

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

ÁREA Y BIOMASA FOLIAR TOTAL DE *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser EN ZONA ANDINA, REGIÓN DEL MAULE, CHILE

Total foliar area and biomass of *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser in Andean area, Maule Region, Chile
Óscar Vallejos-Barra, Mauricio Ponce-Donoso, Pablo Heinrich y Ursula Doll

ALMACENAMIENTO DE CARBONO Y CARACTERIZACIÓN LIGNOCELULÓSICA DE PLANTACIONES COMERCIALES DE *Tectona grandis* L.f. EN MÉXICO

Carbon storage and lignocellulosic characterization of commercial plantations of *Tectona grandis* L.f. in Mexico
Bayron Alexander Ruiz Blandon, Efrén Hernández Álvarez, Eduardo Salcedo Pérez, Ramón Rodríguez Macías, Agustín Gallegos Rodríguez, Eduardo Valdés Velarde y Rufo Sánchez Hernández

VARIACIÓN GENÉTICA EN FAMILIAS DE POLINIZACIÓN ABIERTA DE *Tectona grandis* L.f. EN COLOMBIA

Genetic variation among half-sib families of *Tectona grandis* L.f. in Colombia
Luis Felipe Llanos Mayor, Alonso Barrios y Ana Milena López

EXTRACTIVOS DEL DURAMEN DE ESPECIES LATÍFOLIADAS COMO PRESERVANTES EN LA MADERA DE *Pinus caribaea* Morelet

Heartwood extractives of hardwood species as preservatives in *Pinus caribaea* Morelet wood
Jesús Velásquez, Luis Rojas y Osvaldo Encinas

EFFECTO DE TEMPERATURAS QUE SIMULAN INCENDIOS SOBRE LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE UN BOSQUE SECO TROPICAL

Effect of temperatures that simulate fire on seed germination in a tropical dry forest
Juan Carlos Cárdenas-Salgado y Camila Pizano

PROPAGACIÓN ASEXUAL DE ESPECIES ENDÉMICAS Y AMENAZADAS DEL GÉNERO *PASSIFLORA* EN LOS ANDES COLOMBIANOS

Asexual propagation of endemic and threatened species of the genus *Passiflora* in the Colombian Andes
Blanca Luz Caleño-Ruíz, Gustavo Morales-Liscano

DISTRIBUCIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE Y SU CAPACIDAD DE REGULACIÓN TÉRMICA EN BOGOTÁ, COLOMBIA

Distribution of the green infrastructure and its thermal regulation capacity in Bogotá, Colombia
Kristian Rubiano

DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL

INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

Revista Colombia Forestal • Vol. 22(2) • Julio-diciembre de 2019 • 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 22 número 2. Bogotá, D.C. Julio-diciembre de 2019 ISSN 0120-0739
Publicación semestral

Editor

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

Comité Editorial

Andrés Avella Muñoz, Ph.D.
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.
Beatriz Salgado Negret, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Camila Pizano, Ph.D.
Universidad Icesi. Colombia.
Carlos Alfonso Zafra Mejía, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Esteban Galeano Gómez, Ph.D.
Universidad de Alberta. Canadá.
Julio Eduardo Beltrán Vargas, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Nelly Rodríguez Eraso, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Rocío Cortés, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Roy González, Ph.D(c).
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.

Gestor editorial

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

Distribución

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

Fotografía de la cubierta

Ubicación: Cordillera Central de los andes - Colombia
Nombre: Los primeros rayos del sol acarician la montaña.
Fotógrafo: Mario Pedraza

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.

Diagramación electrónica y diseño de cubierta

Julían Hernández
director@julianhernandez.co

Impresión

Sección de Publicaciones
Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Grupo de árbitros del presente número

Ángela Machuca Herrera, Ph.D.
Universidad de Concepción. Chile.
Carolina Orantes García, Ph.D.
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. México.
Dagoberto Arias Aguilar, Ph.D.
Instituto tecnológico de Costa Rica. Costa Rica.
Esperanza Ayuga Téllez, Ph.D.
Universidad Politécnica de Madrid. España.
Estela Quintero Vallejo, Ph.D.
Universidad EAFIT. Colombia.
Francisco de la Barrera, Ph.D.
Universidad de Concepción. Chile.
Gerhard Fischer Gebauer, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Héctor Rosatto, Ph.D.
Universidad de Buenos Aires. Argentina.
Jhon Zuluaga Pelaez, Ph.D.
Universidad del Valle. Colombia.
Laura Mesa Castellanos, Ph.D(c).
Universidad de los Llanos. Colombia.
Natalia Norden, Ph.D.
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.
Olman Murillo Gamboa, Ph.D.
Instituto tecnológico de Costa Rica. Costa Rica.
Zhoñre Aguirre Mendoza, Ph.D.
Universidad Nacional de Loja. Ecuador.

Comité científico

Antoine Cleff, Ph.D.
Universidad de Amsterdam. Holanda.
Catalina Segura, Ph.D.
Universidad Estatal de Oregón. Estados Unidos de América.
Felipe Bravo Oviedo, Ph.D.
Universidad de Valladolid. España.
Guillermo Trincado, Ph.D.
Universidad Austral de Chile. Chile.
Jesús Orlando Rangel, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Jorge Ignacio del Valle, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Joseph W. Veldman, Ph.D.
Universidad Estatal de Iowa. Estados Unidos de América.
Pablo Stevenson, Ph.D.
Universidad de los Andes. Colombia.
Sandra Rodríguez Piñeros, Ph.D.
Universidad Autónoma de Chihuahua. México.



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

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-No Comercial-Sin Derivadas

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

Correo electrónico: colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co
Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>
Colombia Forestal está bajo una licencia Creative Commons-4.0 Colombia License.



Atribución-No Comercial-Sin Derivadas

Contenido

Artículos de Investigación Científica y Tecnológica

ÁREA Y BIOMASA FOLIAR TOTAL DE <i>Nothofagus glauca</i> (Phil.) Krasser EN ZONA ANDINA, REGIÓN DEL MAULE, CHILE	5
Total foliar area and biomass of <i>Nothofagus glauca</i> (Phil.) Krasser in Andean area, Maule Region, Chile Óscar Vallejos-Barra, Mauricio Ponce-Donoso, Pablo Heinrich y Ursula Doll	
ALMACENAMIENTO DE CARBONO Y CARACTERIZACIÓN LIGNOCELULÓSICA DE PLANTACIONES COMERCIALES DE <i>Tectona grandis</i> L.f. EN MÉXICO	15
Carbon storage and lignocellulosic characterization of commercial plantations of <i>Tectona grandis</i> L.f. in Mexico Bayron Alexander Ruiz Blandon, Efrén Hernández Álvarez, Eduardo Salcedo Pérez, Ramón Rodríguez Macías, Agustín Gallegos Rodríguez, Eduardo Valdés Velarde y Rufo Sánchez Hernández	
VARIACIÓN GENÉTICA EN FAMILIAS DE POLINIZACIÓN ABIERTA DE <i>Tectona grandis</i> L.f. EN COLOMBIA	30
Genetic variation among half-sib families of <i>Tectona grandis</i> L.f. in Colombia Luis Felipe Llanos Mayor, Alonso Barrios y Ana Milena López	
EXTRACTIVOS DEL DURAMEN DE ESPECIES LATÍFOLIADAS COMO PRESERVANTES EN LA MADERA DE <i>Pinus caribaea</i> Morelet	44
Heartwood extractives of hardwood species as preservatives in <i>Pinus caribaea</i> wood Jesús Velásquez, Luis Rojas y Osvaldo Encinas	
EFEECTO DE TEMPERATURAS QUE SIMULAN INCENDIOS SOBRE LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE UN BOSQUE SECO TROPICAL	55
Effect of temperatures that simulate fire on seed germination in a tropical dry forest Juan Carlos Cárdenas-Salgado y Camila Pizano	
PROPAGACIÓN ASEJUAL DE ESPECIES ENDÉMICAS Y AMENAZADAS DEL GÉNERO <i>PASSIFLORA</i> EN LOS ANDES COLOMBIANOS	67
Asexual propagation of endemic and threatened species of the genus <i>Passiflora</i> in the Colombian Andes Blanca Luz Caleño-Ruíz, Gustavo Morales-Liscano	

DISTRIBUCIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE Y SU CAPACIDAD DE REGULACIÓN TÉRMICA EN BOGOTÁ, COLOMBIA	93
<i>Distribution of the green infrastructure and its thermal regulation capacity in Bogotá, Colombia</i>	
Kristian Rubiano	
DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	101
INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	104

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



Área y biomasa foliar total de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser en zona Andina, Región del Maule, Chile

Total foliar area and biomass of *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser in Andean area, Maule Region, Chile

Óscar Vallejos-Barra¹, Mauricio Ponce-Donoso², Pablo Heinrich³ y Ursula Doll⁴

Vallejos-Barra, O., Ponce-Donoso, M., Heinrich, P. y Doll, U. (2019). Área y biomasa foliar total de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser en zona Andina, Región del Maule, Chile. *Colombia Forestal*, 22(2), 5-14.

Recepción: 14 de mayo de 2018

Aprobación: 4 de junio de 2019

Resumen

Variáveis dendrométricas como DAP y altura son usadas para gestionar los bosques, especialmente cuando la especie es endémica y está amenazada. *Nothofagus glauca* (Hualo) presenta estas características, requiriendo investigación para orientar su manejo sostenible. El objetivo del artículo es ajustar funciones que cuantifiquen el área foliar total (AFT) y biomasa foliar total (BFT) en ejemplares de un bosque relicto ubicado en la Región del Maule (Chile), permitiendo monitorear esta especie. En parcelas de 100 m² se midió DAP y altura de todos los árboles, apeándose 16 ejemplares, extrayéndoles el total de hojas para determinar su masa fresca. Con muestras de 50 hojas por cada árbol se obtuvo la masa fresca y seca, determinándose el área foliar con LI-COR LI-3100. Usando regresiones se obtuvo significancias estadísticas con área basal, cuyos coeficientes de determinación variaron entre 63.80 y 93.27 %, con errores estándar de 8.46 m² y 0.58 kg para AFT y BFT, respectivamente. La estimación del índice de área foliar (IAF) bordeó 0.32 m².m⁻², mientras que para biomasa foliar fue 2.1 ton.ha⁻¹.

Palabras clave: área basal, bosque nativo, especie amenazada, funciones dendrométricas, IAF.

Abstract

Dendrometric variables such as DAP and height are used to manage forests, especially when the species is endemic and threatened. *Nothofagus glauca* (Hualo) presents these characteristics, requiring research to guide its sustainable management. The objective of this article is adjust functions that quantify the total leaf area (TLA) and total leaf biomass (TLB) in specimens of a relict forest located in Maule Region (Chile), allowing to monitor this species. In plots of 100 m², BDH and height of all trees were measured, 16 specimens were removed, extracting the total leaves to determine their fresh mass. With samples of 50 leaves per tree, the fresh and dry mass were obtained, determining the leaf area with LI-COR LI-3100. Using regressions, statistical significance was obtained with a basal area, which its determination coefficients varied between 63.80 and 93.27 %, with standard errors of 8.46 m² and 0.58 kg for TLA and TLB, respectively. The estimate of the leaf area index (LAI) was 0.32 m².m⁻², while for leaf biomass it was 2.1 ton.ha⁻¹.

Key words: basal area, natural forest, threatened species, dendrometric function, LAI.

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca. Talca, Chile. ovallejo@utalca.cl. Autor para correspondencia.

² Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca. Talca, Chile. mponce@utalca.cl.

³ Forestal Arauco. Valdivia, Chile. pablo.henrich@arauco.cl

⁴ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca. Talca, Chile. udoll@utalca.cl

INTRODUCCIÓN

El ajuste de funciones alométricas en especies forestales, que hagan uso de variables dendrométricas, es ampliamente usado y aceptado para una mejor gestión de los bosques. Entre estas funciones se encuentran las que cuantifican tanto el área y la biomasa foliar, especialmente cuando se trata de especies nativas, puesto que de éstas es posible inferir sobre atributos ecológicos y funcionales de los ecosistemas. En este contexto, *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, conocida con los nombres vernáculos de hualo, roble colorado o roble maulino, corresponde a una especie de la familia Nothofagaceae, que se ha adaptado a las condiciones de sequía y altas temperaturas (Olivares et al., 2005; Quiroz et al., 2009). En Chile se distribuye en la Cordillera de la Costa entre las provincias de Melipilla y Ñuble, mientras que por la Cordillera de Los Andes, lo hace desde la provincia de Cachapoal hasta el Bío-Bío (Donoso, 1993; Hechenleitner et al., 2005; Muñoz et al., 2018). Como masas boscosas dominadas por *N. glauca* se ubican entre los ríos Mataquito e Itata por la Cordillera de la Costa y desde el río Maule hasta el Ñuble por la Cordillera de Los Andes (Amigo et al., 2000). Junto a *Nothofagus macrocarpa* (A. DC.) F.M. Vázquez & R.A. Rodr. y *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst., constituyen las especies más septentrionales del género en Chile, considerándose en muchas zonas como relictas producto de la última glaciación (Donoso, 1993).

Las poblaciones de *N. glauca* son consideradas como vulnerables (IUCN, 2012; Heinrichs et al., 2018) debido a la actual fragmentación producto de sucesivos cambios en el uso del suelo (Le Quesne y Sandoval, 2001), predominando la sustitución vegetal, ya sea por cultivos agrícolas o por plantaciones forestales de especies exóticas de rápido crecimiento (Donoso, 1993; Heinrichs et al., 2016). Por lo anterior, describir estas poblaciones

contribuye a su conservación y a una mejor gestión de los bosques.

La disminución de los ecosistemas forestales es de actual interés debido, entre otros aspectos, al papel que tienen en la captura de CO₂ (Rojo et al., 2003), considerando que las emisiones de este gas aumentaron en cerca de un 80 % entre 1970 y 2004 (IPCC, 2007). Las plantas utilizan CO₂ y liberan O₂ a la atmósfera mediante la fotosíntesis, y a diferencia de las especies anuales, los árboles crecen almacenando los fotoasimilados durante periodos prolongados de tiempo en sus estructuras leñosas (Acosta et al., 2002). Entre otras condiciones, el crecimiento de los árboles y plantas dependen de la cantidad de luz interceptada por su follaje (Beadle, Honeysett, Turnbull y White, 1995), razón por la cual el área o biomasa foliar en plantaciones agrícolas y forestales es fundamental para evaluar su estado de nutrición (Ruiz et al., 2007), predecir el crecimiento (Wanga et al., 2019), rendimiento frutal (Lepe, Yuri y Moggia, 2005; Acosta et al., 2008), rendimiento maderable, absorción de carbono (Rodríguez et al., 2011), tasa de transpiración (Simonin et al., 2006), aporte de hojarasca al suelo (Aceñolaza et al., 2009), eficiencia en el uso de agua y conversión de fotoasimilados (Cabezas et al., 2008), entre otras.

A partir del área foliar se obtiene el índice de área foliar (IAF), variable ampliamente utilizada por su asociación con los distintos factores de producción vegetal (De la Casa et al., 2007), usado además como indicador de procesos fisiológicos, como fotosíntesis, transpiración y evaporación (Moser et al., 2007; Olivares et al., 2013) que para Cabezas et al. (2008), constituye uno de los elementos más importantes para el estudio de bosques y plantaciones forestales (Moser et al., 2007; Olivares et al., 2013), pudiendo determinar incluso la cantidad de erosión del suelo (Lin et al., 2019). Sin embargo, son aún escasos los modelos para estimar área foliar y biomasa foliar en especies leñosas nativas de Chile, encontrándose los modelos de

BFT de Aguirre y Infante (1988) para *Peumus boldus* Mol. y *Acacia caven* (Mol.) Mol., Gyenge et al. (2009) para *Nothofagus antarctica* (Forst.) Oerst., *Schinus patagonicus* (Phil.) I.M. Johnst. ex Cabr. y para *Lomatia hirsuta* (Lam.) Diels ex J.F. Macbr. y Dobbs, Hernández y Escobedo (2011) para *Schinus molle* Raddi. y *Quillaja saponaria* Mol. También Dobbs et al. (2011) presentan un modelo para el AFT de *Maytenus boaria* Mol, no habiendo estudios específicos para *Nothofagus glauca*.

Distintos estudios han demostrado la relación existente entre el área foliar y biomasa foliar con el diámetro a la altura del pecho, diámetro a la altura del tocón, área basal o área de albura (Ganskopp y Miller, 1986; Barrantes y Garcia, 1989; Nowak, 1996; Simonin et al., 2006; Calvo, McDowell y Waring, 2008; Fonseca, Alice y Rey, 2009; Gyenge et al., 2009; Ladesma, Carranza y Balzarini, 2010; Dobbs et al., 2011; Rodríguez et al., 2011; Rubilar et al., 2012) entre todos ellos, la variable que mejor explica esta relación es el área de albura, que corresponde a la parte activa del xilema que transporta agua y nutrientes (Rodríguez et al., 2011). Sin embargo, determinar el área de albura resulta complejo dado que es necesario extraer rodela y obtener muestras usando un taladro de incremento. Al respecto, Cano (1993) afirma que en árboles jóvenes es posible relacionar el área foliar con el diámetro a la altura del pecho, puesto que la porción del duramen es mínima.

En el contexto descrito, el objetivo de este trabajo fue ajustar funciones que cuantifiquen área y biomasa foliar de la especie *Nothofagus glauca*, utilizando como variables explicativas el diámetro a la altura del pecho, la altura total del árbol y combinaciones de ellas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los árboles que se utilizaron se ubicaban en el Centro Experimental "El Picazo" de la Universidad de Talca (35°31'19" a 35°33'19" Latitud Sur,

71°08'45" a 71°12'49" Longitud Oeste), localizado en la comuna de San Clemente, provincia de Talca, zona precordillera andina de la región del Maule, Chile. El Centro Experimental tiene una superficie de 1,422 ha, con 574 ha de renoval de bosque nativo del tipo forestal roble-hualo (Arriagada, 2004). Las características edafoclimáticas señalan que el suelo está constituido por derivados de material volcánico (Andisol), de pedregosidad moderada, textura franca a franco-arcillosa, delgado y con presencia de erosión moderada producto del viento y el agua. El clima es templado-cálido con estación seca prolongada, Csb en la clasificación Köppen-Geiger. La temperatura media mínima invernal bordea los 2° C y las lluvias pueden alcanzar los 1,200 mm anuales, mientras que en periodo estival la temperatura media máxima alcanza los 27° C (Arriagada, 2004).

