos, que presentó en promedio un R^2_{adj} superior a 93 % y una REMC de 0.47 metros; seguido por la expresión 3, que presentó un R^2_{adj} de 96 % y una REMC de 0.45 metros. Por lo tanto, es posible ampliar el uso de las ecuaciones a nivel de entidad sin problema, independientemente de la variedad de las masas en distintos sitios ([Kitikidou et al., 2017](#)).

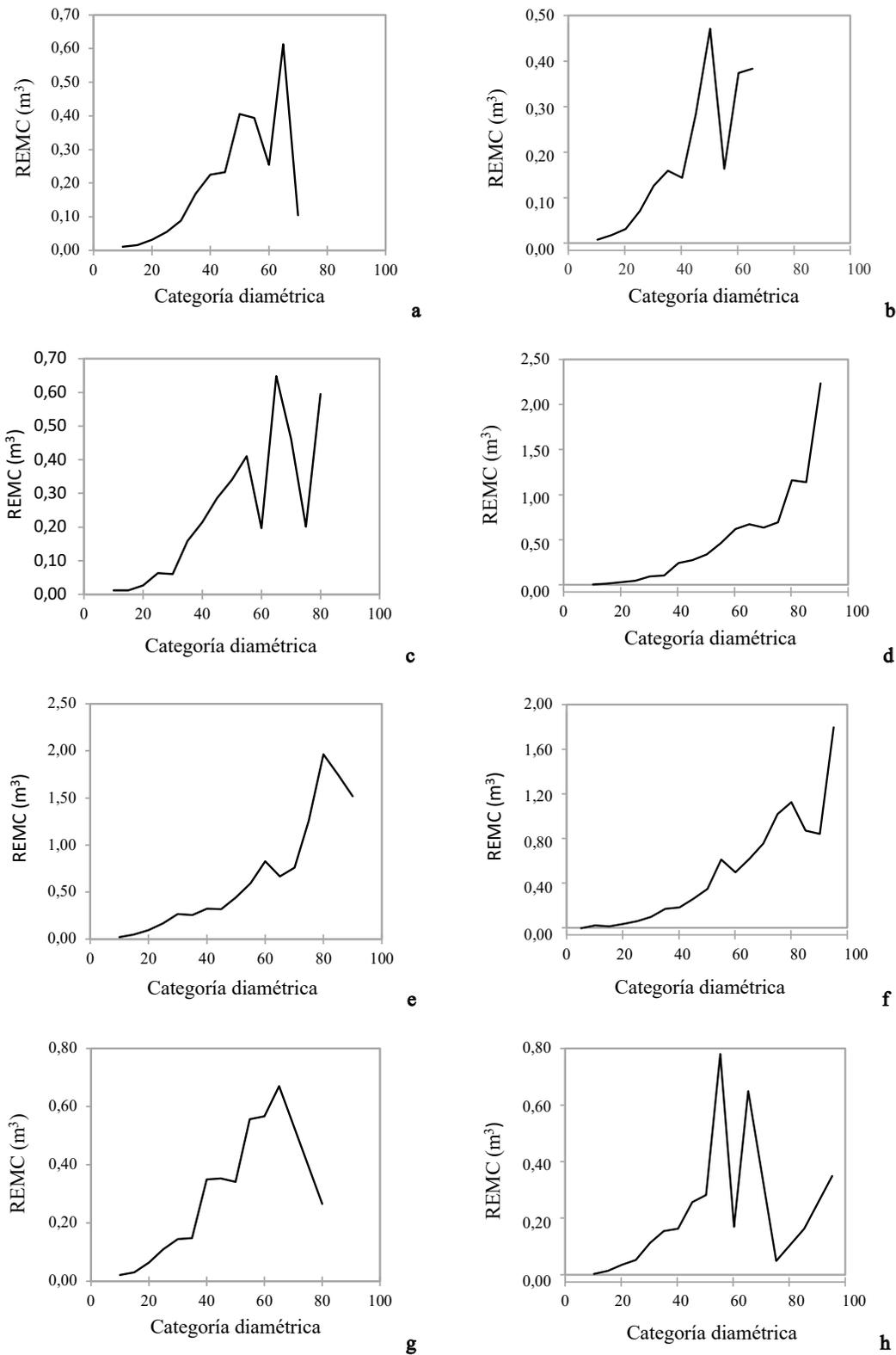


Figura 3. Raíz del error medio cuadrático (REMC) de categorías diamétricas: a= Guerrero, b= Hidalgo, c= Jalisco, d= México, e= Michoacán, f= Puebla, g= Tlaxcala, h= Veracruz.

La respuesta a la buena bondad de ajuste de ambas ecuaciones se debe a que biológicamente son flexibles en su aplicación por tener pocos parámetros (Vanclay, 1994, Fernández *et al.*, 2011), además de describir de forma geométrica el árbol (Spurr, 1952; Tlaxcala-Méndez *et al.*, 2016). Otra ventaja es que estas ecuaciones son válidas para modelar especies tropicales (Cruz-Cobos *et al.*, 2016; Mayaka *et al.*, 2017), templadas o latifoliadas (Crecente-Campo *et al.*, 2014); además, cumple con la condición, cuando el modelo pasa al origen, el volumen tiende a cero si la variable independiente es cero (Prodan *et al.*, 1997); también al ser menos complejas y de cumplir con los supuestos de regresión generan ganancias significativas (Salas *et al.*, 2005; Honorato-Salazar, 2011; Barrios *et al.*, 2014).

Estos casos de estudios se encuentran en los trabajos de Akindele y LeMay (2006) en Nigeria; así como en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en Salento, Quindío de Bogotá, y *Populus* spp. en el Delta del Paraná, Argentina (Fernández *et al.*, 2011); modelada por la ecuación 3 (Barrios *et al.*, 2014). Por otra parte, Da Cunha y Guimarães-Finger (2009) optó por la ecuación 1 para estimar el volumen de *Pinus taeda* en Brasil, donde obtuvo un R^2_{adj} de 0.98. Otra evidencia se encuentra en la investigación de Hernández-Ramos *et al.* (2017b) en la que se señalan que las ecuaciones 1 y 3 fueron las mejores para la estimación de volumen en *Eucalyptus urophylla* y de *Swietenia macrophylla* (Hernández-Ramos *et al.*, 2018); ambas en México.

Así mismo, la ecuación 3 modeló a las especies de *Arbutus* spp (Cruz-Cobos *et al.*, 2016); al igual que para 12 especies en Durango según Simental-Cano *et al.* (2017). Esto complementa el trabajo de Tapia y Nívar (2011), donde señalan, que obtuvieron buenas estimaciones (R^2_{adj} 0.95 y REMC es 0.13) para volumen total y comercial de *Pinus pseudostrobus* de la Sierra Madre Oriental del estado de Nuevo León; además, es idónea para las especies *Pinus lawsonii* y *P. oocarpa* en la sierra Purépecha, Michoacán (Ramos-Uvilla *et al.*, 2014). También, se puede constatar con el trabajo de Vásquez-Fabian *et al.* (2017) para la especie.