Selección de árboles y registro de variables. En un único rodal de 574 ha, multietáneo, se establecieron tres parcelas de 100 m², encontrándose en todas ellas un total de 50 especímenes de *N. glauca*, definiéndose seis clases diamétricas entre 5 y 30 cm, cuya equivalencia alcanza a los 1,666 árboles. ha⁻¹ y un área basal de 38.07 m².ha⁻¹ (Tabla 1). Se seleccionaron 16 individuos al azar para realizar el estudio, midiéndoles las variables dendrométricas de diámetro a la altura del pecho (DAP, en cm) utilizando una forcípula Haglof con precisión al mm y altura total (h, en m) con un clinómetro Suunto PM-5 con precisión de 50 cm. Una vez apeados los árboles se recolectó la totalidad de sus hojas y se registró su masa fresca usando una balanza analítica Excell modelo Unicell con precisión de 1 g. Pese al número limitado de árboles muestreados, la existencia de individuos en las diferentes clases diamétricas estudiadas, permitió asegurar la representatividad de los datos, un aspecto similar se observó en otros estudios (Calvo et al., 2008; Gyenge et al., 2009; Dobbs et al., 2011; Díaz et al., 2011; Timilsina et al., 2017; Sillett et al., 2019). Lo anterior tiene relevancia dado que la utilización de métodos destructivos para la obtención de datos,

como es este caso, debe procurar la conservación de las especies, especialmente como la estudiada, para lo cual se presentó un plan de corta al servicio forestal, denominado Corporación Nacional Forestal, el que fue aprobado

Por restricción de la estufa secadora, se extrajo al azar una muestra de 50 hojas por árbol estudiado, registrándose su masa fresca y luego seca. Se midió el área foliar de las muestras mediante el LI-COR LI-3100. El área foliar total por árbol (AFT) se expresó en m² y se determinó mediante la ecuación 1.

$$AFT_i = \frac{AFM_i}{MFM_i} * MFT_i \quad (1)$$

Donde:

AFT_i = área foliar total del árbol i, en m²

AFM_i = área foliar de la muestra de hojas del árbol i, en m²

MFM_i = masa fresca de la muestra de hojas del árbol i, en kg

MFT_i = masa fresca del total de hojas del árbol i, en kg

Para determinar la biomasa foliar total por árbol (BFT) expresado en toneladas, se utilizaron las hojas muestreadas, calculando la masa seca, de acuerdo a la ecuación 2.

$$BFT_i = \frac{MSM_i}{MFM_i} * MFT_i \quad (2)$$

Donde:

BFT_i = biomasa foliar total del árbol i, en kg

MSM_i = masa seca de la muestra de hojas del árbol i, en kg

MFM_i = masa fresca de la muestra de hojas i, en kg

MFT_i = masa fresca del total de hojas del árbol i, en kg

Ajuste, selección de modelos y estimaciones. Se observaron las relaciones de las variables AFT y BFT con las variables dendrométricas medidas, esto es DAP y h, además de sus transformaciones. Se ajustaron modelos de regresión del tipo lineal simple (método de los mínimos cuadrados) y no lineal

(método de estimación de Marquardt), representados por las ecuaciones 3 y 4, respectivamente.

$$Y = \beta_0 + \beta_1 * X + \varepsilon \quad (3)$$

$$Y = \beta_0 * X^{\beta_1} + \varepsilon \quad (4)$$

Donde:

Y = variable dependiente del modelo (en este caso AFT o BFT)

β_0, β_1 = parámetros de los modelos

X = variable independiente del modelo

ε = error del modelo (media 0; varianza σ^2)

Para seleccionar el modelo propuesto, se determinó la significancia de los coeficientes, el coeficiente de determinación (R²), el error cuadrático medio (ECM) y el criterio de información de Akaike (AIC).

El valor del AIC es una medida que valora la pérdida de información que conlleva la utilización de una función (Mazerolle, 2006). Aunque por sí mismo su valor no es relevante, dado que lo importante es obtener la diferencia del AIC entre cada función ajustada y la función con el menor valor (Burnham *et al.*, 2011), así la mejor función tendrá una diferencia igual a cero; si la diferencia es hasta 2, la función podría ser igualmente satisfactoria; pero una diferencia entre 4 y 7 reduce la significancia de la función, mientras que una diferencia mayor a 10 descarta la utilización de la función.

Con los modelos seleccionados y validados se realizó una estimación por hectárea de los datos recolectados, cuantificando las variables por unidad de superficie.

Los datos fueron procesados en el programa Microsoft Excel® 2016 y Statgraphics Centurion®, versión XVI.

RESULTADOS

La tabla de rodal que caracteriza el rodal muestreado y las estimaciones de IAF y BFT corresponden al promedio de los modelos testeados (tabla 1).

Para las clases diamétricas de 10 a 30 cm se usaron 3 árboles, mientras que para la de 5 cm se utilizó un único árbol.

Relación entre las variables. Para los 16 individuos seleccionados el AFT varió entre 9.73 y 56.1 m², en tanto el BFT entre 0.52 y 4.11 kg. La matriz de correlación entre las variables (Figura 1), muestra que el área basal (g) presentó la mayor correlación tanto con la variable AFT ($r = 0.8229$) como BFT ($r = 0.8551$), superando al DAP y sus transformaciones. La altura (h) no tuvo relación con AFT y BFT con $r = 0.0472$ y $r = 0.0128$, respectivamente; además, al combinarse con el DAP la relación decreció en ambas variables dependientes. En consideración a lo anterior, el ajuste se realizó haciendo uso del área basal.

Modelos de área foliar y biomasa foliar ajustados. En los modelos ajustados (tabla 2), AFT₁ y BFT₁ el estadígrafo del parámetro β_0 no fue significativo ($p > 0.05$) y al eliminarse este parámetro se obtuvo modelos con menor AIC (AFT₂ y BFT₂), aunque presentó un mayor EEE. Los otros modelos (AFT₃ y BFT₃) obtuvieron una diferencia de AIC cercano al valor 2, de modo que también podrían ser utilizados para la estimación del AFT o el BFT.

A partir de los resultados obtenidos, en cada una de las tres parcelas se realizó una estimación por hectárea, amplificando el valor encontrado en cada una, tanto para IAF como BFT (tabla 3). Las estimaciones fueron muy similares, aunque la estimación con el modelo lineal sin el parámetro β_0 es la más conservadora; no obstante, tiene el mayor error muestral porcentual (28.2 %).

Tabla 1. Tabla de rodal y estimación promedio del IAF y BFT

DAP (cm)	Número de árboles (N°.ha ⁻¹)	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	IAF (m ² .m ⁻²)		BFT (Ton.ha ⁻¹)	
5	33.3	0.1072	0.02	± 0.02	0.01	± 0.00
10	400.0	3.4583	0.36	± 0.17	0.21	± 0.05
15	666.7	11.4797	1.02	± 0.21	0.66	± 0.06
20	400.0	12.3315	0.99	± 0.07	0.68	± 0.02
25	66.7	3.2527	0.25	± 0.01	0.18	± 0.00
30	100.0	7.4354	0.54	± 0.04	0.40	± 0.01
Total	1,666.7	38.0648	3.18	± 0.52	2.13	± 0.11

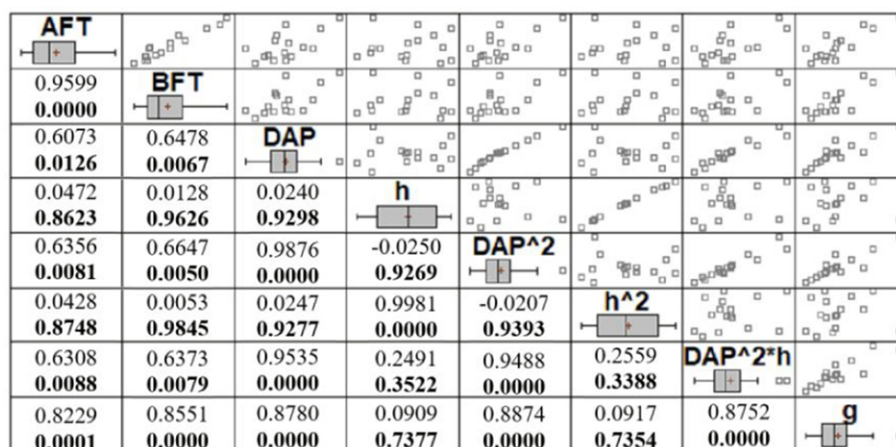


Figura 1. Matriz de correlación entre variables. La correlación y la probabilidad se presentan de manera numérica; la correlación se ubica en la parte superior de la cuadrícula y la probabilidad, en la parte inferior, destacada en negrita

Tabla 2. Modelos ajustados para la estimación de área foliar (AFT, en m²) y biomasa foliar total (BFT, en kg) usando el área basal (g) e indicadores de calidad de ajuste

Modelo ajustado	Prob β_0	Prob β_1	R ² (%)	EEE	AIC	D AIC
AFT ₁ = 5.9599382 + 629.5741791 g	0.198	0.001	65.40	8.325	33.45	1.62
AFT ₂ = 768.1384739 g	-	0.001	92.52	8.552	31.83	0.00
AFT ₃ = 452.13595 g ^{0.8264509751}	0.006	0.001	63.80	8.515	33.77	1.94
BFT ₁ = 0.16735669 + 50.39425473 g	0.597	0.001	71.20	0.585	-3.45	2.33
BFT ₂ = 54.28517776 g	-	0.001	93.27	0.571	-5.79	0.00
BFT ₃ = 44.580438 g ^{0.9352416902}	0.005	0.001	70.95	0.588	-3.38	2.40

Tabla 3. Estimación del índice de área foliar (IAF) y biomasa foliar total (BFT) según modelo

Parcelas	IAF ₁	IAF ₂	IAF ₃	BFT ₁	BFT ₂	BFT ₃
	(m ² .m ⁻²)			(Ton.ha ⁻¹)		
1	0.40	0.31	0.37	2.45	2.21	2.35
2	0.22	0.18	0.21	1.39	1.30	1.36
3	0.40	0.38	0.39	2.74	2.69	2.71
Promedio	0.34	0.29	0.32	2.20	2.07	2.14
Error muestral	0.087	0.082	0.082	0.58	0.58	0.58
Error muestral %	25.90	28.20	25.60	26.80	28.20	27.00

DISCUSIÓN

Los indicadores de ajuste de los modelos estimados de AFT y BFT, resultaron similares a los reportados por Nowak (1996), Calvo *et al.* (2008), Fonseca *et al.* (2009), Gyenge *et al.* (2009), Dobbs *et al.* (2011) y Timilsina *et al.* (2017), aunque inferiores a los obtenidos por Sillett *et al.* (2019). Para este estudio la variable independiente que mejor modela es el área basal (figura 1), a diferencia de estudios citados precedentemente, cuya variable independiente fue el DAP. Otros estudios señalan obtener ajustes adecuados a través del uso de variables independientes como el diámetro del fuste a los 15 cm del suelo, diámetro de ramas gruesas (mayores a 5 cm), diámetros de copa, factores de sombreado, altura de inicio de copa, altura total y área de albura, entre otras, para estimar el AFT y BFT (Ganskopp y Miller, 1986; Barrantes y García, 1989; Simonin *et al.*, 2006; Ladesma *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2011).

Considerando que la altura (h) no se relacionó significativamente con los componentes foliares

estudiados, es posible señalar que en la modelación del AFT y BFT se requiere establecer la o las variables que mejor las describen, por cuanto no es posible generalizar respecto de una variable dendrométrica (Ganskopp y Miller, 1986; Barrantes y García, 1989; Simonin *et al.*, 2006; Ladesma *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2011; Timilsina *et al.*, 2017).

Al relacionar la información contenida en la tabla 3, fue posible determinar la cantidad de área foliar requerida para obtener un kilo de biomasa foliar. Para este caso, en términos promedios, se requieren 0.149 m² de área foliar por gramo de biomasa foliar. Este valor difiere a lo reportado por Sillett *et al.* (2019) para *Sequoia sempervirens*, con un valor promedio de 0.056 m².gr⁻¹, lo cual indica con claridad que la morfología foliar es particular de cada especie o género en estudio.

Por su parte, en estudios realizados en la Patagonia argentina mediante teledetección, se determinaron valores de IAF entre 0.2 a 2.6 m².m⁻² para bosques primario y de regeneración de *Nothofagus pumilio* (Martínez *et al.*, 2008) similar valor inferior al hallado en este estudio y muy por

debajo del reporte de $1.57 \pm 0.52 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$ (Díaz *et al.*, 2011). Los valores obtenidos del IAF en este estudio, que bordean los $0.32 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$, dan cuenta que se trabajó con renovales de bosques secundarios, ya que, si se comparan con bosques de conífera, cuyo valor alcanza rangos de 1.0 a $6.0 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$ (Oztürk, Bolat y Ergun, 2015).

CONCLUSIÓN

El ajuste de funciones que consideran el área basal del árbol como variable explicativa describió con mayor significancia el área foliar total (AFT) y biomasa foliar total (BFT) para la especie *Nothofagus glauca* ubicado en la precordillera andina de la Región del Maule, Chile.

Los modelos lineales sin intercepto (AFT₂ y BFT₂) presentaron los menores AIC por lo que son los modelos recomendados para estimar estas variables.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

O. V-B, U.D. idearon la investigación; O. V-B y P.H. llevaron a cabo la investigación en terreno; O. V-B. y M. P-D, analizaron los datos y redactaron el manuscrito. Todos los autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Fondo de Protección Ambiental del Ministerio del Medio Ambiente de Chile por financiar el proyecto 07-003-2009: "Análisis temporal de la biomasa acumulada y carbono absorbido aéreo y radicular, en un renoval de *Nothofagus glauca*".

REFERENCIAS

- Aceñolaza P., Zamboni, L. y Gallardo, J. (2009). Aporte de hojarasca en bosques del predelta del río Paraná (Argentina). *Bosque*, 30(3), 135-145.
<http://doi.org/10.4067/S0717-92002009000300003>
- Acosta, E., Acosta, J., Amador, M. y Padilla, J. (2008). Relación entre índice de área foliar y rendimiento en frijol bajo condiciones de secano. *Agricultura Técnica en México*, 34(1), 13-20. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0568-25172008000100002
- Acosta M., Vargas, J., Velázquez, A. y Etchevers, J. (2002). Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 36(6), 725-736. Recuperado de <https://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2002/nov-dic/art-10.pdf>
- Aguirre, S. y Infante, P. (1988). Funciones de biomasa para boldo (*Peumus boldus*) y espino (*Acacia cavendishii*) de la zona central de Chile. *Ciencia e Investigación Forestal*, 2(1), 45-50. Recuperado de http://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/123456789/10683/1/28353_29-Revista%20CIFOR%20volumen%2015%20n%C2%B03%2C%202009%20parte%202.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Amigo, J., San Martín, J. y García, L. (2000). Estudio fitosociológico de los bosques de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser del Centro-Sur de Chile. *Phytocoenología*, 32(2), 193-221.
<https://doi.org/10.1127/phyto/30/2000/193>
- Arriagada, P. (2004). Evaluación de impacto ambiental del plan de actividades de la Estación Experimental "El Picazo". Memoria Ingeniería Forestal. Talca, Chile. Universidad de Talca. Recuperado de <http://dspace.otalca.cl/handle/1950/1334>
- Barrantes, O. y García, C. (1989). Estimación de área foliar a partir de la superficie de albura en *Pinus sylvestris*. *Options Méditerranéennes, Serie Séminaires*, 3, 53-56. Recuperado de <http://om.ciheam.org/article.php?IDPDF=CI000505>

- Beadle C.L., Honeysett, J.L., Turnbull, C. y White, D.** (1995). Site limits to achieving genetic potential. En: B. Potts, N. Borralho, J. Reid, R. Cromer, W. Tibbits y C. Raymond (eds.), *Eucalypt Plantations: Improving Fibre Yield and Quality*. Proceedings CRC Temperate Hardwood Forestry–IUFRO Conference. Hobart, Australia.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. y Huyvaert, K.P.** (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons *Behavioral Ecological Sociobiology*, 65, 23-35.
<https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6>
- Cabezas, M., Peña, F., Díaz, C. y Moreno, A.** (2008). Dosel de tres especies forestales y su relación con la adaptación a suelos degradados por la erosión. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 11(2), 175-185. Recuperado de <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/634>
- Calvo, J., McDowell, N. y Waring, R.** (2008). Allometric relationships predicting foliar biomass and leaf area: sapwood area ratio from tree height in five Costa Rican rain forest species. *Tree Physiology*, 28, 1601-1608.
<https://doi.org/10.1093/treephys/28.11.1601>
- Cano, E.** (1993). Relación alométrica entre el área foliar y el área de la albura en *Pinus patula* Schl. et Cham., en Zacatlán, Puebla (tesis Maestría en Ciencias). Montecillo, México. Colegio de Posgraduados.
- De la Casa, A., Ovando, G., Bressanini, L., Rodríguez, A. y Martínez, J.** (2007). Uso del índice de área foliar y del porcentaje de cobertura del suelo para estimar la radiación interceptada en papa. *Agricultura Técnica*, 67(1), 78-85.
<https://doi.org/10.4067/S0365-28072007000100010>
- Díaz, G.M., Mohr-Bell, D., Lencias, J.D., Menger, M. y Del Valle, H. F.** (2011). Teledetección satelital cuantitativa para estimar el área basal del bosque de *Nothofagus pumilio* (Nothogagaceae): el rol del índice de área foliar como información auxiliar. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(4), 509-521. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rchnat/v84n4/art04.pdf>
- Dobbs C., Hernández, J. y Escobedo, F.J.** (2011). Above ground biomass and leaf area models based on a non destructive method for urban trees of two communes in Central Chile. *Bosque*, 32(3), 287-296.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000300010>
- Donoso, C.** (1993). *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Fonseca, W., Alice, F. y Rey, J.** (2009). Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque*, 30(1), 36-47.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002009000100006>
- Ganskopp, D. y Miller, R.** (1986). Estimating leaf area of big sagebrush from measurement of sapwood. *Journal of Range Management*, 30(4), 338-340.
<https://doi.org/10.2307/3899775>
- Gyenge J., Fernández, M., Sarasola, M., de Urquiza, M. y Schlichter, T.** (2009). Ecuaciones para la estimación de biomasa aérea y volumen de fuste de algunas especies leñosas nativas en el valle del río Foyel, NO de la Patagonia argentina. *Bosque*, 30(2), 95-101.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002009000200005>
- Hechenleitner P., Gardner, M. F., Thomas, P. I., Echeverría, C., Escobar, B., Brownless, P. y Martínez, C.** (2005). *Plantas amenazadas del centro-sur de Chile*. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. Recuperado de <http://dspace.otalca.cl/bitstream/1950/10294/1/Hechenleitner%20%20V..pdf>
- Heinrichs, S., Stiehl, C. y Müller-Using, B.** (2016). Can native plant species be preserved in an anthropogenic forest landscape dominated by aliens? A case study from Mediterranean Chile. *Ann. Forest Research*, 59(1), 75-90.
<https://doi.org/10.15287/afr.2016.498>
- Heinrichs, S., Pauchard, A. y Schall, P.** (2018). Native Plant Diversity and Composition Across a *Pinus radiata* D. Don Plantation Landscape in South-Central Chile-The Impact of Plantation Age, Logging Roads and Alien Species. *Forest*, 9(567), 1-26.
<https://doi.org/10.3390/f9090567>