CONCLUSIÓN

Las ecuaciones generadas permiten evaluar parcial o totalmente el volumen de la masa forestal de sitios de interés. De acuerdo a la bondad de ajuste y del análisis gráfico para estimar el volumen total árbol (vta), la ecuación de Spurr Potencial fue seleccionada para las entidades de Guerrero, Hidalgo, Michoacán, Tlaxcala y Veracruz. De igual forma, el modelo de Schumacher fue seleccionado para ser utilizada en los sitios de Jalisco, Ciudad de México y Puebla. Para las ciudades de Tlaxcala y Veracruz se estimó el volumen rollo total árbol (vrta) debido a que no se tuvo información suficiente de las ramas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al coordinador del proyecto Desarrollo de un sistema biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México, dirigido por el doctor Benedicto Vargas Larreta, investigador titular del Instituto Tecnológico de El Salto, Durango, por facilitar la información de campo. De igual forma, se le agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por apoyo económico en la etapa de formación académica.

CONFLICTO DE INTERESES

Cada uno de los autores declaró no tener ningún inconveniente con el manuscrito.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Todos los autores planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo el trabajo en campo y laboratorio, analizaron los datos y redactaron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Akindele, S. O. y LeMay, V. M.** (2006). Development of tree volume equations for common timber species in the tropical rain forest area of Nigeria. *Forest Ecology and Management*, 226(1), 41-48.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.022>
- Barrios, A., López, A. M. y Nieto, V.** (2014). Predicción de volúmenes comerciales de *Eucalyptus grandis* a través de modelos de volumen total y de razón. *Colombia Forestal*, 17(2), 137-149.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a01>
- Corral-Rivas, S. y Nívar-Cháidez, J. D.** (2009). Comparación de técnicas de estimación de volumen fustal total para cinco especies de pino de Durango, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(1), 5-13.
- Crecente-Campo, F., Corral-Rivas, J., Vargas-Larreta, B. y Wehenkel, C.** (2014). Can random components explain differences in the height–diameter relationship in mixed uneven-aged stands? *Annals of Forest Science*, 71(1), 51-70.
<https://doi.org/10.1007/s13595-013-0332-6>
- Cruz-Cobos, F., Mendía-Santana, R., Jiménez-Flores, J. Nájera-Luna, J. A. y Cruz-García, F.** (2016). Ecuaciones de volumen para *Arbutus spp.* (madroño) en la región de Pueblo Nuevo, Durango. *Investigación y Ciencia*, 24(68), 41-47.
- Da Cunha, T. A. y Guimarães-Finger, C. A.** (2009). Modelo de regresión para estimar el volumen total con corteza de árboles de *Pinus taeda* L. en el sur de Brasil. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 6(16), 1-15.
- Diéguez-Aranda, U., Barrio-Anta, M., Castedo-Dorado, F. y Álvarez-González, J.** (2005). Relación altura-diámetro generalizada para masas de *Pinus sylvestris* L. procedentes de repoblación en el noroeste de España. *Forest Systems*, 14(2), 229-241.
<https://doi.org/10.5424/srf/2005142-00886>
- Diéguez-Aranda, U., Rojo-Alboreca, A., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J. G., Barrio-Anta, M., Crecente-Campo, F., ... Sánchez-Rodríguez, F.** (2009). Herramientas silvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Galicia, España. Dirección Xeral de Montes, Consellería de Medio Rural.
www.usc.es/.../Herramientas_silvicolas_para_la_gestion_forestal_sostenible_en_galicia
- Fang, Z. y Bailey, R. L.** (2001). Nonlinear mixed effects modeling for slash pine dominant height growth following intensive silvicultural treatments. *Forest Science*, 47(3), 287-300.
- Fernández, E., Fassola, E. y García, M.** (2011). Ecuación de volumen total para *Populus deltoides* de plantaciones del Bajo Delta del Paraná. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 37(2), 172-179.
- Guzmán-Santiago, J. C., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Jiménez-Pérez, J., Vargas-Larreta, B., ... De los Santos-Posada, H. M.** (2019). Relación altura-diámetro para *Abies religiosa* Kunth Schltdl. & Cham. en el centro y sur de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(52), 100-120.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i52.483>
- Harvey, A. C.** (1976). Estimating regression models whit multiplicative heteroscedasticity. *Econometrica*, 44, 461-465.
<https://doi.org/10.2307/1913974>
- Hernández-Ramos, J., Hernández-Ramos, A., García-Magaña, J., García-Cuevas, X., García-Espinoza, G., Muñoz-Flores, H., ... Olvera-Delgado, E.** (2017a). Sistema compatible de ahusamiento-volumen comercial para plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. en Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(39), 59-70.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i39.43>
- Hernández-Ramos, J., Santos-Posadas, H. M., Valdéz-Lazalde, J. R., Tamarit-Urías, J. C., Ángeles-Pérez, G., Hernández-Ramos, A., ... Peduzzi, A.** (2017b). Estimación del volumen comercial en plantaciones de *Eucalyptus urophylla* con modelos de volumen total y de razón. *Agrociencia*, 51(5), 561-580.
- Hernández-Ramos, J., Hernández-Ramos, A., García-Cuevas, X., Tamarit-Urías, J. C., Martínez-Ángel, L. y García-Magaña, J.** (2018). Ecuaciones de volumen total y de razón para estimar el volumen comercial de *Swietenia macrophylla* King. *Colombia Forestal*, 21(1), 34-46.
<https://doi.org/10.14483/2256201X.11965>