- IPCC** (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007). *Cambio climático 2007: informe de síntesis. 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: IPCC. Recuperado de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf
- IUCN** (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) (2012). The IUCN Red list of threatened species. Recuperado de <http://www.iucnredlist.org>
- Ladesma, M., Carranza, C. y Balzarini, M.** (2010). Estimación de la biomasa foliar de *Prosopis flexulosa* mediante relaciones alométricas. *Agriscientia*, 27(2), 87-96. Recuperado de <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/agris/article/download/2770/2285>
- Le Quesne, C. y Sandoval, L.** (2001). Extensión del límite sur para *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. *Gayana Botánica*, 58(2), 139-142. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432001000200005>
- Lepe, V., Yuri, J. y Moggia, C.** (2005). *Estimación del índice de área foliar a través de la fotografía hemisférica y deshoje manual en manzanos y cerezos*. Universidad de Talca. Chile. Recuperado de http://www.sach.cl/revista/pdf/Simiente_76_3_4.pdf
- Lin, J., Pan, Y., Lyub, H., Zhu, X., Li, X., Dong, B. y Li, H.** (2019). Developing a two-step algorithm to estimate the leaf area index of forests with complex structures based on CHRIS/PROBA data. *Forest Ecology and Management*, 441(1), 57-70. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.030>
- Martínez P., G., Cellini, J. M., Peri, P. L., Lencinas, M. V., Soler E., R. y Barrera, M.** (2008). Uso de fotos hemisféricas para la elaboración de modelos de altura de la regeneración en *Nothofagus pumilio*. 4º Congreso Chileno de Ciencias Forestales, Talca, Chile. Consultado el 8 de mayo de 2019. Recuperado de http://dspace.otalca.cl/bitstream/1950/6248/3/martinez_pastur2.pdf
- Mazerolle, M. J.** (2006). Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, 27, 169-180. <https://doi.org/10.1163/15685380677239922>
- Moser, G., Hertel, D. y Leuschner, C.** (2007). Altitudinal change in LAI and stand leaf biomass in tropical montane forests: a transect study in Ecuador and a Pan-Tropical meta-analysis. *Ecosystems*, 10(6), 924-935. Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/27823733>
- Muñoz, F., Cancino, J. y Rodríguez, R.** (2018). Diagrama de manejo de densidad para renovales de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser en Chile. *Madera y Bosques*, 24(1), 1-9. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2411440>
- Nowak, D.** (1996). Estimating leaf area and leaf biomass of open-grown deciduous urban trees. *Forest Science*, 42(4), 504-507. Recuperado de https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/1996/ne_1996_nowak_002.pdf
- Olivas, P., Oberbauer, O., Clark, D., Ryan, M., O'Brien, J. y Ordóñez, H.** (2013). Comparison of direct and indirect methods for assessing leaf area index across a tropical rainforest landscape. *Agricultural and Forest Meteorology*, 177, 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.04.010>
- Olivares, P., San Martín, J. y Santelices, R.** (2005). *Ruil (Nothofagus alessandrii): estado del conocimiento y desafíos para su conservación*. Talca, Chile: Departamento de Protección de Recursos Naturales, Editorial de la Comisión Nacional del Medioambiente (Conama).
- Oztürk, M., Bolat, I. y Ergun, A.** (2015). Influence of air-soil temperature on leaf expansion and LAI of *Carpinus betulus* trees in a temperate urban forest patch. *Agricultural and Forest Meteorology*, 200, 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.09.014>
- Quiroz, I., González, M., García, E. Casanova, K. y Soto, H.** (2009). *Evaluación de la germinación de semillas de Nothofagus glauca (Phil.) Krasser procedentes de la Reserva Nacional Los Queules, Región del Maule*. Santiago, Chile: Infor, Centro Tecnológico de la Planta Forestal.

- Rodríguez, G., González, V., Aldrete, A., de los Santos, H., Gómez, A. y Fierros, A.** (2011). Modelos para estimar crecimiento y eficiencia de crecimiento en plantaciones de *Pinus patula* en respuesta al clareo. *Revista Fitotécnica Mexicana*, 34(3), 205-212. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0187-73802011000300012&lng=pt&nrm=iso
- Rojo, G., Jasso, J. y Velásquez, A.** (2003). Las masas forestales como sumideros de CO₂ ante un cambio climático global. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Ambiente*, 9(1), 57-67. Recuperado de https://chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?section=article&id_articulo=388&doi=1111
- Rubilar, R., Albaugh, T., Allen, H.L., Alvarez, J., Fox, T. y Stape, J.** (2012). Influences of silvicultural manipulations on above – and belowground biomass accumulations and leaf area in young *Pinus radiata* plantations, at three contrasting sites in Chile. *Forestry*, 86, 27-38. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps055>
- Ruiz, F., Murillo, B., García, J., Troyo, E., Palacios, A., Beltrán, A., Fenech, L. Zamora, S. Marrero, P., Nieto, A. y Cruz, O.** (2007). Mediciones lineales en la hoja para la estimación no destructiva del área foliar en albahaca (*Ocimum basilicum* L.). *Revista Chapingo, Serie Horticultura*, 13(1), 29-34. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=60913104>
- Sillett, S. Van Pelt, R., Carroll, A., Campbell-Spickler, J., Coonen, E. y Iberle, B.** (2019). Allometric equations for *Sequoia sempervirens* in forests of different ages. *Forest Ecology and Management*, 433, 349-363. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.016>
- Simonin, K., Kolb, T.E., Montes-Helu, M. y Koch, G.W.** (2006). Restoration thinning and influence of tree size and leaf area to sapwood area ratio on water relations of *Pinus ponderosa*. *Tree Physiology*, 26(4), 493-503. <https://doi.org/10.1093/treephys/26.4.493>
- Timilsina, N., Beck, J. L., Eames, M. S., Hauer, R. y Werner, L.** (2017). A comparison of local and general models of leaf area and biomass of urban trees in USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24, 157-163. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.04.003>
- Wanga, Y., Jina, G., Shib, B. y Liua, Z.** (2019). Empirical models for measuring the leaf area and leaf mass across growing periods in broadleaf species with two life histories. *Ecological Indicators*, 102, 289-301. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.041>





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Almacenamiento de carbono y caracterización lignocelulósica de plantaciones comerciales de *Tectona grandis* L.f. en México

Carbon storage and lignocellulosic characterization of commercial plantations of *Tectona grandis* L.f. in Mexico

Bayron Alexander Ruiz Blandon¹, Efrén Hernández Álvarez², Eduardo Salcedo Pérez³, Ramón Rodríguez Macías⁴, Agustín Gallegos Rodríguez⁵, Eduardo Valdés Velarde⁶ y Rufo Sánchez Hernández⁷

Ruiz-Blandon, B.A., Hernández-Álvarez, E., Salcedo-Pérez, E., Rodríguez-Macías, R., Gallegos-Rodríguez, A., Valdés-Velarde, E. y Sánchez-Hernández, R. (2019). Almacenamiento de carbono y caracterización lignocelulósica de plantaciones comerciales de *Tectona grandis* L.f. en México. *Colombia Forestal*, 22(2), 15-29.

Recepción: 25 de septiembre de 2018

Aprobación: 4 de junio de 2019

Resumen

La teca es una planta exótica introducida en México por el valor de su madera. El objetivo del estudio fue calcular el carbono almacenado en la biomasa vegetal y suelo para luego determinar la composición lignocelulósica de la madera en plantaciones de teca a los seis años en el estado de Nayarit, México. En tres plantaciones se colectó información dendrométrica y biomasa de 75 árboles, también de mantillo y suelo para determinar sus propiedades. Las diferencias fueron significativas ($p \leq 0.0001$) al comparar la plantación de mayor y menor crecimiento en DAP (54 %), altura (51.3 %) y área basal (78.7 %) siendo los suelos de mejor pH (6.2); así como el rendimiento en biomasa aérea (59.4 %), carbono en la teca (60.2 %), mantillo (30.3 %) y suelo (41.9 %) por superficie, sin diferencias en los contenidos lignocelulares. Se recomienda estudiar las raíces y nutrientes

del suelo pues condicionan la eficiencia de la teca en torno al cambio climático.

Palabras clave: biomasa, celulosa, DAP, mantillo, método directo, modelos alométricos, propiedades del suelo.

Abstract

Teak is an exotic plant introduced to Mexico for its wood value. The aim of this study was to quantify the carbon stored in the plant biomass and soil and to determine the wood lignocellulosic composition in 6-years-old teak plantations in the Nayarit state, Mexico. In three plantations, dendrometric and biomass information were collected from 75 trees, as well as litter layer and soil to determine their properties. The differences were significant ($p \leq 0.0001$) when comparing the plantation with the highest and lowest growth in DBH (54 %), height (51.3 %) and

- ¹ Departamento de Botánica y Zoología. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara (UdeG). Zapopan, Jalisco, México. Correo electrónico: toxbombaso@yahoo.es. Autor para correspondencia.
- ² Departamento de Producción Forestal. CUCBA, UdeG. Zapopan, Jalisco, México. Correo electrónico: efren.hernandez@academicos.udg.mx.
- ³ Departamento de Botánica y Zoología, CUCBA. Zapopan, Jalisco, México. Correo electrónico: eduardo.salcedo@academicos.udg.mx.
- ⁴ Departamento de Botánica y Zoología, CUCBA, UdeG. Zapopan, Jalisco, México. Correo electrónico: ramonrod@cucba.udg.mx.
- ⁵ Departamento de Producción Forestal. CUCBA, UdeG. Zapopan, Jalisco, México. Correo electrónico: agustin.gallegos@academicos.udg.mx.
- ⁶ Departamento de Fitotecnia. Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Texcoco, México, México. Correo electrónico: velarde@correo.chapingo.mx.
- ⁷ División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT). Villahermosa, Tabasco, México. Correo electrónico: rufo.sanchez@ujat.mx.

<https://doi.org/10.14483/2256201X.13874>

basal area (78.7 %) being the soils with the best pH (6.2); as well as, the aerial biomass yield (59.4 %), teak carbon (60.2 %), litter layer (30.3 %) and soil (41.9 %) per surface, without differences in lignocellular contents. It is recommended to study the roots

and soil nutrients, since they condition the teak efficiency regarding the climate change.

Key words: biomass, cellulose, DBH, litter layer, direct method, allometric models, soil properties.

INTRODUCCIÓN

La teca (*Tectona grandis* L.f.) es un árbol de rápido crecimiento perteneciente a la familia Lamiaceae; es considerada una de las especies maderables más conocidas en el mundo debido a la calidad de la madera. Lo anterior, le confiere gran importancia comercial por lo que esta se ha extendido en más de 70 países, aproximadamente, siendo los principales productores India, Indonesia, Myanmar y Tailandia (Zhou *et al.*, 2012; Sreejesh *et al.*, 2013; GRIN, 2018).

Para México, la teca es una planta exótica que actualmente se encuentra en auge, lo cual ha despertado interés por aumentar sus extensiones en el país. Sin embargo, la superficie plantada con especies latifoliadas en México ascendió a 149 959, en la que la teca representó aproximadamente el 12 % (18 009 ha), ocupando el quinto lugar de importancia con tendencias al crecimiento y siendo los estados referentes Chiapas, Campeche, Quintana Roo, Veracruz, Tabasco y Nayarit (Conafor, 2013). Además de las bondades socioeconómicas de la teca, también se ha estudiado su potencial en torno al cambio climático, pues tiene efectos negativos en los procesos ecológicos, económicos y sociales que interactúan en la tierra.

El cambio climático es producido principalmente por los gases de efecto invernadero (GEI), siendo el más impactante el CO₂ por los volúmenes producidos anualmente (Ibrahim *et al.*, 2007; Parra *et al.*, 2013; FAO, 2017). El CO₂ es causado directamente por las acciones humanas que modifican el medioambiente natural, destacándose la deforestación, cambio del uso del suelo y la quema

de combustibles fósiles (Ibrahim *et al.*, 2007; González y Gómez, 2015). El CO₂ ha incrementado su concentración atmosférica en los últimos 60 años, pues ha pasado de 280 a 400 ppm. México es de los países más contaminantes y aporta el 2 % de los GEI en el mundo (Ordóñez y Masera, 2001; IPCC, 2007; Grünwald *et al.*, 2014).

Una de las alternativas propuestas para mitigar el cambio climático acelerado es el establecimiento de plantaciones con especies forestales de rápido crecimiento, puesto tienen la capacidad de captar el CO₂ atmosférico y fijar el C en el suelo dado que los árboles pueden transforman alrededor de 120 GtC en biomasa y el suelo almacenar 2300 GtC (IPCC 2007; Almeida *et al.*, 2010). Estudios previos relacionados con la estimación de biomasa y C en plantaciones de teca a la edad de cinco años en la India demostraron que la ganancia en biomasa seca fue de 67.81 kg.árbol⁻¹ siendo equivalentes a 29.5 kgC.árbol⁻¹, lo cual aumenta paulatinamente con la edad (*p. ej.* 50 años= 1052.2 kg.árbol⁻¹ y 464.9 5 kgC.árbol⁻¹ [Sreejesh *et al.*, 2013]). Lo anterior invita a la búsqueda de opciones que permitan calcular con precisión el C almacenado en plantaciones forestales, teniendo en cuenta factores hidroclimatológicos y edáficos. Es por todo lo anterior que la presente investigación tiene importancia. Adicionalmente, el C capturado por los árboles a través de la fotosíntesis es transformado principalmente en biomasa compuesta químicamente por sus componentes lignocelulares (Pettersen, 1984; Windeisen *et al.*, 2003) pese a lo antes mencionado, la eficiencia de las especies forestales en la captura de C dependerá de su adaptabilidad en áreas exóticas y el manejo silvícola.

Por lo tanto, esta investigación planteó como hipótesis que las plantaciones comerciales de teca (PCT) en sus primeras etapas de crecimiento condicionan su eficiencia en la formación de biomasa y acumulación de C en sus principales componentes según propiedades básicas del suelo, sin afectar significativamente la composición lignocelulósica de la madera. Los objetivos de la presente investigación fueron: 1) cuantificar el C almacenado en la biomasa total aérea de la teca (BTA), mantillo y suelo a partir de mediciones directas en campo; 2) determinar la composición lignocelulósica de la madera en tres plantaciones comerciales de seis años en el estado de Nayarit, México. La medición directa de la biomasa de la teca, permitió la construcción de modelos alométricos comprobados por procedimientos estadísticos, los cuales facilitarán el inventario de biomasa en futuras investigaciones forestales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las plantaciones de teca Cerritos 1 (PCTC1), Cerritos 2 (PCTC2) y El Mirador 2 (PCTM2) se ubican en el municipio de Ruiz, estado de Nayarit, México, localizadas entre los 39 y 41 m de altitud, a los 21°54'10" latitud norte–105°03'29" longitud oeste; 21°54'00" latitud norte–105°03'27" longitud oeste y 21°54'28" latitud norte–105°03'43" longitud oeste, respectivamente. Las PCT en propiedad de la empresa Agroforestal Nayarita S. A. se establecieron en junio de 2008 bajo condiciones hidroclimáticas iguales (figura 1). Según la clasificación de Köppen modificada por García (1987), el área de influencia de las PCT se caracteriza por tener un ambiente cálido subhúmedo con lluvias en verano ($A_{(w)}$), precipitación

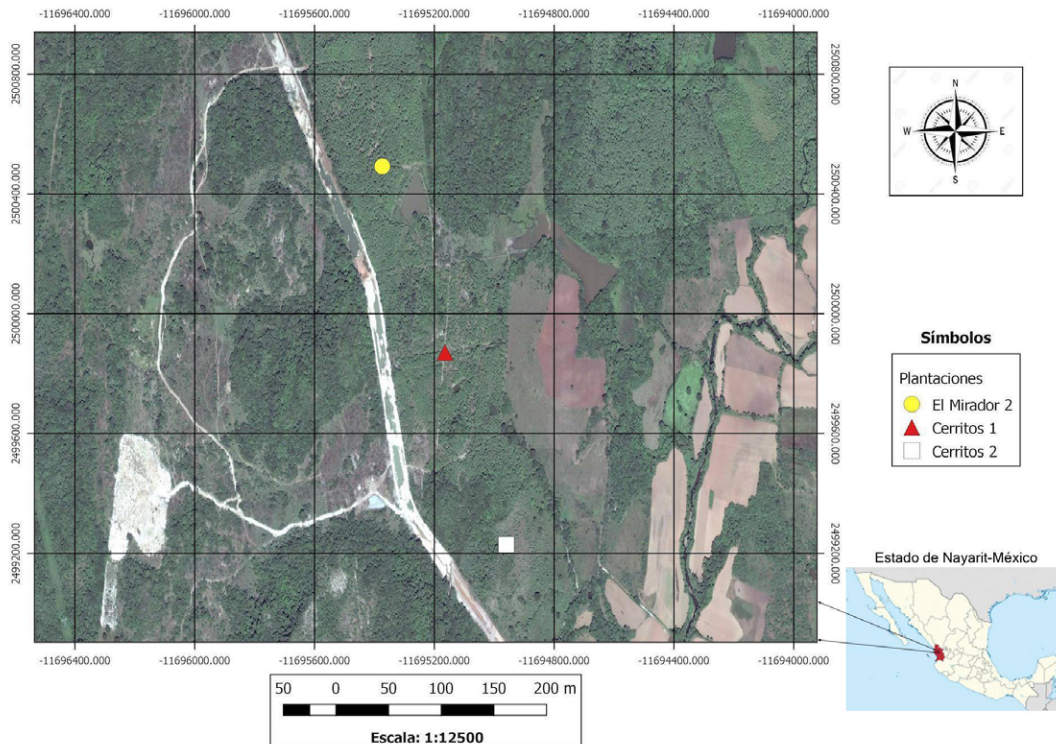


Figura 1. Geolocalización de las plantaciones comerciales de teca (PCT) en el municipio de Ruiz, estado de Nayarit, México.

anual de 1496.7 mm, siendo enero, febrero, marzo, abril, mayo, noviembre y diciembre los meses más secos (Inegi, 2017). La temperatura media anual promedio es de 23.5 °C destacándose julio como el mes más caluroso, sin embargo, geológicamente los suelos son originarios de rocas ígneas extrusiva de dominancia Cambisoles Epiléptico (cm lep), mayormente cubiertos por selva caducifolia (Inegi, 2017).