- Honorato-Salazar, J. A.** (2011). Modelos volumétricos fustales para *Acrocarpus fraxinifolius* Wight & Arn. en plantaciones agroforestales de la Sierra Norte de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(6), 55-71.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v2i6.574>
- Huang, S., Titus, S. y Wiens, D.** (1992). Comparison of nonlinear height-diameter functions for major Alberta tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 22, 1297-1304.
<https://doi.org/10.1139/x92-172>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía** (2016). *Compendio de información geográfica*.
www.internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/...2016/702825087357.pdf
- Kitikidou, K., Milios, E. y Katsogridakis, S.** (2017). Meta-analysis for the volume of *Pinus sylvestris* in Europe. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(1), 23-34.
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2015.11.052>
- Mayaka, T. B., Eba'a-Atyi, R. y Momo, S. T.** (2017). Construction of multispecies allometric equations: Is there a statistical palliative for destructive tree sampling? *Journal of Tropical Forest Science*, 29(3), 282-296.
<https://doi.org/10.26525/jtfs2017.29.3.282296>
- Neter, J., Kutner, M. H., Nachtsheim, C. J. y Wasserman, W.** (1996). *Applied Linear Statistical Models* (4ta ed.). Nueva York: McGraw-Hill.
[https://www.scirp.org/\(S\(czeh2tfqyw2orz553k1w0r45\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferencID=1143469](https://www.scirp.org/(S(czeh2tfqyw2orz553k1w0r45))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferencID=1143469)
- Özçelik, R. y Göçeri, M. F.** (2015). Compatible merchantable stem volume and taper equations for *Eucalyptus sp.* plantations in the Eastern Mediterranean Region of Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 39(6), 851-863.
<https://doi.org/10.3906/tar-1501-27>
- Parresol, B. R., Hotvedt, J. E. y Cao, Q. V.** (1987). A volume and taper prediction system for bald clonal grouping. *Forest Ecology and Management*, 432, 30-39.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.051>
- Pineda-López, M. D. R., Ortega-Solís, R., Sánchez-Velásquez, L. R., Ortiz-Ceballos, G. y Vázquez-Domínguez, G.** (2013). Estructura poblacional de *Abies religiosa* (Kunth) Schltldl. et Cham., en el ejido el conejo del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(3), 375-385.
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F. y Real, P.** (1997). *Mensura Forestal*. San José, Costa Rica: GTZ; IICA. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible.
https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=0BfaTECpREEC&oi=fnd&pg=PR13&ots=gelNc-9bHAM&sig=ZPDbcQ1ASvxhc4o_XTiQoxcHCUc&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Quiñonez-Barraza, G., De los Santos-Posadas, H. M., Cruz-Cobos, F., Velázquez-Martínez, A., Ángeles-Pérez, G. y Ramírez-Valverde, G.** (2015). Índice de sitio con polimorfismo complejo para masas forestales de Durango, México. *Agrociencia*, 49(4), 439-454.
- Ramos-Uvilla, J. A., García-Magaña, J. J., Hernández-Ramos, J., García-Cuevas, X., Velarde-Ramírez, J. C., Muñoz-Flores, H. J., ... García Espinoza, G. G.** (2014). Ecuaciones y tablas de volumen para dos especies de *Pinus* de la Sierra Purhépecha, Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(23), 92-109.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i23.344>
- Salas, C., Nieto, L. y Irisarri, A.** (2005). Modelos de volumen para *Pinus pinaster* Ait. en la Comarca del Baixo Miño, Galicia, España. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 12, 11-22.
- SAS Institute Inc.** (2008). *SAS/STAT® 9.2 User's Guide Second Edition*. Raleigh, NC, EE. UU.: SAS Institute Inc. s/p.
<https://support.sas.com/documentation/cdl/en/statug/63033/HTML/default/viewer.htm>
- Schumacher, F. X. y Hall, F. S.** (1933). Logarithmic expression of timbertree volume. *Journal Agriculture Research*, 47(9), 719-734.
- Simental-Cano, B., López-Sánchez, C. A., Wehenkel, C., Vargas-Larreta, B., Álvarez-González, J. G. y Corral-Rivas, J. J.** (2017). Species-specific and regional volume models for 12 forest species in Durango, Mexico. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(2), 155-171.

- Sistema Biométrico Forestal (SiBiFor)** (2016). Biblioteca digital del sistema biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México.
<http://fcfposgrado.ujed.mx/sibifor/inicio/buscar.php>.
- Spurr, S. H.** (1952). *Forest inventory*. Nueva York: John Wiley and sons.
- Tang, X., Pérez-Cruzado, C., Torsten, V., Fehrmann, L., Álvarez-González, J. G. y Kleinn, C.** (2016). Development of a compatible taper function and stand-level merchantable volume model for Chinese fir plantations. *Forestry*, 11(1), 1-15.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147610>
- Tapia, J. y Návar, J.** (2011). Ajuste de modelos de volumen y funciones de ahusamiento para *Pinus pseudostrobus* Lindl. en bosques de pino de la Sierra Madre Oriental de Nuevo León, México. *Foresta Veracruzana*, 13(2), 19-28.
- Tlaxcala-Méndez, R. M., De los Santos-Posadas, H. M., Hernández-De la Rosa, P. y López-Ayala, J. L.** (2016). Variación del factor de forma y el ahusamiento en procedencias de cedro rojo (*Cedrela odorata* L.). *Agrociencia*, 50(1), 89-15.
- Valencia-Manzo, S., Trujillo-Gómez, S. A., Cornejo-Oviedo, E. H., Flores-López, C., Díaz-Balderas, J. A. y González-López, H. D.** (2017). Ecuación de pressler para estimar volumen de fuste en árboles de *Pinus patula* Schl. et Cham. var. longepedunculata Look. *Foresta Veracruzana*, 19(1), 29-34.
- Vanclay, J. K.** (1994). Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. *School of Environmental Science and Management Papers*.
http://epubs.scu.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?article=1538&context=esm_pubs
- Vargas-Larreta, B., Corral-Rivas, J., Aguirre-Calderón, O. A., López-Martínez, J. O., De los Santos-Posadas, H. M., Zamudio-Sánchez, F. J., ... Aguirre-Calderón, C. G.** (2017). SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. *Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(3), 437-455.
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.06.040>
- Vásquez-Bautista, N., Zamudio-Sánchez, F. J., Alvarado-Segura, A. A. y Romo-Lozano, J. L.** (2016). Forest biometric models in Hidalgo, Mexico: State of the art. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 351-367.
- Vásquez-Fabian, S. A., Rodríguez-Ortiz, G., Enríquez-del Valle, J. R., Campos-Angeles, G. V. y Santana-Flores, A.** (2017). Volumen y biomasa aérea de *Pinus pseudostrobus* y *P. teocote* del sur de Oaxaca. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 4(2), 164-172.
http://www.voaxaca.tecnm.mx/revista/docs/RMAE%20vol%204_2_2017/7%20RMAE_2017-15-Biomasa-To%20edit.pdf





DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL

“Esta declaración ha sido adaptado del documento para procedimientos y estándares éticos elaborado por *Cambridge University Press*, siguiendo las directrices para un buen comportamiento ético en publicaciones científicas seriadas del *Committee on Publication Ethics (COPE)*, *International Committee of Medical Journal Editors (ICJME)* y *World Association of Medical Editors (WAME)*”

Responsabilidades de los editores

- Actuar de manera balanceada, objetiva y justa sin ningún tipo de discriminación sexual, religiosa, política, de origen, o ética de los autores, haciendo correcto uso de las directrices pronunciadas en la Constitución Política de Colombia en este aspecto.
- Considerar, editar y publicar las contribuciones académicas únicamente por sus méritos académicos sin tomar en cuenta ningún tipo de influencia comercial o conflicto de interés.
- Acoger y seguir los procedimientos adecuados para resolver posibles quejas o malentendidos de carácter ético o de conflicto de interés. El editor y el comité editorial actuarán en concordancia con los reglamentos, políticas y procedimientos establecidos por la Universidad Distrital Francisco José de Caldas y particularmente en el Acuerdo 023 de junio 19 de 2012 del Consejo Académico, por el cual se reglamenta la política editorial de la Universidad y la normatividad vigente en el tema en Colombia. En todo caso se dará a los autores oportunidad para responder ante posibles conflictos de interés. Cualquier tipo de queja debe ser sustentada con documentación y soportes que comprueben la conducta inadecuada.