Antes de establecer las PCT se removió la vegetación mediante la aplicación de técnicas silvícola, lo cual permitió el aprovechamiento de las especies encino prieto (*Quercus emoryi*), tepiguaje (*Lysiloma acapulcensis* (Kunth), papelillo (*Bursera odorata*), guamúchil (*Pithecellobium dulce* [Roxb.] Benth.), Huizache (*Acacia pennatula* [Schltdl. & Cham.] Benth.) y guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum* [Jacq.] Griseb). Posteriormente, el excedente de cobertura vegetal fue quemada de manera controlada. A los sitios previamente tratados, se les hizo análisis físicos y químicos del suelo, estos presentaron textura franca (arcillosa o arenosa dependiendo el sitio), pH promedio <5.3, MO <0.5 %, fueron bajos en concentración de N (<200 mg.kg⁻¹), P disponible (10 mg.kg⁻¹), K (<3 mg.kg⁻¹), Mn (3 mg.kg⁻¹), Mg (170 mg.kg⁻¹) y Cu (0.4 mg.kg⁻¹); medianamente alto en Ca intercambiable (67 %), así como elevados en hierro Fe (>600 mg.kg⁻¹). Debido a lo anterior, se aplicó fertilizante con formulación 50-120-75 (NPK), 3000 kg.ha⁻¹ de hidróxido de Ca, 250 kg.ha⁻¹ de fosfato diamónico, 63 kg.ha⁻¹ de cloruro de potasio y 75 kg.ha⁻¹ de sulfato de potasio con el fin de mejorar su calidad.

Las semillas fueron suministradas por la Comisión Nacional Forestal (Conafor) provenientes del Banco de Semillas Forestales (BSF) del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie) Costa Rica; las semillas presentaron un 99 % de pureza y 61 % de germinación. Cuando las plántulas de teca alcanzaron los 8 meses de edad en vivero (~20 cm de altura y 8 mm de diámetro), fueron trasplantadas al suelo bajo el sistema de marco real en disposición espacial de 3.5 x 3.5

m (918 plantas.ha⁻¹). El manejo de las plantaciones fue uniforme, basado en podas de formación, control de arvenses, plagas, aclareos del 50 % una vez realizado el muestreo (6 años) y riegos de emergencia en las épocas de sequía.

Dendrometría

Se establecieron tres parcelas de 7 x 25.4 m (alrededor de 533.6 m²) distribuidas en bloques completamente al azar en cada PCT. Las variables medidas en 75 árboles por plantación fueron el diámetro a la altura del pecho (DAP) tomado a 1.30 m con cinta diamétrica y la altura total (H) a una distancia de 15 m con el hipsómetro Haga; además, el área basal (AB) se calculó según Cancino (2006). Las mediciones se realizaron en junio de 2014.

Muestreo de la biomasa

Se derribaron 75 árboles en cada PCT donde la biomasa fue seccionada por componente (hojas, ramas y fuste) y pasada en una báscula digital de plataforma con capacidad de 100 kg ± 10 g; esto permitió determinar su peso en fresco (*psb*) según Parada et al. (2010). La cuantificación de la biomasa se llevó a cabo en junio de 2014.

Muestreo del mantillo y suelo

Tomando como referencia cuatro árboles, se colectaron muestras de mantillo en 1 m² (n=6). Posteriormente, se pesaron en una báscula digital de plataforma con capacidad de 40 kg ± 2 g, permitiendo la determinación de su peso en fresco (Schlegel, 2001). Alrededor del 80 % del mantillo correspondió a hojas, 15 % en ramas y el 5 % en otros materiales de origen orgánico necrosados. En los mismos puntos de muestreo del mantillo se tomaron muestras de suelo (n=6) a 30 cm de profundidad con el fin de precisar sus propiedades en laboratorio. El muestreo del mantillo y suelo fue realizado en junio de 2014.

Análisis físico y químico del suelo

Las propiedades de los suelos se determinaron en el Laboratorio de Suelos y Agua del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA) de la Universidad de Guadalajara (UdeG) aplicando la norma NOM-021-RECNAT-2000 (DOF, 2002), además, se hicieron seis repeticiones por experimento. La textura fue determinada con el hidrómetro de Bouyoucos, densidad aparente (D_a) por el método del terrón, el pH en agua (1:2) con un potenciómetro Orion Star A210, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en solución de acetato de amonio, la concentración de C orgánico (C%) en el analizador Shimadzu TOC 5050-A y este fue convertido a materia orgánica (MO) multiplicado el porcentaje de C promedio en la MO (58 %), respectivamente.

Concentración de carbono en la biomasa vegetal, mantillo y suelo

Las muestras de biomasa vegetal fueron secadas en horno a 70 ± 3 °C hasta alcanzar un peso constante. Luego, fueron molidas y tamizadas en malla 60. A partir de 2 mg de muestra se cuantificó la concentración de C total por combustión, usando el analizador elemental CHSN-O Leco TruSpec® Micro ($n=75$). Para el caso del suelo, a partir de 1 g de muestra previamente secado al ambiente y tamizado (malla 60) se calculó la concentración de C orgánico por combustión usando el analizador TOC Shimadzu 5050-A ($n=6$).

Biomasa, modelos alométricos y carbono en la teca

Una vez determinado el pdf de la teca se tomó un 1 kg de hojas, ramas y fuste; posteriormente, fue secada en horno a 100 ± 3 °C hasta alcanzar un peso constante con el propósito de determinar su peso seco (psb). La siguiente fórmula se usó para calcular la biomasa seca (BS):

$$BS = pdf - psb$$

Donde, BS es biomasa seca (kg), pdf el peso fresco de la biomasa (kg) y psb el peso seco de la biomasa (kg) (Parada et al., 2010).

Los modelos alométricos fueron construidos aplicando los principios descritos por Segura y Andrade (2008) y Parada et al. (2010). Calculada la biomasa seca por componente ($n=27$), se hizo un análisis de correlación de Pearson con el fin de identificar la variable más importante (DAP, H y AB) para estimar la biomasa en hojas, ramas, fuste y BAT. Tomando el DAP, la $R^2 \leq 0.7$ en hojas, $R^2 \leq 0.6$ en ramas, $R^2 \leq 0.9$ en fuste y $R^2 \leq 0.9$ en BTA, sin correlación con la H; el AB sin correlación para hojas y ramas y, $R^2 \leq 0.7$ en fuste y BTA. Lo anterior sugirió la elaboración de las ecuaciones a partir del DAP mediante el análisis de regresión simple, siendo el modelo ideal aquel que $R^2 \leq 1$ y el error estándar (Ee) menor a 1. Los análisis de regresión múltiple generaron modelos con $R^2 \leq 0.7$ y el error estándar (Ee) por encima de 10. La conversión de biomasa a C se hizo multiplicando la biomasa seca por componentes por la concentración de C determinada instrumentalmente (Parada et al., 2010).

Carbono en mantillo

Se tomaron 200 mg de muestra ($n=6$), la cual fue secada en un horno a 100 ± 3 °C, hasta alcanzar un peso constante. Mediante la siguiente fórmula se determinó el contenido de humedad:

$$CH = \frac{Phs - Pss}{Pss} \times 100$$

Donde, CH es el contenido de humedad (%), Phs es el peso húmedo de la muestra (g) y Pss es el peso seco de la muestra (g). Conociendo el CH , se calculó la proporción del peso húmedo que correspondió a la biomasa total mediante la siguiente fórmula:

$$B = \frac{PhBt}{1} \times \left(\frac{CH}{100} \right)$$

Donde, B es la biomasa seca en (g), $PhBt$ es el peso húmedo total de biomasa (g), CH es la humedad (%) (Schlegel et al., 2001).

Carbono en el suelo (COS)

Para calcular el C almacenado en el suelo se empleó la siguiente fórmula:

$$COS = Da \times Pr \times C$$

Donde, *COS* es el C orgánico del suelo ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), *Da* es la densidad aparente en ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$), *Pr* indica la profundidad del suelo (cm) y *C* es el C en porcentaje (González-Molina *et al.*, 2008).

Caracterización lignocelulósica de la madera de la teca

En las plantaciones evaluadas fueron seleccionados tres árboles. De estos se extrajeron cilindros de 40 cm de largo y tomada en el área del DAP, luego se cortaron en discos de 4 cm, se descortezaron, astillaron, secaron en un horno a 70 ± 3 °C, hasta alcanzar un peso constante, se molieron y tamizaron (malla 60). Para la determinación de la composición lignocelulósica de la madera se usaron las normas Tappi (The Technical Association of Pulp and Paper Industry) ($n=6$). La madera fue liberada de extraíbles según Tappi Standards Test 264 cm-07 (Tappi, 2007).

Contenido de extraíble (Tappi Standards Test 204 cm-07)

En 2 g de muestra ($n=6$) se realizaron extracciones con acetona y etanol al 95 %; además de diclorometano al 98 % en equipo Soxhlet por 5 h. La muestra se secó en un horno a 105 ± 3 °C por 1 h y el porcentaje de extraíbles se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$E = \left[\left(\frac{Pe - Prb}{Pm} \right) \right] \times 100$$

Donde, *E* indica extraíbles (%), *Pe* es el peso del extraíble (g), *Prb* es el peso del residuo del blanco (g) y *Pm* el peso de la muestra (g) (Tappi, 2007).

Contenido de cenizas (Tappi Standards Test 211 om-12)

Se tomaron 2 g de muestra ($n=6$) e introdujeron en una mufla a 525 ± 5 °C por 6 h. El cálculo de las cenizas presentes en la muestra se realizó mediante la fórmula:

$$C = \frac{A}{B} \times 100$$

Donde, *C* = ceniza (%), *A* es el peso de la ceniza (g) y *B* el peso de la muestra base seca (g) (Tappi, 2012).

Contenido de ligninas Klason (Tappi Standards Test 222 om-11)

Se tomó 1 g de muestra ($n=6$), se mezcló con ácido sulfúrico al 72 % manteniéndose en agitación y baño maría (20 ± 3 °C) por 2 h; se diluyó la solución hasta alcanzar una concentración de ácido del 3 % y un volumen de 575 ml. Posteriormente, se hirvió en un sistema de reflujo por 4 h, se filtró a través de un crisol tipo Gooch, se lavó con agua caliente y fue secado a 105 ± 3 °C, hasta alcanzar un peso constante. Las ligninas presentes en las muestras se cuantificaron según la siguiente fórmula:

$$L = \frac{(Pl \times 100)}{Pmle}$$

Donde, *L* es la lignina (%), *Pl* el peso de la lignina (g) y *Pmle* el peso de la muestra libre de extraíbles (g) (Tappi, 2011).

Contenido de holocelulosas

En 5 g de muestra ($n=6$) fueron agregados 1.5 g de clorito de sodio, se transfirió a un matraz con 100 ml de agua y se adicionaron 10 gotas de ácido acético. El matraz con la disolución se puso en agitación constante en baño maría (80 °C) y se añadieron 1.5 g de clorito de sodio y 10 gotas de ácido acético cada 60 min durante 4 h. Los

matraces se dejaron enfriar a temperatura ambiente y la muestra se filtró en vacío (Wise et al., 1946).

Contenido de hemicelulosas

Se estimaron basados en la diferencia entre 100 % y la suma del porcentaje de celulosa y lignina en la madera libre de extraíbles ($n=6$) (Núñez, 2008).

Contenido de α -Celulosa por la técnica Cross y Bevan (Tappi Standards Test 9 M)

El porcentaje de α -Celulosa se determinó como el procedimiento de la lignina a partir de holocelulosas ($n=6$) (Tappi, 1954).

Análisis estadístico de los datos

Las diferencias en crecimiento, biomasa, C, propiedades del suelo y caracterización lignocelulósica de la madera se analizaron con un Anova. La normalidad de los datos fue comprobada mediante gráficos P-P Plot, por lo que tuvieron una distribución normal. La prueba de comparación de medias mínimas Tukey se usó para identificar las diferencias significativas ($p \leq 0.05$) de las medias en relación con las PCT estudiadas. Los análisis de regresión simple permitieron la generación de modelos basados en la biomasa de la teca. El paquete estadístico usado en los anteriores procedimientos fue el SAS® v9.0 (SAS Institute, 2009).

RESULTADOS

Comportamiento dendrométrico y propiedades del suelo

A pesar de que las PCT fueron manejadas de igual forma y establecidas en condiciones hidroclimáticas semejantes, hubo diferencias en el crecimiento destacándose la PCTM2 donde los árboles presentaron mayor DAP ($F_{75,2} = 258.7$, $p \leq 0.0001$), H ($F_{75,2} = 197.2$, $p \leq 0.0001$) y AB ($F_{75,2} = 238.9$, $p \leq 0.0001$) por

superficie en comparación a las PCTC2 (14.4, 13.7 y 21.3 %, respectivamente) y PCTC1 (54, 51.3 y 78.7 %, respectivamente) siendo esta última de menor crecimiento en el área evaluada (tabla 1). En torno a las propiedades del suelo, las PCTM2 y C2 presentaron textura franco-arcillosa y la PCTC1 franco-arenosa, no obstante, la Da fue estadísticamente similar en las tres plantaciones ($F_{6,2} = 0.3$, $p = 0.7$). Los suelos de la PCTM2 se caracterizaron por tener un pH más cercano a la neutralidad ($F_{6,2} = 5.6$, $p = 0.02$), mayor concentración de C y MO ($F_{6,2} = 5.2$, $p = 0.02$). La CIC fue superior en los suelos de la PCTC2 ($F_{6,2} = 1219.2$, $p \leq 0.0001$) (tabla 2).

Tabla 1. Comportamiento dendrométrico promedio en plantaciones comerciales de teca (PCT) de 6 años en el estado de Nayarit, México ($n=75$).

Plantación	Diámetro (cm)	Altura (m)	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)
El Mirador 2	13.9 \pm 1.3	11.7 \pm 1.5	14.1 \pm 3.2
Cerritos 2	11.9 \pm 1.8	10.1 \pm 1.1	11.1 \pm 2.2
Cerritos 1	6.4 \pm 1.3	5.7 \pm 1.5	3.0 \pm 0.9

Valores de medias (\pm error estándar) sin letras en cada columna son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Tabla 2. Propiedades del suelo en las plantaciones comerciales de teca (PCT) de 6 años en el estado de Nayarit, México ($n=6$).

Propiedad	Plantación		
	El Mirador 2	Cerritos 2	Cerritos 1
Profundidad (cm)	0-30	0-30	0-30
Textura	Cr	Cr	Ca
Da ($g \cdot cm^{-3}$)	1.1 \pm 0.0 ^a	1.0 \pm 0.0 ^a	1.0 \pm 0.0 ^a
pH	6.2 \pm 0.1	5.7 \pm 0.1	5.8 \pm 0.2 ^{ba}
CIC ($cmol^{(+)} kg^{-1}$)	37.4 \pm 2.0 ^a	38.5 \pm 4.1 ^a	28.4 \pm 1.9
C (%)	1.3 \pm 0.1	0.7 \pm 0.1	0.9 \pm 0.2 ^{ba}
MO (%)	2.2 \pm 0.2	1.2 \pm 0.2	1.6 \pm 0.4 ^{ba}

Cr: franco arcilloso. Ca: franco arenoso. Da: densidad aparente. CIC: capacidad de intercambio catiónico. C: carbono. MO: materia orgánica.

Valores de medias (\pm error estándar) en cada fila sin letras son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Modelos alométricos, biomasa y carbono

Las diferencias altamente significativas del diámetro entre las tres plantaciones permitieron generar modelos alométricos para la estimación de la biomasa hojas, ramas, fuste y BTA con valores de $R^2 \geq 0.9$ y error estándar ≤ 1 , lo cual se muestra en la [tabla 3](#). De manera interesante, la PCM2 tuvo el mayor rendimiento en BTA por árbol ($F_{75,2} = 536.5$, $p \leq 0.0001$), siendo 16.3 y 59.4 % superior que las PCTC2 y C1 respectivamente ([tabla 4](#)). La distribución de la BTA por componente en la plantación de mejor rendimiento correspondió a 9.7 % en hojas, 18.7 % en ramas y 71.5 % en el fuste. Sin embargo, dicha distribución sufrió cambios sustanciales en relación con el crecimiento, puesto que la BTA

en la PCTC1 comprendió el 11.2 % en hojas, 21.6 % en ramas y 67.2 % en el fuste. La diferencia de BTA ($F_{75,2} = 1237.0$, $p \leq 0.0001$) por superficie entre la PCTM2 y C1 fue de 22.3 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ([tabla 4](#)).

Cabe mencionar que el rendimiento de biomasa entre las plantaciones fue equivalente al C acumulado por árbol, por consiguiente, la ganancia de C ($F_{75,2} = 238.9$, $p \leq 0.0001$) en la PCTM2 fue significativamente mayor que la PCTC2 y C1 (16.6 y 59.8 %) ([tabla 4](#)). La distribución del C por componente se comportó similar a la biomasa (*p. ej.* PCTM2= 9.2 % en hojas, $F_{75,2} = 255.2$, $p \leq 0.0001$; 18.4 % en ramas, $F_{75,2} = 269.3$, $p \leq 0.0001$; y 72.4 % en fuste, $F_{75,2} = 252.1$, $p \leq 0.0001$). La diferencia del C acumulado en la BTA entre la plantación de mayor y menor rendimiento fue de 10.8 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ([tabla 4](#)).

Tabla 3. Modelos alométricos para la estimación de la biomasa aérea en teca (BAT) ($n=27$).

Componente	Modelos alométricos	R ²	Ee
Hojas	$Bh = 0.536046 * DAP$	0.9922	0.1748*
Ramas	$Br = 0.742697 * DAP$	0.9913	0.2561*
Fuste	$Bf = \exp(1.28236 * \ln(DAP))$	0.9963	0.2045*
Biomasa total aérea	$Bta = \exp(1.4198 * \ln(DAP))$	0.9971	0.1994*

B: biomasa seca. DAP: diámetro a la altura del pecho (cm). Ee: error estándar. * $p \leq 0.05$.

Tabla 4. Biomasa y carbono acumulado en la biomasa aérea de plantaciones de teca a los 6 años en el estado de Nayarit, México ($n=75$).

Plantación	Componente	B	C	C	B	C	B	C
		($\text{kg}\cdot\text{árbol}^{-1}$)	(%)	($\text{kg}\cdot\text{árbol}^{-1}$)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
El Mirador 2	Hojas	4.0±0.4	46.5±0.1 ^a	1.8±0.2	3665.2±332.5	1670.9±152.3	3.7±0.3	1.7±0.2
	Ramas	7.7±0.7	47.2±0.0 ^a	3.6±0.3	7035.8±638.2	3323.0±296.7	7.0±0.6	3.3±0.3
	Fuste	29.3±2.8	48.6±0.3 ^a	14.3±1.3	26 906.2±2543.3	13 081.8±1225.3	26.9±2.5	13.1±1.2
Total/promedio		41.0±1.8	47.1±0.1	19.7±0.9	37 607.2±1690.4	18 075.8±828.5	37.6±1.7	18.1±0.8
Cerritos 2	Hojas	3.4±0.5	46.4±0.0 ^a	1.6±0.2	3150.4±465.2	1462.7±216.0	3.2±0.5	1.5±0.2
	Ramas	6.6±1.0	46.2±0.2 ^a	3.0±0.4	6047.7±893.0	2794.6±412.7	6.0±0.9	2.8±0.4
	Fuste	24.2±4.5	48.6±0.0 ^a	11.8±2.2	22 263.7±4096.1	10 811.3±1989.1	22.3±4.1	10.8±2.0
Total/promedio		34.3±14.8	47.1±0.1	16.4±7.1	31 461.8±13 554.8	15 068.6±6546.9	31.5±13.6	15.1±6.5
Cerritos 1	Hojas	1.9±0.4	45.8±0.0 ^a	0.9±0.2	1714.2±351.0	785.1±160.0	1.7±0.4	0.8±0.2
	Ramas	3.6±0.7	46.5±0.0 ^a	1.7±0.3	3290.7±673.9	1529.5±318.3	3.3±0.7	1.5±0.3
	Fuste	11.2±3.5	48.1±0.1 ^a	5.4±1.7	10 253.5±3233.7	4934.0±1572.2	10.3±3.2	4.9±1.6
Total/promedio		16.6±12.9	48.6±0.0	7.9±6.2	15 258.4±11 871.1	7248.6±1702.4	15.3±11.9	7.2± 5.7

B: biomasa. C: carbono.

Valores de medias (\pm error estándar) en cada columna sin letras son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Carbono acumulado por sistema

El principal reservorio de C en las tres PCT fue el suelo ($F_{6,2} = 12.7$, $p=0.0006$) (*p. ej.* PCTM2= 65.7 %, PCTC2=53.9 % y PCTC1= 71.4 %) y el de menor aportación el mantillo ($F_{6,2} = 113.9$, $p\leq 0.0001$) (*p. ej.* PCTM2= 5.3 %, PCTC2=7.9 % y PCTC1= 6.9 %). La PCTM2 reportó mayor acumulación de C en toda su estructura que PCTC2 y C1 (36.7 y 46.6 %), esto fue sustentado por la diferenciación de biomasa entre las plantaciones ligado a las propiedades del suelo. El C acumulado en la BTA ($F_{6,2} = 238.9$, $p\leq 0.0001$) de la PCTM2 fue 16.6 % ($p\leq 0.0001$) superior que la PCTC2 y más del doble que la PCTC1 (6.1 y 30.3 %) y suelo (48.0 y 41.9) (figura 2). El contraste del C acumulado entre la plantación de mayor y menor rendimiento fue de 29.0 Mg ha⁻¹. Finalmente, el orden prioritario según aportes de C

entre los componentes de las PCT sugiere: suelo > BTA > mantillo.

Composición lignocelulósica de la madera de teca

Las diferencias en crecimiento entre las plantaciones no supusieron cambios estadísticamente significativos en los contenidos lignocelulares entre la PCTM2 y C2, pero sí con respecto a la PCTC1 (excepto extraíbles y cenizas). A pesar de ello, los arboles de la PCTC1 presentaron alrededor del 1 y 2 % más de holocelulosas y hemicelulosas ($F_{6,2} = 112.5$, $p=0.03$ y $F_{6,2} = 8.3$, $p=0.001$) que la PCTM2 y C2; entre el 0.2 y 1 % (aproximadamente) de celulosa ($F_{6,2} = 14.5$, $p=0.03$), ligninas $F_{6,2} = 14.5$, $p=0.07$ y extraíbles ($F_{6,2} = 0.5$, $p=0.1$) en la PCTM2 (tabla 5).

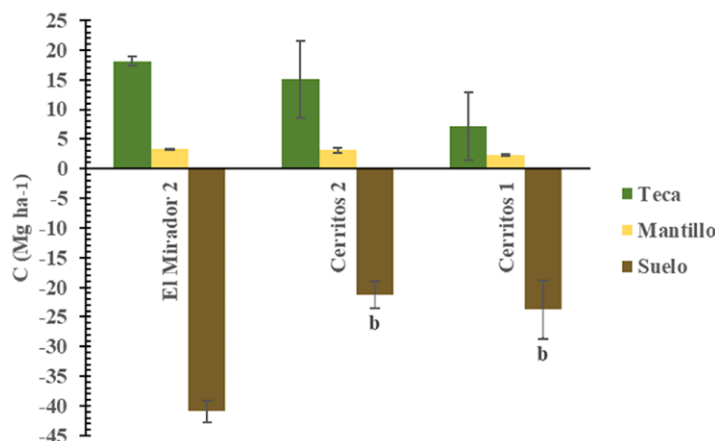


Figura 2. Acumulación de C en plantaciones de teca a los 6 años en el estado de Nayarit, México. Valores de medias (\pm error estándar) en cada barra sin letras son estadísticamente diferentes ($p\leq 0.05$); $n = 75$ (teca). $n = 6$ (mantillo y suelo).

Tabla 5. Composición lignocelulósica de la madera de teca a los 6 años en el estado de Nayarit, México ($n=6$).

Plantación	Holocelulosas (%)	Celulosa (%)	Hemicelulosas (%)	Ligninas (%)	Extraíbles (%)	Cenizas (%)
El Mirador 2	56.1 \pm 1.4 ^b	44.7 \pm 0.1 ^a	11.4 \pm 0.2 ^b	33.0 \pm 0.0	9.9 \pm 0.2 ^a	1.1 \pm 0.0 ^a
Cerritos 2	56.1 \pm 0.6 ^b	44.4 \pm 0.0 ^a	11.7 \pm 0.0 ^b	32.8 \pm 0.1 ^b	9.9 \pm 0.0 ^a	1.1 \pm 0.0 ^a
Cerritos 1	57.1 \pm 1.1	43.3 \pm 0.0	13.8 \pm 1.0	32.0 \pm 0.3 ^b	9.8 \pm 0.0 ^a	1.1 \pm 0.0 ^a

Valores de medias (\pm error estándar) sin letras en cada columna son estadísticamente diferentes ($p\leq 0.05$).

DISCUSIÓN

Crecimiento de la teca

Fue evidente que las plantaciones evaluadas tuvieron diferencias en crecimiento. En comparación con otras plantaciones de igual edad establecidas en suelos con pH=4.4, el valor de las variables dendrométricas reportadas en China (H=5.8 m, DAP=6.5 cm) (Zhou *et al.*, 2017) fueron similares al promedio encontrado en la PCTC1. Según la calidad de los sitios en Guatemala, los árboles pueden alcanzar una altura de 11 a 17 m (calidad baja y alta) y $AB \leq 18 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Mollinedo *et al.*, 2016) siendo superior a lo evidenciado en las PCTM2 y C2. Basados en los rendimientos de la teca en México, la Conafor (2013a) reportó que a los 6 años puede crecer en H=6 m, DAP=11.8 cm y $AB=12.4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, siendo el intermedio entre las plantaciones antes mencionadas. Cuando el suelo presenta un $\text{pH} < 5$ y $Da \geq 1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ y las condiciones hidroclimáticas del sitio no son favorables, afectan significativamente el crecimiento de la teca (Derwisch *et al.*, 2009; Zhou *et al.*, 2012; De Camino y Morales, 2013; Nanko *et al.*, 2014; Chaturvedi y Raghubanshi, 2015; Zhou *et al.*, 2017).

Modelos alométricos, biomasa y carbono en plantaciones de teca

Los modelos alométricos para la estimación de la biomasa construidos en esta investigación, tuvieron mejor ajuste que los referenciados por Kraenzel *et al.* (2003) ($R^2=0.98$) en Panamá; Pérez y Kanninen (2003) ($R^2=0.97$) y Segura y Andrade (2008) ($R^2=0.96$ a 0.98) en Costa Rica para BTA; Jha (2015) en hojas ($R^2=0.46$), ramas ($R^2=0.59$), fuste ($R^2=0.74$) y BTA ($R^2=0.95$); además de Chaturvedi y Raghubanshi (2015) en BTA ($R^2=0.97$) en la India. Los modelos alométricos construidos a partir de parámetros biométricos como H, DAP y la edad (variable independiente) son importantes para la estimación de la biomasa y C en especies

vegetales (Jha, 2015). Si bien las mediciones directas de la biomasa generan modelos con mejor ajuste que los producidos por cálculos indirectos (Chaturvedi y Raghubanshi, 2015), están relacionados con los valores de ajustes obtenidos en el presente estudio.

La concentración de C en la biomasa vegetal de la PCTM2, C2 y C1 estuvo dentro de los parámetros sugeridos por otros autores (entre 45 y 50 %) y puede variar por efectos del método usado para su determinación (Acosta-Mireles *et al.*, 2009; Sreejesh *et al.*, 2013; Takahashi *et al.*, 2012; Moya y Tenorio, 2013). El C concentrado en los suelos de las plantaciones muestreadas fue inferior a lo cuantificado en la India (1.39 a 1.64 %) (Chaturvedi y Raghubanshi, 2015), Guatemala (5 %) (Rodas, 2006) y Brasil (alrededor del 3 %) (Almeida *et al.*, 2010). Por consiguiente, la concentración C en dicho componente pueden aumentar o disminuir por efectos de las condiciones hidroclimáticas, tipo de biomasa vegetal (especies de lento y rápido crecimiento), Da y profundidad (FAO, 2017).

Los rendimientos en BTA por hectárea entre la plantación de mayor y menor crecimiento del presente estudio difirieron el 59.4 %. Comparando los resultados de la PCTM2 con otros estudios, fueron superiores que los estimados en la India ($31.6 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) en plantaciones de 5 años (Jha, 2015) pero difieren notablemente al relacionar otra plantación de igual edad que la anterior, pero en otra región de la India ($107.5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) (Sreejesh *et al.*, 2013) y los reportados en México ($43.4 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) en plantaciones de 6 años (Vincent, 2018). Estas diferencias fueron sustentadas por la disimilitud de manejo silvícola entre las plantaciones contrastadas. Al igual que la biomasa, el C acumulado en la PCTM2 distó de sus competidoras pese a ello, fue mayor a lo estimado en Ecuador (8.2 a $11.7 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$) en plantaciones de 8 años (Jiménez y Landeta, 2009), México (8.4 a $13.7 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$) en plantaciones de 4 y 6 años (Paradas *et al.*, 2010; Vincent, 2018), pero inferiores según reportes de Brasil, Tailandia y la India

(31.1, 24.1 y 51.2 MgC.ha⁻¹) en plantaciones entre 5 y 6 años (Almeida *et al.*, 2010; Masamichi *et al.*, 2012; Sreejesh *et al.*, 2013). La distribución del C en la BTA en este trabajo coincidió con estudios en 5 a 9 % hojas, 15 a 38 % ramas, 57 a 76 % en fuste (Parada *et al.*, 2010; Sreejesh *et al.*, 2013; González-Martínez *et al.*, 2014). El suelo fue un componente importante en almacenaje de C en las tres plantaciones estudiadas, aunque dichos valores distaron de lo estimado en Panamá (225.0 MgC.ha⁻¹) en plantaciones de 20 años (Kraenzel *et al.*, 2003), Costa Rica (95.0 MgC.ha⁻¹) a los 10 años (Ibrahim *et al.*, 2007) y Brasil (269.0 MgC.ha⁻¹) en 5.5 años (Almeida *et al.*, 2010). Cambios sustanciales en la acumulación de C en el suelo radica en los efectos de la Da, profundidad del muestreo, grado de perturbación y edad de las plantaciones (Kraenzel *et al.*, 2003; Almeida *et al.*, 2010). En este trabajo la PCTM2 acumuló mayor C en mantillo, aunque al comparar estos rendimientos con otros trabajos fue superior a lo citado en Brasil y Panamá (2.7 y 3.2 MgC.ha⁻¹) en plantaciones de 5.5 y 20 años (Kraenzel *et al.*, 2003; Almeida *et al.*, 2010). La época del muestreo y edad de la biomasa modifican la retención de C por dicho componente en los sistemas forestales (Schlegel, 2001; Kumar *et al.*, 2011; Takahashi *et al.*, 2012).

Distribución lignocelulósica de la madera en teca

El presente estudio demostró que la distribución lignocelulósica en la madera de teca no sufrió variaciones significativas observando la divergencia en crecimiento, biomasa y C entre PCTM2, C2 y C1. La distribución lignocelular de la madera coincidió con otros estudios. Aproximadamente, el 57 % corresponde a holocelulosa, entre 33 a 47 % celulosa, 13 a 35 % ligninas, hasta un 15 % de extraíbles y menos del 3 % de cenizas (Pettersen, 1984; Windeisen *et al.*, 2003; Moya *et al.*, 2010; Moya y Tenorio, 2013). Los datos reportados

en Brasil proveniente de plantaciones de 13 años coinciden con los del presente trabajo en 57.9 % de holocelulosa, 32.5 % de lignina, 8.9 % de extraíbles y 0.6 % de cenizas (Blanco, 2012).

CONCLUSIONES

Partiendo del manejo silvícola uniforme de las PCT estudiadas, los valores de crecimiento obtenidos en el Mirador 2 están dentro del rango reportado en plantaciones de teca establecidas en Latinoamérica. Además, coincidieron con el mejor suelo en pH, C y MO%. Los modelos alométricos construidos para la estimación de la biomasa (hojas, ramas, fuste y BTA) en esta investigación, tuvieron mejores ajustes que los reportados en otros estudios; por ende, pueden ser utilizados en plantaciones de teca establecidas bajo similares condiciones hidroclimatológicas y edáficas. Las diferencias en biomasa y C acumulado la PCTM2 y C1 fue alrededor del 50 %, además, están por debajo de lo cuantificado en algunos estudios en plantaciones de mayor y menor edad.

El suelo fue el componente que más C almacenó en las tres plantaciones evaluadas (53 hasta el 71 %); sin embargo, los valores encontrados en la plantación El Mirador 2 distan del promedio referenciado en otras investigaciones. El mantillo fue el componente que menor C retuvo en relación con la biomasa arbórea y suelo, aunque los datos obtenidos en la plantación de mejor rendimiento son de mayor trascendencia que en plantaciones de Brasil y Panamá. Cambios en el crecimiento de la teca no son factores significativamente determinantes en la composición lignocelulósica de su madera. Se recomienda en futuros estudios de biomasa y C en plantaciones comerciales sea muestreada la biomasa subterránea, además, de los nutrientes en suelo puesto que, generaran mayor información sobre los parámetros que condicionan la eficiencia de la teca en torno a su aportación al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos al licenciado Álvaro Navarro Esquivel, propietario de la empresa Agroforestal Nayarita S. A., y colaboradores por permitir la ejecución del proyecto sus plantaciones, al Departamento de Producción Forestal por el apoyo financiero a través del proyecto n.º P3E:224301-2327924, al Departamento de Madera, Celulosa y Papel (DMCyP) por permitir la realización de la maestría al autor principal, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por financiar los estudios de maestría al autor principal, a la doctora Yareni Perroni Ventura (Universidad Veracruzana) y Lovren A.R.G.h., por apoyar indirectamente el proyecto.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

B.A. R-B., E. H-A. y E. S-P. establecieron el contacto con el propietario de la plantación, redactaron la propuesta de investigación, realizaron los muestreos en campo y experimentación en el laboratorio, construyeron los modelos alométricos, redactaron los resultados y escribieron el primer borrador del artículo. R. R-M. analizó los resultados para el componente suelo, contribuyó en la discusión y revisión general del documento. A.G-R. aportó en la construcción de los modelos alométricos, realizó el mapa, hizo el análisis estadístico y revisó el documento final. E.V-V. y R.S-H. suministraron las referencias para hacer los muestreos en campo para el componente suelo, analizaron sus propiedades y almacenamiento de carbono, apoyaron en la redacción e interpretación de los resultados y búsqueda de referencias. Si embargo, todos los autores ayudaron en la construcción y elaboración del artículo lo cual, son los directos responsables.