Responsabilidades de los revisores

- Contribuir de manera objetiva al proceso de evaluación de los manuscritos sometidos a consideración en la revista Colombia Forestal colaborando, en forma oportuna, con la mejora en la calidad científica de estos productos originales de investigación.
- Mantener la confidencialidad de los datos suministrados por el editor, el comité editorial o los autores, haciendo correcto uso de dicha información por los medios que le sean provistos. No obstante, es su decisión conservar o copiar el manuscrito en el proceso de evaluación.
- Informar al editor y al comité editorial, de manera oportuna, cuando el contenido de una contribución académica presente elementos de plagio o se asemeje sustancialmente a otros productos de investigación publicados o en proceso de publicación.
- Informar cualquier posible conflicto de intereses con una contribución académica por relaciones financieras, institucionales, de colaboración o de otro tipo entre el revisor y los autores. Para tal caso, y si es necesario, retirar sus servicios en la evaluación del manuscrito.

Responsabilidades de los autores

- Mantener soportes y registros precisos de los datos y análisis de datos relacionados con el manuscrito presentado a consideración de la revista. Cuando el editor o el comité editorial de la revista requieran esta información (por motivos razonables) los autores deberán suministrar o facilitar el acceso a esta. Al momento de ser requeridos, los datos originales entrarán

en una cadena de custodia que asegure la confidencialidad y protección de la información por parte de la revista.

- Confirmar mediante una carta de originalidad (formato preestablecido por la revista) que la contribución académica sometida a evaluación no está siendo considerada ò ha sido sometida y/ò aceptada en otra publicación. Cuando parte del contenido de esta contribución ha sido publicado o presentado en otro medio de difusión, los autores deberán reconocer y citar las respectivas fuentes y créditos académicos. Además, deberán presentar copia al editor y al comité editorial de cualquier publicación que pueda tener contenido superpuesto o estrechamente relacionado con la contribución sometida a consideración. Adicionalmente, el autor debe reconocer los respectivos créditos del material reproducido de otras fuentes. Aquellos elementos como tablas, figuras o patentes, que requieren un permiso especial para ser reproducidas deberán estar acompañadas con una carta de aceptación de reproducción por parte de los poseedores de los derechos de autor del producto utilizado.
- En aquellas investigaciones donde se experimente con animales se deben mantener y asegurar las prácticas adecuadas establecidas en las normas que regulan estas actividades.
- Declarar cualquier posible conflicto de interés que pueda ejercer una influencia indebida en cualquier momento del proceso de publicación.
- Revisar cuidadosamente las artes finales de la contribución, previamente a la publicación en la revista, informando sobre los errores que se puedan presentar y deban ser corregidos. En caso de encontrar errores significativos, una vez publicada la contribución académica, los autores deberán notificar oportunamente al editor y al comité editorial, cooperando posteriormente con la revista en la publicación de una fe de erratas, apéndice, aviso, corrección,

o en los casos donde se considere necesario retirar el manuscrito del número publicado.

Responsabilidad de la Universidad Distrital

- La Universidad Distrital Francisco José de Caldas, en cuyo nombre se publica la revista Colombia Forestal y siguiendo lo estipulado en el Acuerdo 023 de junio 19 de 2012 del Consejo Académico, por el cual se reglamenta la Política Editorial de la Universidad, se asegurará que las normas éticas y las buenas prácticas se cumplan a cabalidad.

Procedimientos para tratar un comportamiento no ético

Identificación de los comportamientos no éticos

- El comportamiento no ético por parte de los autores del cual tengan conocimiento o sea informada la revista, serán examinados en primera instancia por el Editor y el Comité Editorial de la revista.
- El comportamiento no ético puede incluir, pero no necesariamente limitarse, a lo estipulado en la declaración de buenas prácticas y normas éticas de la revista Colombia Forestal, la reglamentación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Universidad Distrital Francisco José de Caldas en esta materia.
- La información sobre un comportamiento no ético, debe hacerse por escrito y estar acompañada con pruebas tangibles, fiables y suficientes para iniciar un proceso de investigación. Todas las denuncias deberán ser consideradas y tratadas de la misma manera, hasta que se adopte una decisión o conclusión exitosa.
- La comunicación de un comportamiento no ético debe informarse en primera instancia preferiblemente al editor de la revista, en consecuencia al comité editorial o al comité de publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente. En aquellos

casos donde los anteriores actores no den respuesta oportuna, deberá informarse el comportamiento no ético al comité de publicaciones de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

- La queja sobre un comportamiento no ético por parte del Editor o el Comité Editorial de la revista deberá ser informado ante el comité de publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital.

Investigación

- La primera decisión debe ser tomada por el editor, quien debe consultar o buscar el asesoramiento del Comité Editorial y el Comité de Publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente, según el caso.
- Las evidencias de la investigación serán mantenidas en confidencialidad.
- Un comportamiento no ético, que el Editor considere menor, puede ser tratado entre él y los autores sin necesidad de consultas adicionales. En todo caso, los autores deben tener la oportunidad de responder a las denuncias realizadas por comportamiento no ético.
- Un comportamiento no ético de carácter grave se debe notificar a las entidades de afiliación institucional de los autores o que respaldan la investigación. El editor, en consideración con la Universidad Distrital, debe tomar la decisión de si debe o no involucrar a los patrocinadores, ya sea mediante el examen de la evidencia disponible o mediante nuevas consultas con un número limitado de expertos.

Resultados (en orden creciente de gravedad, podrán aplicarse por separado o en combinación)

- Informar a los autores o revisores donde parece haber un malentendido o mala práctica de las normas éticas.
- Enviar una comunicación oficial dirigida a los autores o revisores que indique la falta de conducta ética y sirva como precedente para buen comportamiento en el futuro.
- Hacer una notificación pública formal en la que se detalle la mala conducta con base en las evidencias del proceso de investigación.
- Hacer una página de editorial que denuncie de manera detallada la mala conducta con base en las evidencias del proceso de investigación.
- Enviar una carta formal dirigida a las entidades de afiliación institucional de los autores que a su vez respaldan o financian el proceso de investigación.
- Realizar correcciones, modificaciones o de ser necesario retirar el artículo de la publicación de la revista, clausurando los servicios de indexación y el número de lectores de la publicación e informando a la institución de afiliación de los autores y a los revisores esta decisión.
- Realizar un embargo oficial de cinco años al autor, periodo en el cual no podrá volver a publicar en la revista.
- Denunciar el caso y el resultado de la investigación ante las autoridades competentes, en caso que el buen nombre de la Universidad Distrital se vea comprometido.



INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

La revista *Colombia Forestal* publica contribuciones originales en diferentes temáticas del campo forestal y del medio ambiente, con especial énfasis en la República de Colombia. La revista está dirigida a un amplio público a nivel nacional e internacional, especialmente a profesionales directamente relacionados con el manejo de recursos naturales renovables.

Selección y evaluación de los manuscritos sometidos para publicación

El proceso de evaluación de un manuscrito consta de una preselección y revisión general por el Comité Editorial, seguida de una evaluación doblemente anónima solicitada a pares especialistas en cada tema. Una vez realizada la evaluación por parte de los pares académicos, los autores recibirán el respectivo concepto, el cual puede ser aceptado, aceptado con modificaciones menores, aceptado con modificaciones mayores o no aceptado. En aquellos casos en que el manuscrito sea aceptado con modificaciones, el autor recibirá también las sugerencias y comentarios realizados por los evaluadores. Los manuscritos que no se ajusten a la temática de la revista y aquellos que no sigan en su totalidad las instrucciones para los autores serán devueltos sin pasar por el proceso de evaluación.

Los autores contarán con máximo un mes de plazo, a partir del envío de las evaluaciones, para hacer los ajustes del caso y enviar de nuevo la versión corregida del manuscrito al editor de la revista, acompañada de una carta explicativa en donde se detallen los ajustes incorporados. El Comité Editorial verificará la incorporación de los cambios al manuscrito y si lo considera pertinente la enviará de nuevo al par evaluador para su concepto. La decisión final sobre la publicación del manuscrito estará sujeta a la conformidad del par académico y

del Comité Editorial respecto a la inclusión de las modificaciones solicitadas al autor. Cuando el manuscrito es aceptado para publicación, los autores deberán firmar una declaración de originalidad y una autorización de los derechos de publicación y reproducción del manuscrito y de la inclusión en bases de datos, páginas web o páginas electrónicas, nacionales o internacionales. Cada autor recibirá tres (3) ejemplares del volumen en el cual se publica su artículo.

Tipos de artículo

Las contribuciones de los colaboradores de la revista *Colombia Forestal* podrán corresponder a uno de los siguientes tipos de artículos:

Artículo de investigación: manuscrito que presenta de manera detallada los resultados originales de proyectos de investigación, siguiendo la metodología científica, los cuales representan aportes importantes a las ciencias forestales y del medio ambiente.

Artículo de revisión: manuscrito resultado de una investigación en el cual se analizan, sistematizan e integran los resultados de investigaciones publicadas, proporcionando información relacionada con los avances y las tendencias de desarrollo científico y tecnológico. Los artículos deben presentar una cuidadosa revisión bibliográfica de por lo menos 50 referencias, provenientes de artículos científicos en un 70%, como mínimo. Los artículos de revisión preferiblemente serán solicitados por el editor general de la revista a un especialista del tema.

La revista también podrá incluir una sección de Notas y Comentarios, con notas de interés técnico sobre conferencias, seminarios, foros, programas de investigación, extensión, educación y comentarios sobre nuevos libros o revistas.

Instrucciones para preparación de manuscritos

El manuscrito, escrito en español o en inglés, no debe exceder de 30 páginas tamaño carta, escritas a doble espacio incluyendo texto, tablas, figuras y anexos. El texto debe escribirse en letra Times New Roman, tamaño 11, alineado a la izquierda o sin justificar.

En la primera página del manuscrito se debe indicar el título del artículo, los nombres completos del autor o autores y en nota al pie de página, el nombre de la institución de afiliación del autor, dirección postal y correo electrónico (preferiblemente institucional). En el pie de página también se debe indicar el autor encargado de la correspondencia.

Luego del encabezamiento del artículo con los respectivos **títulos** en **español e inglés** (o inglés y español cuando se trate de un manuscrito en inglés), debe ir un **título corto**, un **resumen** en español y un **abstract** en inglés, de no más de 150 palabras para cada uno. También se deben incluir mínimo tres y máximo diez **palabras clave** y **keywords**, en lo posible diferentes a las mostradas en el título y que reflejen el contenido del manuscrito y sean apropiadas para motores de búsqueda. Las palabras clave deben ir ordenadas alfabéticamente y las **keywords** deben corresponder en orden a la traducción de las palabras clave. Se recomienda usar tesauros de ciencias naturales en agricultura, biología, forestería y medio ambiente.

El contenido principal de los manuscritos de un artículo de investigación debe incluir las siguientes secciones en forma secuencial: **Introducción, materiales y métodos** (incluye área de estudio), **resultados, discusión, conclusiones, agradecimientos y referencias bibliográficas**. En los manuscritos de revisión no se requiere especificar las secciones de objetivos, materiales y métodos y resultados.

Título: presenta de manera concisa el tema tratado en la investigación, no debe exceder 15 palabras y se debe evitar el uso de puntos seguidos y guiones. En caso de presentar un subtítulo, este

debe ser separado del título principal por medio de dos puntos seguidos (:). El primer título debe corresponder al idioma original de la publicación y debe escribirse en letra mayúscula. El segundo título debe ser escrito en letra minúscula. Los nombres científicos utilizados en los títulos se deben escribir en letra minúscula itálica, para los dos títulos, además deben incluir el autor del nombre científico, escrito en letra minúscula normal (por ejemplo: *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb.)

Resumen: este aparte debe representar una síntesis del trabajo. Es necesario que incluya una breve alusión al objetivo de la investigación, la metodología utilizada, los resultados y la importancia de los hallazgos, en ese mismo orden. Los puntos clave de cada una de las secciones del artículo deben verse reflejados en el resumen. No se deben utilizar abreviaturas ni citas.

Introducción: este texto debe estar limitado al objeto de estudio, la definición del problema, la justificación del estudio y sus objetivos. Puede presentarse un breve marco teórico, siempre y cuando esté directamente relacionado con el problema de investigación.

Materiales y métodos: en esta sección se deberá incluir información asociada con el área donde se desarrolla la investigación (localización, información climática, entre otros). Además, debe incluir las técnicas y materiales de trabajo para la captura de información y el procesamiento y análisis de datos, incluyendo los recursos de *software* utilizados.

Resultados: esta sección debe presentar los resultados obtenidos, con base única y exclusivamente en la metodología planteada. Las tablas y figuras asociadas deben ser coherentes a lo escrito y responder a los objetivos de la investigación.