REFERENCIAS

- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F. y Díaz, L.** (2009). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Terra Latinoamericana*, 27(2),105-114.
<https://doi.org/10.21829/myb.2007.1311233>
- Almeida, E., Júnior, J. y Finger, Z.** (2010). Determinação do estoque de carbono em teca (*Tectona grandis* L.F.) em diferentes idades. *Ciência Florestal*, 20(4), 559-568.
<http://doi.org/10.5902/198050982414>
- Blanco, F.** (2012). *Caracterização tecnológica da madeira jovem de teca (Tectona grandis L.f.)* (Dissertação Mestrado em Ciência e Tecnologia da Madeira). Universidade Federal de Lavras. Lavras, Minas Gerais, Brasil.
<https://doi.org/10.12953/2177-6830/rcm.v8n2p54-63>
- Cancino, J.** (2006). *Dendrometría básica*. Universidad de Concepción, Chile.
- Chaturvedi, R. y Raghubanshi, A.** (2015). Assessment of carbon density and accumulation in mono-and multi-specific stands in Teak and Sal forests of a tropical dry region in India. *Forest Ecology and Management*, 339, 11-21.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.002>
- Comisión Nacional Forestal (Conafor)** (2013). *Programa de desarrollo de plantaciones forestales comerciales, a 15 años de su creación*. México D. F.: Conafor.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor)** (2013a). Evaluación de la situación actual de proyectos de plantaciones forestales comerciales finiquitados. México D. F.: Conafor.
- De Camino, R. y Morales, J.** (2013). *Las plantaciones de teca en América Latina: mitos y realidades*. Serie Técnica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie) División de Investigación y Desarrollo. Turrialba, Costa Rica.
- Derwisch, S., Schwendenmann, L., Olschewski, R. y Hölscher, D.** (2009). Estimation and economic evaluation of aboveground carbon storage of *Tectona grandis* plantations in Western Panama. *New Forests*, 37(3), 227-240.
<https://doi.org/10.1007/s11056-008-9119-2>

- Diario Oficial de la Federación (DOF)** (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-REC/NAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Diario oficial de la federación. México.
<https://doi.org/10.22201/ieec.20078951e.1996.106.29193>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)** (2017). *Soil Organic Carbon: the hidden potential*. Roma: FAO.
- Germplasm Resources Information Network (GRIN)** (2018). *National Plant Germplasm System: Taxonomy for plants resources*. Information network.
<https://doi.org/10.21273/hortsci.43.5.1365>
- González, S. y Gómez, G.** (2015). *Efecto invernadero y cambio climático: antecedentes, situación actual y perspectivas*. Repositorio abierto de la Universidad de Cantabria, España.
- González-Martínez, Á., Rojas-Hernández, J., Jiménez-Gómez, R. y Chavarría-Ñamendi, F.** (2014). Evaluación del crecimiento, potencial de secuestro y fijación de carbono de dos especies forestales en el Sistema Agroforestal Taungya en Rivas, Nicaragua. *Revista Forestal Mesoamerica Kurú*, 11(26), 12-18.
<https://doi.org/10.18845/rfmk.v11i26.1590>
- González-Molina L., Etchevers-Barray, J. y Hidalgo-Moreno, C.** (2008). Carbono en suelos de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia*, 42, 741-751.
- Grünwald, F., Chapuli, E. y Palanca, A.** (2014). Producción industrial de biomasa de microalgas. Una salida energética a la crisis alimentaria, energética y medioambiental. Madrid: Instituto tecnológico del plástico (Aimplas).
- García, E.** (1987). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. México D.F.: Offset Larios.
- Ibrahim, M., Chacón, M., Cuartas, C., Naranjo, J., Ponce, G., Vega, P., Casasola, F. y Rojas, J.** (2007). Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 45, 27-36.
<https://doi.org/10.18845/rfmk.v9i22.360>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi)** (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Nayarit*. México D. F.: Inegi.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)** (2007). *Climate Change 2007: The Scientific Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. En R. Alley, T. Berntsen, N. Bindoff, Z. Chen, A. Chidthaisong, P. Friedlingstein y J. Gregory. *This Summary for Policymakers was formally approved at the 10th Session of Working Group I of the IPCC* (p 18), París.
<https://doi.org/10.1017/cbo9781107415324.004>
- Jha, K.** (2015). Carbon storage and sequestration rate assessment and allometric model development in young teak plantations of tropical moist deciduous forest, India. *Journal Forestry Research*, 26, 589-604.
<https://doi.org/10.1007/s11676-015-0053-9>
- Jiménez, E. y Landeta, A.** (2009). *Producción de biomasa y fijación de carbono en plantaciones de teca (Tectona grandis Linn F)*. Campus Prosperina – ES-POL. Guayaquil, EC, Facultad de Ingeniería Mecánica y Ciencia de la Producción. Escuela Superior Politécnica del Litoral Campus Gustavo Galindo, Ecuador.
<https://doi.org/10.21931/rb/2018.03.02.7>
- Kraenzel, M., Castillo, A., Moore, T. y Potvin, C.** (2003). Carbon storage of harvest-age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management*, 173, 213-225.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00002-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00002-6)
- Kumar, J., Sajish, P., Kumar, R. y Patel, K.** (2011). Biomass and net primary productivity in three different aged Butea forest ecosystems in Western India, Rajasthan. *Our Nature*, 9(1), 73-82.
<https://doi.org/10.3126/on.v9i1.5736>
- Masamichi, T., Dokrak, M., Samreong, P. y Keizo, H.** (2012). Carbon cycling in teak plantations in comparison with seasonally dry tropical forests in Thailand. En A. B. Juan (ed), *Forest ecosystems—more than just trees* (pp 209-229).
<https://doi.org/10.5772/30196>

- Mollinedo, M., Herrera, M. y Muñoz, F.** (2016). Caracterización del crecimiento de plantaciones jóvenes de teca (*Tectona grandis* Linn f.) y estimación de curvas de índice de sitio en el área septentrional de la República de Guatemala. *Madera y Bosques*, 22(2), 89-103.
<https://doi.org/10.21829/myb.2016.2221327>
- Moya, R. y Tenorio, M.** (2013). Características de combustibilidad de diez especies de plantaciones de rápido crecimiento en Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 10(24), 26-33.
<https://doi.org/10.18845/rfmk.v10i24.1321>
- Moya, R., Muñoz, A. y Berrocal, J.** (2010). Teca: *Tectona grandis* L.f. Verbenaceae. Ficha técnica 7. In Tecnología de madera de plantaciones forestales: Fichas técnicas. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 7, 121-135.
- Nanko, K., Ugawa, S., Hashimoto, S., Imaya, A., Kobayashi, M., Sakai, H., Ishizuka, S., Miura, S., Tanaka, N., Takahashi, M. y Kaneko, S.** (2014). A pedotransfer function for estimating bulk density of forest soil in Japan affected by volcanic ash. *Geoderma*, 213, 36-45.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.025>
- Núñez, C.** (2008). *Análisis químico de los recursos fibrosos para pulpa*. Universitaria en Celulosa y Papel. Ingeniería Química. Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional de Misiones. Misiones, Argentina.
<https://doi.org/10.20937/rica.2017.33.02.12>
- Ordóñez, J. y Maser, O.** (2001). La captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques*, 7(1), 3-12.
<https://doi.org/10.21829/myb.2001.711314>
- Parada, S., Gallegos, A., Velázquez, M. y Hernández, E.** (2010). *Guía para la medición de biomasa en plantaciones forestales de teca (Tectona grandis L.f.) y cedro (Cedrela odorata L.) para determinar su potencial de captura de carbono*. CUCBA. Departamento Forestal. Universidad de Guadalajara, México.
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.09.070>
- Parra, A., Insuasti, A., Landazury, B. y Preciado, B.** (2013). Evaluación de gases de efecto invernadero (GEI) en sistemas ganaderos asociados con pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum* Hoechst Ex Chiov). *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 6(1), 36-43.
- Pérez, L. y Kanninen, M.** (2003). Aboveground biomass of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science*, 15(1), 199-213.
- Pettersen, R.** (1984). The chemical composition of wood. En R. M. Rowell (ed.), *The chemistry of solid wood* (pp. 57-126). Washington D.C.: ACS Advances in Chemistry Series No. 207, American Chemical Society.
<https://doi.org/10.1021/ba-1984-0207.ch002>
- Rodas, C. A.** (2006). *Efecto del establecimiento de plantaciones forestales de teca (Tectona grandis) en áreas de potrero sobre las características del suelo en Petén, Guatemala* (tesis Magister en Ciencia de Agroforestería Tropical). CATIE. Turrialba, Costa Rica.
<https://doi.org/10.18779/cyt.v3i1.135>
- Segura, M. y Andrade, H.** (2008). ¿Cómo hacerlo? ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes? *Agroforestería de las Américas*, 46, 89-96.
- SAS Institute Inc.** (2009). *SAS/STAT 9.0 User's Guide* Second Edition. Raleigh, NC, EE.UU.: SAS Institute Inc. s/p.
<https://doi.org/10.1787/9789264056251-18-en>
- Schlegel, B., Gayoso, J. y Guerra, J.** (2001). *Manual de procedimientos de muestreo de biomasa forestal. Medición de la capacidad de captura de carbono en los bosques de Chile y promoción en el mercado mundial*. Proyecto Fondef. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
<https://doi.org/10.4067/s0717-92002005000200005>
- Schlegel, B.** (2001). Estimación de biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempre verde. *Simpósio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Valdivia, Chile, Universidad Austral de Chile.
<https://doi.org/10.4067/s0717-92002005000200005>
- Sreejesh, K., Thomas, T., Rugmini, P., Prasanth, K. y Kripa, P.** (2013). Carbon sequestration Potential of Teak (*Tectona grandis*) plantations in Kerala. *Research Journal of Recent Sciences*, 2, 167-170.

Takahashi, M., Marod, D., Panuthai, S. y Hirai, K. (2012). *Carbon cycling in teak plantations in comparison with seasonally dry tropical forests in Thailand. In Forest Ecosystems-More than Just Trees.* InTech.

<https://doi.org/10.5772/30196>

Tappi Useful Method (1954). *Celulosa Cross y Bevan (Test Method T 9M).* Atlanta, EE. UU.: Technical Association of the Pulp and Paper Industry.

Tappi Useful Method (2007). *Preparation of wood for chemical analysis (Test Method T 264 cm-2007).* Atlanta, EE. UU.: Technical Association of the Pulp and Paper Industry.

Tappi Useful Method (2007). *Solvent extractives of wood and pulp. (Test Method T 204 cm-2007).* Atlanta, EE. UU.: Technical Association of the Pulp and Paper Industry.

Tappi Useful Method (2011). *Acid-insoluble lignin in wood and pulp (Test Method T 222 om-11).* Atlanta, EE. UU.: Technical Association of the Pulp and Paper Industry..

Tappi Useful Method (2012). *Ash in wood, pulp, paper and paperboard: combustion at 525°C (Test Method T 211 om-12).* Atlanta, EE. UU.: Technical Association of the Pulp and Paper Industry.

Vincent, V. (2018). *Estimación de biomasa y carbono en plantaciones de teca (Tectona grandis L. f.) por*

método indirecto y mapeo mediante sistemas de información geográfica (tesis Maestría en Ciencia de Productos Forestales). Universidad de Guadalajara, Departamento de Madera, Celulosa y Papel. Zapopan, México.

<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.07.050>

Windeisen, E., Klassen, A. y Wegener, G. (2003). On the chemical characterisation of plantation teakwood from Panama. *Holzals Rohund Werkstoff*, 61, 416-418.

<https://doi.org/10.1007/s00107-003-0425-2>

Wise, I., Marphy, M. y Adieco, D. (1946). Chlorite Holocellulose, its Fractionation and Beating on Summative Wood Analysis and on Studies on the Hemicelluloses. *Paper Trade*, 122, 11-19.

Zhou, Z., Liang, K., Xu, D., Zhang, Y., Huang, G. y Ma, H. (2012). Effects of calcium, boron and nitrogen fertilization on the growth of teak (*Tectona grandis*) seedlings and chemical property of acidic soil substrate. *New Forests*, 43, 231-243.

<https://doi.org/10.1007/s11056-011-9276-6>

Zhou, Z., Liu, S., Liang, K., Ma, H. y Huang, G. (2017). Growth and mineral nutrient analysis of teak (*Tectona grandis*) grown on acidic soils in south China. *Journal of Forestry Research*, 28, 503-511.

<https://doi.org/10.1007/s11676-016-0324-0>






UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Variación genética en familias de polinización abierta de *Tectona grandis* L.f. en Colombia

Genetic variation among half-sib families of *Tectona grandis* L.f. in Colombia

Luis Felipe Llanos Mayor¹, Alonso Barrios²  y Ana Milena López³

Llanos-Mayor, L.F., Barrios, A. y López, A.M. (2019). Variación genética en familias de polinización abierta de *Tectona grandis* L.f. en Colombia. *Colombia Forestal*, 22(2), 30-43.

Recepción: 29 de agosto de 2018

Aprobación: 4 de junio de 2019

Resumen

La teca es una especie comercial de alto interés, principalmente por las propiedades físico-mecánicas de su madera, tasas de crecimiento y adaptabilidad. El objetivo del estudio fue evaluar la variación genética de rasgos de crecimiento y calidad del árbol entre 40 familias de polinización abierta. Usando datos de un ensayo de progenies de cuatro años, se calcularon heredabilidades en sentido estricto, ganancias genéticas, correlaciones genéticas y se construyó un ranking de familias de acuerdo con el volumen total de madera por hectárea. Las familias mostraron una supervivencia alta entre 73-100 %. Las ganancias genéticas seleccionando 30 % de las mejores familias fueron de 2.93 % para diámetro, 4.83 % para volumen del fuste, 11.97 % para volumen por hectárea, 6.53 % para área de proyección de copa, 4.26 % para ángulo de inserción de ramas y 14.42 % para número de renuevos. Se identificaron tres familias con productividad superior y potencial para el establecimiento de plantaciones de alto rendimiento.

Palabras clave: manejo forestal, mejoramiento genético, parámetros genéticos, selección, teca, volumen de madera.

Abstract

Teak is a commercial tree species of high interest, mainly for its outstanding wood physical and mechanical properties, growth rates and adaptability. The aim of the study was to evaluate the genetic variation of growth and tree quality traits among 40 half-sib families. Using data from a 4-year-old progeny test, narrow sense heritabilities, genetic gains, and genetic correlations were calculated, as well as a ranking of families according to total wood volume per hectare. All the families showed a higher survival rate ranging from 73-100 %. The genetic gains by selecting 30 % of the best families were of 2.93 % for diameter, 4.83 % for stem volume, 11.97 % for total volume per hectare, 6.53 % for crown projection area, 4.26 % for branch insertion angle and 14.42 % for number of basal sprouts. Three families with superior productivity and potential for the establishment of high yield plantations were identified.

Keywords: breeding, genetic parameters, selection, teak, forest management, wood volume.

¹ Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. lfllanosm@ut.edu.co.

² Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. abarriost@ut.edu.co. Autor para correspondencia.

³ Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. amlopeza@ut.edu.co.

INTRODUCCIÓN

Tectona grandis L.f. (teca) pertenece a la familia Lamiaceae (APG, 2009), es distinguida por tener una alta demanda y un alto valor en el mercado internacional (Ordoñez, 2013), principalmente por las excelentes características de su madera, tales como su resistencia, trabajabilidad, alta calidad estética, buena duración natural y una amplia variedad de usos industriales (Rivero y Moya, 2006; Blanco-Flórez et al., 2014; Yasodha et al. 2018). La especie es originaria de hábitats húmedos hasta secos, pertenecientes al sudeste de Asia, India, Birmania, Laos y Tailandia (Francis et al., 2000; Sreekanth et al., 2014; Tambarussi et al. 2017).

En el año 2010 se estimó un área plantada con teca de 4.35 millones de hectáreas en el mundo; en Suramérica se registraron 122 300 ha (Kollert y Cherubini, 2012). Para el 2011, en Colombia existían alrededor de 25 000 ha de superficie plantada con la especie principalmente en la Costa Atlántica (Espitia et al., 2011), donde ha sido una de las principales especies empleadas en programas de reforestación comercial. El volumen de producción anual en madera rolliza es de 12 000 a 15 000 m³, y aproximadamente 6 000 a 8 000 m³ de madera aserrada (Ordoñez, 2013). A pesar de su importancia económica, aún existen vacíos de información respecto a la genética (Galeano et al., 2015) y la producción de material vegetal, el manejo de plantaciones de la especie, la industrialización y el comercio de madera (Ordoñez, 2013; Vergara et al., 2013; Meza et al., 2015).

Una gran proporción del éxito del negocio forestal basado en plantaciones radica en la calidad del material vegetal, que requiere el uso de semillas con características genéticas deseables y una adecuada producción en vivero (Ruotsalainen, 2014). Por lo tanto, para el establecimiento de plantaciones comerciales competitivas es necesaria la selección y desarrollo de fuentes de semilla o material propagativo con individuos que muestren superioridad genética en cuanto a las tasas de crecimiento, calidad del fuste y calidad de la madera

(Pavlotzky y Murillo, 2013; Pereira, 1994; Vasquez, 2001). Actualmente en Colombia, existe un déficit de material vegetal de alta calidad para el fomento de plantaciones comerciales con esta especie en diferentes regiones país (Meza et al., 2015).

En el país, se han realizado estudios encaminados al mejoramiento genético de la especie y su propagación vegetativa, liderados principalmente por empresas privadas (Leiva, 2009). Espitia et al. (2011) evaluaron árboles plus seleccionados en plantaciones de teca en el norte de Colombia (departamento de Córdoba) para determinar ganancias genéticas esperadas. Leiva (2009) y Meza et al. (2015) desarrollaron un protocolo para la propagación de árboles de teca a través del enraizamiento de miniestacas aplicando diferentes concentraciones de hormonas y antioxidantes. Sin embargo, no ha sido sustancial el avance que han tenido los programas de mejora genética en el interior del país, donde existe una superficie potencial para la reforestación con la especie de 1.76 millones de ha, principalmente en los valles interandinos en altitudes menores a 1000 m (UPRA, 2015). Solo el departamento del Tolima cuenta con un área de 221 463 ha con aptitud forestal alta (UPRA, 2015).

De esta forma, los programas de mejora genética tienen como objetivo seleccionar material genéticamente superior en una población base para producir plantaciones con aumento de características deseables paulatinamente (Pastrana-Vargas et al., 2012). El propósito al evaluar ensayos genéticos es determinar parámetros de la población de mejoramiento, mediante la separación eficiente de los efectos genéticos de los ambientales, así como seleccionar de manera eficiente los mejores genotipos con base en su mérito genético (Espitia et al., 2011). Las primeras etapas de estos programas incluyen la identificación de procedencias, seguida de la identificación de árboles plus en plantaciones comerciales, para posteriormente evaluar la capacidad de heredar atributos deseables en pruebas de descendencia o progenies (Cornelius et al., 1991; Zobel y Talbert, 1988).

Dentro de los parámetros genéticos, la heredabilidad, es uno de los más importantes y más usado en genética cuantitativa (Lynch y Walsh, 1998). El valor de la heredabilidad expresa la proporción de la variación en la población que es atribuible a diferencias genéticas entre individuos (Mora y Zamudio, 2006). Por otro lado, la ganancia genética es el mejor parámetro genético para definir la cantidad de mejoramiento obtenido para la especie dentro de un programa de mejora genética (Zobel y Talbert, 1988). Para *T. grandis* hay poca información sobre la heredabilidad y ganancia genética de rasgos de crecimiento y calidad del árbol y no hay datos cuantitativos sobre la relación entre estos rasgos. Los escasos estudios realizados reportan mejoras genéticas modestas de un 6 % en volumen comercial y aproximadamente un 22 % en calidad del fuste para teca en el departamento del Tolima (Rodríguez et al., 2011). De manera similar, estudios realizados en la costa norte de Colombia determinaron ganancias genéticas esperadas a partir de la selección de árboles plus de 2.35 % en diámetro y 12.5 % en volumen (Espitia et al., 2011). Otros estudios han reportado ganancias genéticas de 15.7 % en volumen para genotipos clonalmente propagados en Malasia (Goh et al., 2013).

El objetivo del presente estudio fue evaluar la variación genética de rasgos de crecimiento y calidad del árbol entre familias (árboles plus y progenies) de polinización abierta de *T. grandis* a los cuatro años de edad. Los objetivos específicos fueron: 1) determinar la heredabilidad de rasgos de crecimiento y de calidad del árbol y la ganancia

genética como resultado de la selección de familias; 2) establecer correlaciones genéticas entre los rasgos de crecimiento y de calidad del árbol de mayor interés económico; y 3) identificar familias con altas tasas de producción de madera a través del análisis de los valores genéticos aditivos para cada familia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Material vegetal

Semillas de polinización abierta de 40 árboles plus de *T. grandis* fueron recogidas y viverizadas para la obtención de material propagativo. Los árboles plus fueron seleccionados en plantaciones comerciales localizadas en los municipios de Puerto Libertador, San Antero y Canalete en el departamento de Córdoba y en el municipio de Plato, Magdalena (Rodríguez et al., 2011; tabla 1). Así, una prueba de progenies de medios hermanos fue establecida con las plántulas obtenidas de los 40 árboles plus durante marzo de 2011, usando un distanciamiento de siembra de 3 × 3 metros (1111 árboles.ha⁻¹). El terreno fue preparado a través de un subsolado a 60 cm de profundidad sobre las líneas de siembra, permitiendo una mejor expresión del genotipo por la homogenización del terreno (Rodríguez et al., 2011). Se empleó un diseño experimental en bloques completos al azar (30 bloques), donde la unidad experimental estuvo constituida por cada árbol (*Single Tree Plot*).

Tabla 1. Localización de los árboles plus de *T. grandis* evaluados y características ambientales de los sitios de selección.

Municipio	Árboles plus seleccionados	Total de árboles seleccionados	Altitud (m)	Precipitación media anual (mm.año ⁻¹)	Temperatura media anual (°C)
Puerto Libertador (Córdoba)	1, 2, 3, 8, 11, 16, 25, 39	8	60	2228	27.4
Plato (Magdalena)	4, 18, 26, 27, 28, 33, 35, 40	8	20	977	28.0
San Antero (Córdoba)	5, 17, 20, 24, 34, 36, 38	7	26	1231	27.4
Canalete (Córdoba)	6, 7, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 19, 21, 22, 23, 29, 30, 31, 32, 37	17	50	1274	28.0

Área de estudio

La prueba de progenies está ubicada en el valle del río Magdalena, en el municipio de Armero-Guayabal al norte del departamento del Tolima, en la coordenada 5°00'52.10" latitud norte-74°54'36" longitud oeste. El sitio se ubica a 280 m de altitud, pertenece a la zona de vida bosque seco tropical (bs-T) y está caracterizado por una temperatura media anual mayor a los 24 °C y precipitación media anual de 1700 mm (Holdridge, 1947). La geomorfología del paisaje es de piedemonte con un tipo de relieve abanico-terracea con pendientes bajas de 0-3 % y suelos de clase de textural franco arcillo arenosa (IGAC, 2004).

Datos

Las mediciones se realizaron en julio de 2015 cuando el ensayo contaba con 4.3 años de edad. Rasgos de crecimiento fueron medidos a todos los árboles, tales como diámetro a 1.3 m (d) empleando una cinta diamétrica, altura total (h) empleando un hipsómetro láser, radios de copa en las direcciones N-S-E-O empleando un distanciómetro láser. El volumen del fuste sin corteza (v_{sc}) fue

calculado empleando el siguiente modelo general de volumen ajustado por López *et al.* (2011) a partir de una muestra de 50 árboles de *T. grandis* cosechados en la zona de estudio:

$$\ln(v_{sc}) = -9.8413 + 1.7434 \cdot \ln(d) + 1.0263 \cdot \ln(h) \quad (1)$$

A partir de los radios de copa se calculó el área de la proyección de copa (APC) como,

$$APC = \pi \cdot \left(\frac{\sum_{i=1}^4 r_i}{4} \right)^2 \quad (2)$$

donde, r_i son los radios de copa en las direcciones norte, sur, este y oeste.

Adicionalmente, a cada árbol se le registró rasgos de calidad como: número de renuevos (NR), rectitud fustal (RF), diámetro de ramas (DR) y ángulo de inserción de ramas (AIR). En el presente estudio los renuevos o chupones hace referencia a los brotes leñosos en la base del fuste del árbol. Para facilitar la valoración de los rasgos de calidad del árbol se empleó la codificación propuesta por Ipinza (1998), modificada por Llanos (2017) (tabla 2).

A partir del conteo del número de árboles, se determinó la sobrevivencia de cada familia, la cual se obtuvo como el cociente entre el número de

Tabla 2. Codificación de referencia de los rasgos de calidad del árbol. RF: Rectitud fustal, DR: Diámetro de ramas, AIR: Ángulo de inserción de ramas. d: diámetro a 1.3 m.

Rasgo	Categoría	Descripción
RF	1	Árbol con torceduras más que leves que impiden proyectarse hasta su altura comercial a través del fuste. Se salen en más de dos planos.
	2	Árbol recto, con más de una torcedura leve, que se salen de su eje en un plano.
	3	Árbol recto, con una leve torcedura sin salirse de su eje.
	4	Árbol perfectamente recto.
DR	1	Diámetros de ramas muy superiores a moderadamente superiores en promedio al d: diámetro a 1.3 m.
	2	Diámetros de ramas levemente superiores en promedio al d: diámetro a 1.3 m..
	3	Diámetro de ramas moderadamente inferiores en promedio al d: diámetro a 1.3 m..
	4	Diámetros de ramas muy inferiores en promedio al d: diámetro a 1.3 m..
AIR	1	Ángulo en promedio menor de 45° grados tomando 0° el eje del fuste.
	2	Ángulo en promedio igual a 45°.
	3	Ángulo en promedio entre 45° y 90°, es decir, siendo casi perpendicular al eje fustal.

individuos vivos sobre el total de individuos plantados o número de repeticiones, permitiendo observar las familias con mayor adaptabilidad a las condiciones ecológicas del área de estudio (Vásquez, 2001),

$$S_{\%} = \left(\frac{Nv}{b} \right) \cdot 100 \quad (3)$$

donde $S_{\%}$, Nv y 'b' es la sobrevivencia en porcentaje, número de árboles vivos y número de bloques o repeticiones, respectivamente.

Para cada familia se estimó el volumen por hectárea (V_{ha}), expresado en $m^3 \cdot ha^{-1}$, considerando una densidad de plantación de 1111 árb. ha^{-1} , y teniendo en cuenta la sobrevivencia de cada familia al momento de la medición del ensayo, así:

$$V_{ha} = 1,111 \cdot \left(\frac{S_{\%}}{100} \right) \cdot v_{sc} \quad (4)$$

donde, $S_{\%}$ es la sobrevivencia de la familia y v_{sc} es el volumen del fuste.

Adicionalmente, al dividir el volumen por hectárea (V_{ha}) en la edad (4.3 años) se obtuvo una estimación del incremento medio anual ($IMA_{4 \text{ años}}$) para cada familia.

Análisis de datos

Modelo estadístico y análisis de varianza

Todos los análisis estadísticos fueron realizados usando Statistical Analysis System (SAS Institute Inc., 2009). Debido a que el ensayo correspondió a un diseño de un árbol por parcela (STP) el siguiente modelo de análisis de varianza fue empleado para el análisis estadístico (Isik, 2009),

$$Y_{ij} = \mu + F_i + R_j + e_{ij} \quad (5)$$

donde, Y_{ij} es una observación individual en la i -ésima familia en el j -ésimo bloque, μ es la media general, F_i es el efecto aleatorio de la i -ésima familia ($i = 1, 2, \dots, 40$) [NID $(0, s_f^2)$], R_j es el efecto fijo del j -ésimo bloque ($j = 1, 2, \dots, 30$), y e_{ij} es el error aleatorio [NID $(0, s_e^2)$]. Los componentes de varianza fueron estimados usando máxima verosimilitud

restringida (REML), utilizando el procedimiento MIXED (SAS Institute Inc., 2009).

El modelo anterior evalúa qué parte de la variación fenotípica se debe a la genética y cuánto se debe al ambiente. Debido a que las familias representan una muestra aleatoria de la población (seleccionada al azar), la familia (F) y el error (e) dentro de la familia fueron considerados efectos aleatorios. Por el contrario, los bloques se consideraron como efectos fijos y fueron utilizados para controlar la variación ambiental al interior del ensayo; de esta manera, no se cuantificó la variación total explicada por los mismos.

Estimación de la heredabilidad

Las estimaciones de heredabilidad en sentido estricto fueron obtenidas siguiendo la formulación sugerida por Blada (1994),

$$h_i^2 = \frac{\sigma_A^2}{\sigma_p^2} = \frac{4\sigma_f^2}{(\sigma_f^2 + \sigma_e^2)} \quad (6)$$

$$h_f^2 = \frac{\sigma_f^2}{(\sigma_f^2 + \sigma_e^2/b)}$$

donde, h_i^2 y h_f^2 es la heredabilidad con respecto a la media individual y familiar, respectivamente, σ_A^2 y σ_p^2 son las varianzas aditiva y fenotípica, respectivamente, σ_f^2 y σ_e^2 son las varianzas debido a los efectos familiares y residuales y 'b' es el número de bloques o repeticiones. El error estándar de las heredabilidades estimadas fue calculado a través del método delta el cual toma en cuenta la relación entre varianza-covarianza (Lynch y Walsh, 1998, p. 561).

Ganancia genética

La ganancia genética esperada resultante de la selección familiar fue estimada usando la fórmula (Lokmal, 1994),

$$G_f = h_f^2 \cdot S \quad (7)$$

donde, h_f^2 es la heredabilidad familiar y S es el diferencial de selección. En el estudio se determinó la ganancia genética a tres diferentes niveles

de intensidad de selección (50 %, 40 % y 30 %) de familias conservadas después del raleo genético (Becker, 1975; Raj et al., 2010).

Matriz de correlación genética

Para calcular la correlación genética entre los rasgos analizados, se utilizó un análisis de varianza multivariado (Manova) (Raj et al., 2010; Zobel y Talbert, 1988). La covarianza familiar entre los rasgos 'x' e 'y' ($COV_{f(xy)}$) fue calculada como,

$$COV_{f(xy)} = (MCP_{f(xy)} - MCP_{e(xy)}) / b \tag{8}$$

donde, $MCP_{f(xy)}$ y $MCP_{e(xy)}$ son las medias de los productos cruzados de los efectos familiares y residuales entre los rasgos 'x' e 'y', respectivamente, y 'b' es el número de repeticiones. Una vez calculada la covarianza, la correlación genética se calculó como:

$$r_{g(xy)} = \frac{COV_{f(xy)}}{[\sigma_{f(x)}^2 \cdot \sigma_{f(y)}^2]^{1/2}} \tag{9}$$

donde, $r_{g(xy)}$ es el coeficiente de correlación genético, $COV_{f(xy)}$ es la covarianza entre los rasgos 'x' e 'y', $\sigma_{f(x)}^2$ y $\sigma_{f(y)}^2$ son las varianzas debido a los efectos familiares para los rasgos 'x' e 'y'. Una vez halladas las correlaciones genéticas se procedió a determinar la significancia de estos valores empleando una prueba estadística de t-student

calculada a través de la siguiente fórmula (Martínez, 2012; p. 414):

$$t_{cal} = r_{g(xy)} \sqrt{\frac{n-2}{1-r_{g(xy)}^2}} \tag{10}$$

donde 'n' es el número de pares de datos observados (n = 1070), y t_{cal} es el valor de t-student calculado.

Construcción de ranking genético para volumen total por hectárea

La habilidad combinatoria general de cada familia fue obtenida extrayendo los BLUP (*best linear unbiased predictors*) generados en el análisis de varianza respecto a la media global ajustada para las 40 familias evaluadas (Isik, 2009). Se construyó un ranking genético de las familias evaluadas de acuerdo con los valores genéticos aditivos obtenidos para el volumen total por hectárea. El cálculo del volumen total por hectárea integró los caracteres de crecimiento (diámetro y altura) y la sobrevivencia de cada familia.

RESULTADOS

Las 40 familias mostraron una buena adaptabilidad al sitio, con una sobrevivencia entre 73 y 100 % (figura 1), con un promedio de 89.17 % y

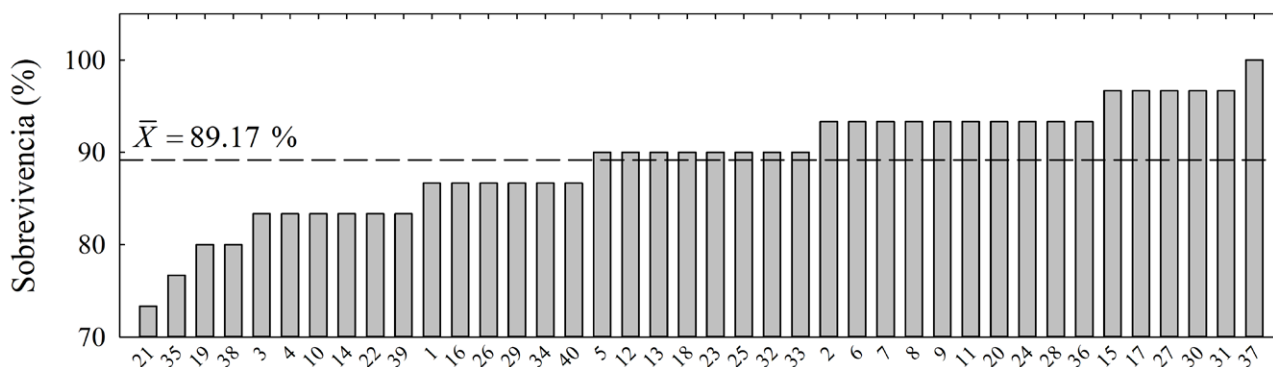


Figura 1. Sobrevivencia en porcentaje para 40 familias de polinización abierta de *T. grandis* a los 4.3 años. La línea horizontal discontinua representa la sobrevivencia media del ensayo.

un coeficiente de variación de 6.62 % (tabla 3). Del total de familias, solo 16 presentaron una sobrevivencia menor a la media, indicando que entre el grupo de familias evaluadas, hay un número importante de familias que se adaptan apropiadamente a las condiciones de sitio del ensayo. La familia 37 y 21 alcanzaron respectivamente la mayor (100 %) y menor (73.33 %) sobrevivencia, ambas familias son originarias de Canalete, Córdoba (tabla 3).

Los árboles medidos a los 4.3 años, presentaron un diámetro medio entre 3.4 a 21.6 cm (media de 13.73 cm) y altura total entre 5.3 a 18.4 m (media de 14.2 m) (tabla 3). El incremento medio anual ($IMA_{4 \text{ años}}$) presentó un promedio de $18.4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, variando entre 0.56 y $46.5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (tabla 3). Los rasgos con menor variación fueron la altura total (h) y el diámetro (d) con coeficientes de variación de 9.5 y 16.6 %, respectivamente (tabla 3), mientras que los de mayor variabilidad fueron NR (157.4 %), APC (58.4 %) y AIR (42.3 %).

Componentes de varianza y heredabilidad estimada

La varianza residual o varianza dentro de las familias (σ^2_e) fue la mayor fuente de variación en el

ensayo, oscilando entre 91.6 a 99.9 % de la varianza total de los rasgos evaluados (tabla 5). De manera recíproca, los componentes de varianza familiar (σ^2_p) fueron bajos, variando entre 0.1 a 8.4 %. El volumen por hectárea (V_{ha}), diámetro (d), volumen del fuste sin corteza (v_{sc}) y el área de proyección de copa (APC) presentaron los componentes de varianza familiar más altos, con 8.4, 4.4, 3.8, 2.9 % del total de la variación fenotípica, respectivamente. Estos rasgos mostraron las mayores heredabilidades individuales con valores de 0.34, 0.174, 0.15 y 0.12, para V_{ha} , d, v_{sc} y APC, respectivamente (tabla 4). Entre los rasgos de calidad del árbol se destacan las variables ángulo de inserción de ramas (AIR) y número de renuevos (NR), los cuales presentaron heredabilidades de 0.10 y 0.12, respectivamente. Los rasgos restantes presentaron heredabilidades bajas a nulas. La heredabilidad basada en la media familiar siguió el mismo comportamiento que la heredabilidad individual, sin embargo, presentó valores mayores (tabla 4).