Discusión: en esta sección se confrontan y argumentan los resultados del estudio realizado con los resultados reportados por otros investigadores en la literatura académica que abarquen la temática de análisis.

Conclusiones: esta sección debe presentar los principales hallazgos encontrados por la

investigación, así como las implicaciones de la publicación en la temática específica de estudio.

Agradecimientos: debe presentar de manera sucinta las principales instituciones financiadoras del proyecto, entes cooperantes y demás actores que incidieron en el desarrollo de la investigación y elaboración del artículo.

Referencias bibliográficas: El formato de *Colombia Forestal* se basa en las normas APA (6^{ta} edición), con modificaciones tanto para la creación como para la estandarización de citas y referencias bibliográficas en los manuscritos. Las citas en el texto se ordenan cronológicamente cuando se trata de más de una fuente y deben corresponder en su totalidad a las referencias en la sección de referencias bibliográficas. La separación entre el autor y el año se debe realizar mediante el uso de coma (,) y la separación entre citas se debe hacer con un punto y coma (;).

Ejemplos:

- Según Castro (1945) y González y Ruiz (1996),
- ... (Castro, 1945, 1975; González y Ruiz, 1996; Ramírez *et al.*, 2009).

Se debe usar *et al.*, para citar publicaciones de más de dos autores y a, b, c, d, etc., para distinguir entre varios trabajos del mismo autor y año.

Ejemplos:

- Como mencionan Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a, 2007b).
- ... (Parrado-Rosselli *et al.*, 2007, 2007a; López y Ferreira, 2008, 2008a).

Las referencias en la sección de referencias bibliográficas deben ordenarse alfabéticamente según el apellido del primer autor y cronológicamente para cada autor, o cada combinación de autores. En esta sección se deben escribir los nombres de todos los autores, sin usar *et al.* Los nombres de las publicaciones seriadas deben escribirse completos, no abreviados. Siga el siguiente formato:

1. Artículos de revistas. Apellido del autor, inicial(es) del nombre. Año entre paréntesis. Título del artículo. Nombre completo (no abreviado) de la revista, volumen y número (entre paréntesis), rango de páginas. Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial(es) del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

- Páez, F.E.** (1983). Un nuevo registro de planta para Colombia. *Lozania*, 5, 32- 46.
- Mendoza, H. y Ramírez, B.** (2001). Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de especies. *Biota Colombiana*, 2, 123-126.
- Dey, D., Royo, A., Brose, P., Hutchinson, T., Spe-tich, M. y Scott, S.** (2010). An ecologically based approach to oak silviculture: a synthesis of 50 years of oak ecosystem research in North America. *Colombia Forestal*, 13(2), 201-222.

2. Libros. Apellido del autor, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del libro. Ciudad: Nombre de la Editorial. Número de páginas. Si se trata de un libro colegiado, pero no un capítulo específico, como autor se utiliza el nombre del editor o editores seguido de (ed.) o (eds.). Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

- Krebs, J.** (1978). *Ecological methodology*. New York: Harpers y Row, Publisher. 166 p.
- Mahecha, G., Rosales, H., Ruiz, G. y Mota, P.** (2008). *Las propiedades mecánicas de la madera de tres especies forestales*. Bogotá: Editorial Manrique. 134 p.

3. Capítulo dentro de un libro. Apellido del autor del capítulo, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del capítulo. En inicial(es)

del(os) nombre(s) del editor y apellido (ed. o eds.). Nombre del Libro (pp. seguido del rango de páginas). Ciudad: Nombre de la Editorial. Cuando se trate de dos o más autores: luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

Suárez, R.L. (1985). La familia Melastomataceae. En M.R. Téllez y L.J. Torres (eds.). Los arboles de la Costa Atlántica (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

Prentice, I.C. (2001). The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. En J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguier, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson (eds.). Climate Change 2001: The Scientific Basis (pp. 135-237). United Kingdom-New York: Cambridge University Press.

4. Documentos de grado. Se debe evitar el uso trabajos y tesis de grado. Se recomienda, utilizar y referenciar las publicaciones en revistas arbitradas derivadas de dicho trabajo. De ser estrictamente necesario, estos documentos se deben citar de la siguiente manera: Apellido del autor, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del documento de grado (por ejemplo tesis doctoral, trabajado de pregrado), seguido del programa de graduación (por ejemplo Ingeniería Forestal, M.Sc., Ph.D). Ciudad: Nombre de la institución que publica o afiliación institucional del documento. Número de páginas. Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplo:

González-M., R. (2010). Cambios en la distribución espacial y abundancia de la palma Bombona (*Iriartea deltoidea* Ruiz & Pav., Arecaceae) en

diferentes grados de intervención antropogénica de los bosques de tierra firme del Parque Nacional Natural Amacayacú, Amazonas-Colombia (Trabajo de pregrado, Ingeniería Forestal). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 90 p.

Pitman, N. (2000). A large-scale inventory of two Amazonian tree communities (Ph.D. thesis) Durham: Duke University, Department of Botany. 220 p.

5. Software. Autor(es). Año entre paréntesis. Nombre del *software*. Ciudad: Nombre de la institución u organización que desarrolla el *software*. ISBN, Dirección URL de contacto.

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, Recuperado de <http://www.R-project.org>.

Figuras y tablas

Las figuras (fotos, mapas, ilustraciones y gráficas) deben incluir en la parte inferior la respectiva leyenda numerada en orden secuencial que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño Times New Roman, 10 puntos). Las figuras deben incluir el título de los ejes (con inicial mayúscula) centrado y las unidades de medida. La letra de todas las graficas debe ser Times New Roman, en un tamaño apropiado para impresión. Si en cada figura hay más de un panel, utilice letras minúsculas (a, b, c) para designar cada uno. Utilice color en las figuras, recuerde que la publicación será online. Envíe las figuras en formato jpg o .tif con una resolución mínima de 300 dpi y un ancho mínimo de 1200 pixeles.

Las tablas deben estar acompañadas de la leyenda en la parte superior que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño 10), sin líneas verticales y solo tres líneas horizontales. Las tablas y figura (máximo 5 de cada una) deben estar

citadas en el texto y si el manuscrito es aceptado para publicación, deben enviarse en archivo aparte, una por cada hoja, primero todas las tablas y luego todas las figuras.

En los casos excepcionales en los que se incorporen figuras o tablas, tomadas de otra publicación, se debe tener autorización por escrito del(os) propietarios de los derechos de copia y reproducción, así como citar la fuente. La *Revista Colombia Forestal* entenderá que todas las figuras y tablas son originales y responsabilidad de los autores, salvo en los casos que se envíe la notificación escrita en la que se certifique lo contrario. Figuras y tablas con cita fuente serán eliminadas en el caso que los autores no envíen esta certificación.

Nomenclatura, abreviaturas, siglas y unidades

Nombres científicos: el nombre completo en latín (género y epíteto) debe mencionarse completamente para cada organismo la primera vez que se aluda en el texto, desde la sección de introducción, (por ejemplo: *Protium heptaphyllum* (Aubl.) March.), posteriormente deberá mencionarse tan solo la letra inicial en mayúscula del género y el epíteto completo (ejemplo: *P. heptaphyllum*). Se debe corroborar la correcta escritura de los nombres en latín, así como los autores; para esto se recomienda utilizar las bases especializadas como W3-Trópicos (<http://mobot.mobot.org/>), The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/>), The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>).

Abreviaturas: se debe usar letra cursiva en abreviaturas como e.g. *i.e. et al.* No utilice cursiva en los términos sp., cf. y aff., ni en los nombres de los autores. Las siglas y acrónimos se deben describir la primera vez que se mencionen en el texto (ejemplo: Organización de las Naciones Unidas -ONU); posteriormente, solo se debe usar la sigla o el acrónimo.

Unidades de medida: las unidades utilizadas deben seguir los siguientes parámetros: Sistema Internacional de Unidades: ha, km, m, cm, mm, h, min, s, kg, g. Las cifras decimales deben separarse

por un punto (ejemplo: 0.5, no 0,5), las cifras de los miles se agrupan de a tres, comenzando por la derecha, con un espacio entre cada grupo, en números de cinco o más cifras (15 000). Los números de cuatro cifras se escriben todos juntos (1500, no 1 500). Para porcentajes y grados utilice símbolos (ejemplo: 15 %, no 15 por ciento).

Posición geográfica: escriba siempre en minúscula los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste), exceptuando cuando se usen las abreviaturas (N, S, E, W). Las coordenadas geográficas se deben conformar de la siguiente manera: grados (°); minutos ('); segundos ("); latitud (norte, sur o N, S)–grados (°), minutos ('), segundos ("); longitud (este, oeste o E, W). Ejemplo: 04°12'11.5" latitud norte–78°24'12" longitud oeste). La altitud geográfica se debe expresar en m de altitud y no en m.s.n.m. o msnm.

Envío

El(los) autor(es) debe(n) cargar los archivos directamente en el aplicativo: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/about/submissions#onlineSubmissions>, para lo cual previamente deben crear un usuario como autor y seguir las instrucciones del aplicativo. El archivo de texto debe estar en formato Word y no superar 3 mb; asimismo, se debe numerar consecutivamente todas las líneas del manuscrito. Las figuras y tablas deben estar incorporadas al final del manuscrito. Los archivos originales de cada figura y tablas en alta resolución solo se requerirán cuando el manuscrito haya sido aceptado para publicación; en este caso, una vez sean solicitados se deben subir en el aplicativo como ficheros adicionales.

Información adicional

Para información adicional o consulta sobre las instrucciones a los autores, visite la dirección <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> o escribanos a la siguiente dirección de correo electrónico colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co.

GUIDELINES FOR AUTHORS

Colombia Forestal publishes original contributions in forestry, renewable natural resources and the environment, with special emphasis on the Republic of Colombia. The journal is aimed both nationally and internationally at professionals involved in the management of renewable resources.

Selection and evaluation of manuscripts

The process of manuscript evaluation involves short listing and general revision by an Editorial Committee followed by evaluation by specialist peers. Peer reviewers will assign a status for each manuscript: approved, approved with some minor modifications, approved with major modifications or not approved. In cases in which a manuscript is approved with some modifications the author will receive the suggestions and comments made by the reviewers.

The authors will be given a maximum of one month to make the corrections required including the day in which the manuscripts are returned with the reviewers comments. The revised manuscript must then be sent to the editor of the journal with a letter explaining the adjustments made. The Editorial Committee will verify incorporation of the changes to the manuscript and if they consider it necessary it will be returned to the peer reviewer for further evaluation.

The final decision on publication of the manuscript will be made by the peer reviewer and the Editorial Committee. If the document is approved for publication the authors will be required to sign a declaration of originality and an authorization of the rights of publication and reproduction of their manuscript, as well as the inclusion of it in databases, web sites or any electronic pages, national or international. Each author will receive three copies of the volume in which their article is published.

Types of article

Colombia Forestal accepts the following types of article:

Research Article: This is a manuscript that presents in a detailed way the results of original research projects, following scientific methodology that also represents an important contribution to forest science or to the area of renewable natural resources.

Revision Article: This is a manuscript based on the results of published or unpublished studies that have been integrated to provide information related to a particular theme. The articles must include a careful bibliographic revision of at least 50 references. Revision articles will preferably have been solicited by the general editor of the journal to a specialist in the topic.

The journal also includes a Notes and Comments section, which can include notes of technical interest about conferences, fora, research, communication or education programs, as well as reviews of new books or journals.

Preparation instructions

The manuscript must not exceed 30 (thirty) pages letter sized, double spaced including the text, tables, diagrams and appendices. The text must be written in Times New Roman font, size 11 and aligned to the left.

The first page of the manuscript must indicate the title of the article, the full name of the author or authors with a footnote indicating author affiliation, postal address and email. In the footnote the author for correspondence must be indicated.

After the heading of the article with the titles in Spanish and English, a short running head title must be written, followed by an abstract in Spanish and one in English each of which can be up to 150

words. A minimum of three and a maximum of ten key words must be included, preferably different from those used in the title but that also reflect the content of the article and that may be appropriate for search engines.

The main content of all the manuscripts except revision articles must have the following sections arranged in the sequence indicated: **Introduction**, **Materials and Methods**, **Results**, **Discussion**, **Conclusions**, **Acknowledgements** and **Bibliographic References**. In addition to the appendices, tables and diagrams must be included. In revision articles it is not necessary to specify the objectives, materials and methods or results sections.

Title: this should concisely state the subject of the study and should not exceed 15 words. Avoid the use of colons and hyphens but if a sub-title is necessary this should be separated from the main title by a colon. The main title should be written in uppercase and the sub-title in lower-case. Scientific names should be written in lower-case italics and should include the author written in normal lowercase (for example *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb.).

Abstract: the summary must be a short synthesis of the text. This includes a brief mention of the objectives of the research, the methodology, the results and the importance of the findings in that order. The key points of each section must be reflected in the summary. Abbreviations and quotes should not be used.

Introduction: this should be limited to the objectives of the study, definition of the problem and justification for the study. A brief theoretical framework can be given only if it is directly related to the research problem.

Materials and Methods: include information on the geographical area of the study (locality, climatic data etc.). Also include information on the techniques utilized, the study material and the method of analysis, including which software resources were used.

Results: present the results on the basis of the methodology indicated in the previous section. Tables and associated figures should directly respond to the objectives of the investigation.

Discussion: interpret the results of the study and compare with results reported in previously published relevant literature.

Conclusions: present the main findings of the project and the implications for the study area.

Acknowledgements: state the institutes that provided finance for the project along with the individuals that helped with the development of the study and the production of the paper.

Bibliographic References: follow the format laid out in the 6th edition of the APA with some modifications. References in the text must be organized chronologically and must directly correspond to those cited in the section Bibliographic References.

Examples:

- According to Castro (1945) and González and Ruiz (1996),
- (Castro, 1945; González and Ruiz, 1996; Ramírez *et al.*, 2009).

The letters a, b, c, d, etc. must be used to distinguish different articles by the same author in the same year.

- As mentioned by Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a, 2007b).
- Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a; López and Ferreira, 2008, 2008a).

References must be ordered alphabetically according to the last name of the first author and chronologically for each author or combination of authors.

The names of all the authors must be written. The names of journals must not be abbreviated. Use the following format:

1. Journal Articles: Last name of the author, initial(s) of the name. Year. Title of the Article. Full name of the journal, volume and number (in brackets): range of pages. When there are two or more authors, the last name and initial of the name of the first author, must be followed by a comma, and then by the initial(s) with period of the name of the

second author followed by the last name and so on, using commas to separate them.

Examples:

Páez, F.E. (1983). Un nuevo registro de planta para Colombia. *Lozania*, 5, 32-46.

Mendoza, H. and Ramírez, B. (2001). Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de especies. *Biota Colombiana*, 2, 123-126.

Dey, D., Royo, A., Brose, P., Hutchinson, T., Spetich, M. and Scott, S. (2010). An ecologically based approach to oak silviculture: a synthesis of 50 years of oak ecosystem research in North America. *Colombia Forestal*, 13(2), 201-222.

2. Books. Last name of the author, author initial(s). Year. Title of the book. Name of the editorial house. City. Number of pages. If it is a collegiate book but not a specific chapter, the name of the editor(s) is used as the name of the author followed by (ed.) or (eds.). When there are two or more authors the last name and initial of the name of the first author, should be followed by a comma followed by the initial(s) with period of the name of the second author followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

Krebs, J. (1978). *Ecological methodology*. New York: Harpers and Row, Publisher. 166 p.

Mahecha, G., Rosales, H., Ruiz, G. and Mota, P. (2008). *Las propiedades mecánicas de la madera de tres especies forestales*. Bogotá: Editorial Manrique. 134 p.

3. Chapter within a book. Last name of the author of the chapter, initial(s) of the name(s). Year. Title of the chapter, number of pages. Last name of the editor and initial(s) of the name(s) (ed). Name of the book. Name of the editorial house, City. When there are two or more authors or editors the last name and initial of the name of the first author should be followed by a comma, the initial(s) with period of the name of the second

author, followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

Suárez, R.L. (1985). La familia Melastomataceae. En M.R. Téllez and L.J. Torres (eds.). *Los árboles de la Costa Atlántica* (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

Prentice, I.C. (2001). The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. En J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C.A. Johnson (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (pp. 135-237). United Kingdom-New York: Cambridge University Press.

4. Senior projects or unprecedented publications. Last name of the author, initial(s) of the name(s). Year. Title of the Senior Project or unprecedented publication. Type of publication.

Name of the institution or company that publishes the document. City. Number of pages. When there are two or more authors, the last name and initial of the name of the first author should be followed by comma, followed by the initial(s) of the name of the second author with period, followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

González-M., R. (2010). *Cambios en la distribución espacial y abundancia de la palma Bombona (Iriartea deltoidea Ruiz & Pav., Arecaceae) en diferentes grados de intervención antropogénica de los bosques de tierra firme del Parque Nacional Natural Amacayacú, Amazonas-Colombia* (Trabajo de pregrado, Ingeniería Forestal). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 90 p.

Pitman, N. (2000). *A large-scale inventory of two Amazonian tree communities* (Ph.D. thesis) Durham: Duke University, Department of Botany. 220 p.

5. Software. Author(s). Year. Name of the software. Name of the institution or organization that developed the software. City. ISBN. URL address of contact.

Example:

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, recuperado de <http://www.R-project.org>

Figures and tables

Figures (photos, maps, illustrations and graphs) must include in the reverse side the correspondent label numbered in sequential order that also explains content detail (font size 10). Graphs must include the title of the axis centered (with the initial in capital letter) together with the units of measurement. The font of all the graphs must be Times New Roman, at an appropriate size for printing. If in each illustration there is more than one panel, lower case (a, b, c) must be used to designate each one. Use color in illustrations. Send the illustrations in the following formats: .jpg or .tif with a minimum resolution of 300 dpi and a minimum width of 1200 pixels.

Tables must be included with the legend explaining in detail the content (font size 10) placed above. The table should be without vertical lines and with only three horizontal lines. The tables and illustrations must be quoted in the text and must be sent in a different file, one on each sheet, first all the tables and then all the illustrations.

Nomenclature, abbreviations, acronyms and units Scientific names: the name in Latin (genus and specific epithet) must be written completely for each organism the first time it is mentioned in the text (e.g. *Protium heptaphyllum*) and thereafter the initial of the genus must be written with a capital letter followed by the complete specific epithet (e.g. *P. heptaphyllum*). Names in Latin and authors should be corroborated by referring to specialist databases such as W3-Trópicos (<http://mobot.mobot.org/>) or The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/>).

Abbreviations: The writing of scientific names of plants or animals (genus and species) must be

written in italics as should abbreviations e.g. i.e. et al. Do not use italics with the terms sp., cf. or aff., nor with the names of authors. Acronyms should be written in full the first time that they are mentioned in the text, for example, United Nations (UN), and thereafter use just the acronym or initials.

Units of Measurement: follow the International System of Units: ha, km, m, cm, mm, h, min, s, kg, g. Decimals should be separated by a point (e.g. 0.5 and not 0,5), while units of thousand should be separated by a space (e.g. 28 000 and not 28,000). For percentages and degrees utilize symbols rather than words (e.g. 15 %, not 15 percent).

Geographic position: write north, south, east and west in lower-case or use upper-case when using abbreviations (i.e., N, S, E and W). Geographical coordinates should be written as degrees (°), minutes (′) and seconds (″) latitude (north, south or N, S) followed by degrees (°), minutes (′) and seconds (″) longitude (east, west or E, W), (example: 04°12′11.5″ north–78°24′12″ west). Altitude should be stated in metres without using the abbreviation a.s.l.

Instructions for submitting the document

Manuscript may be uploaded using the following link: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/about/submissions#onlineSubmissions>. It will be necessary to create an author user id before continuing with the instructions. The file must be sent in Word format or something compatible. The figures and diagrams must be uploaded as separate files with their corresponding labels. The original document with the illustrations will be required only after the document has been accepted for its publication.

Additional information

For additional information or details regarding authors instructions visit <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> or write to the journal at colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co