Ganancia genética

Las ganancias genéticas obtenidas para cada rasgo son presentadas en la tabla 4. El diámetro (d) presentó ganancias genéticas modestas menores a

Tabla 3. Media, valor mínimo y máximo, coeficiente de variación (CV%) para sobrevivencia y rasgos de crecimiento y de calidad del árbol para 40 familias de polinización abierta de *T. grandis*, a los 4.3 años, en el municipio de Armero-Guayabal, Tolima (n = 1070).

Rasgo	Media	Mínimo	Máximo	CV (%)
Sobrevivencia ($S_{\%}$)	89.17	73.33	100.00	6.62
Diámetro a 1.3 m (d, cm)	13.74	3.44	21.55	16.55
Altura total (h, m)	14.16	5.30	18.40	9.52
Volumen del fuste sin corteza (v_{sc} , m^3)	0.08	0.003	0.181	32.38
Volumen por hectárea (V_{ha} , $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	79.68	2.44	201.56	33.04
Incremento medio anual ($IMA_{4 \text{ años}}$, $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$)	18.37	0.56	46.48	33.04
Área proyección de copa (APC, m^2)	7.41	0.36	33.49	58.44
Número de renuevos (NR)	0.74	0	8	157.36
Rectitud fustal (RF)	3.35	1	4	24.56
Diámetro de ramas (DR)	3.08	1	4	19.79
Ángulo de inserción de ramas (AIR)	2.04	1	3	42.28

Tabla 4. Componentes de varianza, heredabilidad y ganancia genética estimada con 3 diferentes intensidades de selección para los rasgos de crecimiento y de calidad del árbol para familias de polinización abierta de *T. grandis*, a los 4.3 años, en el municipio de Armero-Guayabal, Tolima. d: Diámetro a 1.3 m, h: Altura total, v_{sc} : Volumen del fuste sin corteza, V_{ha} : Volumen por hectárea, APC: Área de proyección de copa, NR: Número de renuevos, RF: Rectitud fustal, DR: Diámetro de ramas, AIR: Ángulo de inserción de ramas.

Rasgo	σ_f^2	σ_e^2	$h^2_i \pm SE$	$h^2_f \pm SE$	G_f		
					50 %	40 %	30 %
d	0.21845 (4.4)†	4.8011 (95.6)	0.17 ± 0.07	0.55 ± 0.11	0.2966 (2.159) ††	0.3425 (2.493)	0.4027 (2.931)
h	0.00387 (0.2)	1.6215 (99.8)	0.01 ± 0.04	0.06 ± 0.22	0.0011 (0.008)	0.0013 (0.009)	0.0015 (0.010)
v_{sc}	0.00002 (3.8)	0.00061 (96.2)	0.15 ± 0.07	0.51 ± 0.11	0.0029 (3.602)	0.0034 (4.195)	0.0039 (4.828)
V_{ha}	220.20307 (8.4)	665.25435 (91.6)	0.34 ± 0.10	0.71 ± 0.07	6.5428 (8.233)	7.8854 (9.922)	9.5140 (11.971)
APC	0.43089 (2.9)	14.61401 (97.1)	0.12 ± 0.06	0.44 ± 0.13	0.3151 (4.215)	0.3966 (5.305)	0.4880 (6.527)
NR	0.03115 (2.4)	1.25738 (97.6)	0.10 ± 0.06	0.40 ± 0.14	0.0683 (9.254)	0.0851 (11.532)	0.1064 (14.416)
RF	0.00034 (0.1)	0.4838 (99.9)	0.003 ± 0.04	0.02 ± 0.22	0.0001 (0.004)	0.0002 (0.006)	0.0002 (0.007)
DR	0.00237 (0.7)	0.34765 (99.3)	0.03 ± 0.04	0.15 ± 0.19	0.0051 (0.166)	0.0063 (0.205)	0.0075 (0.244)
AIR	0.01992 (2.9)	0.66704 (97.1)	0.12 ± 0.06	0.44 ± 0.13	0.0651 (3.194)	0.0756 (3.708)	0.0869 (4.261)

SE: Error estándar.

† Valores en paréntesis son el porcentaje del total de la varianza.

†† Valores en paréntesis son el porcentaje de ganancia obtenida sobre la media del respectivo rasgo analizado.

3 % cuando se seleccionan las mejores 12 familias (que corresponde al 30 % de intensidad de selección). La ganancia genética en volumen del fuste sin corteza (v_{sc}) varió entre 3.60 y 4.83 % cuando se seleccionan las 20 familias (50 % intensidad de selección) y 12 familias (30 % de intensidad de selección) superiores, respectivamente. Similares resultados se obtuvieron para el V_{ha} , mostrando valores entre 8.23 y 11.97 % cuando se seleccionan 50 o 30 % de las mejores familias, respectivamente. El APC alcanzó valores de 6.53 % y 4.22 % cuando se seleccionan las mejores 12 familias o 20 familias. La ganancia genética para NR y AIR presentaron valores de 9.25 % y 14.42 % y de 3.19 % y 4.26 % cuando se seleccionan 50 y 30 % de las familias, respectivamente. Por otro lado, la altura total (h) y la RF muestran ganancias genéticas muy bajas cercanas a cero.

Correlaciones genéticas

El volumen del fuste sin corteza (v_{sc}) y volumen total por hectárea (V_{ha}) correlacionaron positivamente con el d, APC, y RF y negativamente con DR

(tabla 5). Árboles de mayor diámetro, rectos, con copa grande y menor diámetro de ramas producirán mayor volumen fustal y total (a nivel de hectárea). El v_{sc} mostró una correlación negativa baja pero significativa con NR ($r = -0.11$, $p < 0.001$), contrariamente V_{ha} no correlacionó con el NR. Adicionalmente, v_{sc} y V_{ha} no correlacionaron con AIR ($p > 0.05$). Entretanto, no fue posible calcular la correlación entre algunos rasgos, principalmente aquellos que presentaron una baja a nula heredabilidad, como el caso de h, RF y DR (tabla 5).

Ranking de familias

En la figura 2 se presenta un ranking de las 40 familias considerando la producción de volumen total por hectárea. Entre la familia con mejor (37) y peor (35) desempeño, hay una diferencia de 59.98 $m^3 \cdot ha^{-1}$ (121 %). El promedio de las mejores 12 familias (92.88 $m^3 \cdot ha^{-1}$) supera en 13.41 $m^3 \cdot ha^{-1}$ al promedio general de las 40 familias. De las mejores 12 familias del ranking, un 67 % de ellas son procedentes del municipio de Canalete, Córdoba. Entre las familias evaluadas sobresalen las familias

Tabla 5. Coeficientes de correlación genética entre rasgos de crecimiento y de calidad del árbol (n = 1070). d: Diámetro a 1.3 m, h: Altura total, v_{sc} : Volumen del fuste sin corteza, V_{ha} : Volumen por hectárea, APC: Área de proyección de copa, NR: Número de renuevos, RF: Rectitud fustal, DR: Diámetro de ramas, AIR: Ángulo de inserción de ramas. La significancia de las correlaciones fue evaluada empleando la prueba de t-student.

Rasgo	d	h	v_{sc}	V_{ha}	APC	NR	RF	DR
h	0.94***							
v_{sc}	0.99***	—						
V_{ha}	0.72***	—	0.69***					
APC	0.73***	-0.09**	0.66***	0.66***				
NR	-0.04 ^{ns}	0.03 ^{ns}	-0.11***	-0.02 ^{ns}	-0.27***			
RF	0.50***	—	0.68***	0.31***	0.32***	—		
DR	-0.34***	0.18***	-0.34***	-0.21***	-0.49***	-0.16***	—	
AIR	-0.05 ^{ns}	0.63***	0.02 ^{ns}	0.03 ^{ns}	0.24***	-0.16***	—	—

ns: no significativo; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$.

37, 31 y 20, provenientes de los municipios de Canalete y San Antero, Córdoba, las cuales superaron la media del volumen por hectárea de todas las 40 familias (figura 2).

DISCUSIÓN

El estudio presenta una evaluación de la variación genética de rasgos de crecimiento y calidad del árbol entre familias de polinización abierta de *T.*

grandis en un ensayo de progenies de 4.3 años de edad en el norte del Tolima, Colombia. La especie presenta una adecuada adaptación a las condiciones ambientales de los valles interandinos del alto Magdalena, mostrando una alta sobrevivencia (intervalo de 73-100 %) (figura 1). Es sabido que esta zona suple en cierta medida los requerimientos ambientales de la especie, principalmente aquellos relacionados con clima, suelo y altitud (Fonseca, 2003; Callister y Collins, 2008; Chaix et al., 2011; Goh et al., 2013).

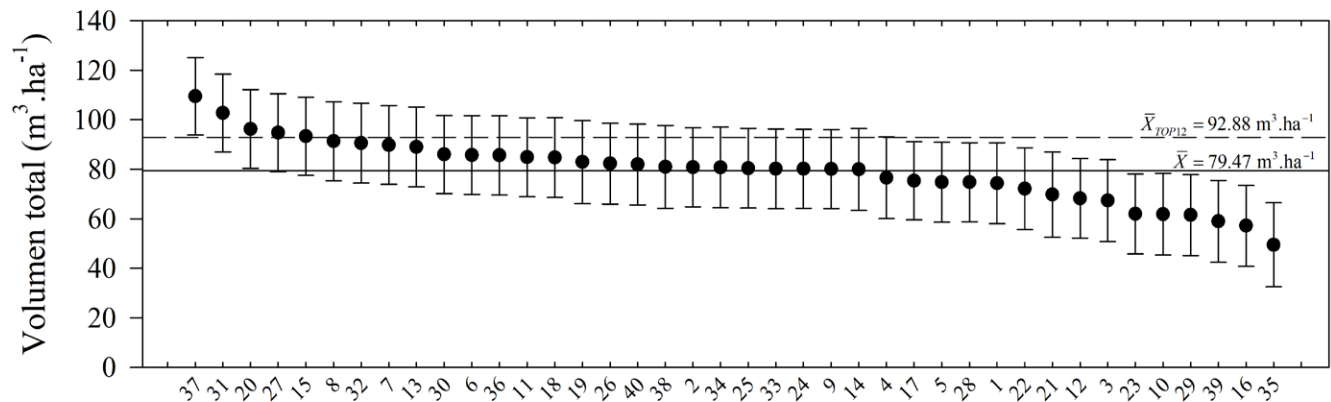


Figura 2. Valores genéticos (puntos) y límites de confianza (barras) para el volumen total por hectárea de 40 familias de polinización abierta de *T. grandis* a los 4.3 años. Dentro del gráfico se indica el promedio general de las 40 familias (línea horizontal continua) y de las mejores 12 familias (línea horizontal discontinua).

La heredabilidad individual (h^2_i) fue moderada para la mayoría de los rasgos evaluados (tabla 4). El V_{ha} , d , v_{sc} y APC mostraron las mayores heredabilidades individuales con valores de 0.34, 0.17, 0.15 y 0.12, respectivamente (tabla 4). Similares resultados fueron reportados por Callister y Collins (2008) para un ensayo de progenies de teca de 3.5 años en Tailandia, en el cual se hallaron heredabilidades en sentido estricto de 0.22 para diámetro y 0.18 para volumen. De manera similar, Goh et al. (2013) reportaron heredabilidades en sentido amplio de 0.120, 0.257, y 0.125 para diámetro, altura y volumen, respectivamente, para clones de teca de 7 años en Sabah (Malasia). Es así como ambos estudios son consistentes con los resultados presentados aquí.

Sin embargo, Sharma et al. (2000) reportaron heredabilidades en sentido estricto mayores o iguales a 0.64, 0.77 y 0.69 para diámetro, altura total y área basal para familias de polinización abierta de teca de 7 años en Orissa (India). Estudios previos por Cornelius (1994), Callister y Collins (2008) y Narayanan et al. (2009) han reportado valores de heredabilidad entre 0.18 a 0.34 para la altura total; no obstante, el presente estudio encontró valores de heredabilidad nulos ($h^2_i = 0.01$) para este rasgo. Este resultado se puede asociar al nivel de competencia existente al interior del rodal, fenómeno que ocurre mayormente por la radiación solar, lo que impulsa a los árboles a ocupar los estratos altos del dosel y aumentar su uniformidad (Harris, 2007). Entre los rasgos de calidad del árbol evaluados sobresalen el AIR y NR los cuales presentaron heredabilidades de 0.10 y 0.12, respectivamente. De manera contraria, RF y DR presentaron heredabilidades bajas a nulas (tabla 4). Callister y Collins (2008) reportaron heredabilidades bajas para rectitud fustal ($h^2_i = 0.07$) y brotes epicórmicos ($h^2_i = 0.03$). Semejante a los estudios de Narayanan et al. (2009) y Goh et al. (2013), en el presente estudio las heredabilidades familiares fueron mayores que las heredabilidades individuales, tal y como se espera, ya que toma en cuenta el aporte en la variación genética del colectivo de individuos que componen la familia.

La ganancia genética esperada para el volumen del fuste sin corteza y volumen por hectárea, considerando una intensidad de selección de 30 %, fue de 4.83 % y 11.97 % respectivamente (tabla 4), menores a las reportadas por Espitia et al. (2011), con valores de 12.5 % en la selección de árboles plus de teca en el departamento de Córdoba (Colombia). Estas discrepancias podrían explicarse debido a las diferencias en los valores de heredabilidad empleados. En el estudio mencionado, se emplearon valores estimados a partir de estudios previos. Fleitas-Camacho et al. (2010) reportaron ganancias genéticas entre 17-19 % para altura total y de 25 % para el diámetro, seleccionando el 30 % de las mejores familias de teca de 3.5 años de edad en Cuba. Contrariamente, en el presente estudio estos rasgos obtuvieron ganancias bajas menores a 2.93 % para diámetro y 0.010 % para altura. El NR presentó la mayor ganancia genética esperada alcanzando hasta un 14.42 % para un índice de selección de 30 % (tabla 4). El NR es un rasgo importante en el manejo de plantaciones forestales, y es considerado un elemento crítico en el proceso de conducción de rodales, elevando los costos de mantenimiento, y contribuyendo a la desuniformidad del rodal (Barros et al., 2017). Adicionalmente, la presencia de renuevos está asociada a disminuciones en las tasas de crecimiento cuando la especie es cultivada comercialmente (Fonseca, 2003). El presente estudio soporta esta hipótesis al reportar una correlación negativa entre NR y v_{sc} ($r_{g(xy)} = -0.11$, $p < 0.001$) y entre NR y APC ($r_{g(xy)} = -0.27$, $p < 0.001$) (tabla 5).

Como se esperaba, el análisis de correlación mostró que árboles de mayor diámetro presentan mayor volumen. Estudios previos han reportado escasa correlación entre rasgos de crecimiento y de calidad del árbol (Chaix et al., 2011). Contrariamente, en el presente estudio el análisis de correlación mostró que árboles más rectos con copa grande producirán mayor volumen (tabla 5). Callister y Collins (2008) también reportaron una correlación positiva entre la rectitud fustal y el volumen ($r_{g(xy)} = 0.40$), para progenies de teca de 3.5

años de edad. Por otro lado, el v_{sc} y V_{ha} mostraron correlaciones significativas negativas moderadas con DR (tabla 5).

El ranking genético construido a partir de los BLUP respecto a la media de todas las 40 familias permitió seleccionar a partir de la población base un conjunto de familias con características deseables en cuanto a la producción de volumen por hectárea. El cálculo del volumen total por hectárea integró los caracteres de crecimiento de cada progenie (diámetro y altura total) y la sobrevivencia de cada familia, por lo tanto, es un buen indicador del valor económico real de cada familia (Pavlotzky y Murillo, 2013). La selección de las mejores 12 familias permitiría obtener una ganancia esperada de $13.41 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, lo que equivale a 11.97 % de avance (figura 2). El incremento medio anual ($\text{IMA}_{4 \text{ años}}$) presentó un promedio de $18.37 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ para las 40 familias. Este valor está dentro del rango presentado por Vallejo y Avendaño (2013) para plantaciones de teca bajo condiciones favorables de crecimiento inicial con IMAs entre 10 a $20 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. Sin embargo, en el presente estudio, 9 familias superaron el intervalo presentado por Vallejo y Avendaño (2013) con un IMA 4 años máximo de $25.2 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ alcanzado por la familia 37 procedente de Canalete (Córdoba). Finalmente, los resultados muestran la existencia de familias de teca con características superiores en términos de sus tasas de crecimiento, calidad y adaptación a las condiciones ambientales del alto Magdalena que permitirán ampliar la oferta de material propagativo y así contribuir a la expansión de la base de plantaciones en el interior del país.

CONCLUSIONES

Las familias de polinización abierta de *T. grandis* evaluadas presentaron una adecuada adaptación al sitio, reflejándose en una sobrevivencia promedio de 89 % a los 4.3 años. La heredabilidad, en sentido estricto con respecto a la media individual, presentó valores moderados para V_{ha} (0.34), d (0.17),

v_{sc} (0.15), APC (0.12), AIR (0.10) y NR (0.12). Por otro lado, los valores de heredabilidad media familiar fueron de 0.71 para V_{ha} , 0.55 para d , 0.51 para v_{sc} , 0.44 para APC, 0.44 para AIR y 0.40 para NR. Estos valores muestran que estos rasgos son moderadamente transferibles de los progenitores a sus progenies.

Asimismo, se registró una correlación positiva entre el volumen del fuste sin corteza y el volumen por hectárea con la rectitud del fuste, mientras que la correlación fue negativa con el diámetro de ramas.

Se estimó una ganancia genética de 4.83 % para el volumen del fuste sin corteza, 11.97 % para el volumen por hectárea, 14.42 % para el número de renuevos y 4.26 % para el ángulo de inserción de ramas al seleccionar las mejores 12 familias del ranking genético (30 % de intensidad de selección). Estos resultados representan avances significativos en la mejora genética de la especie.

Entre las familias de polinización abierta evaluadas sobresalen las familias 37, 31 y 20, provenientes de los municipios de Canalete y San Antero, Córdoba, las cuales superaron la media del volumen por hectárea de todas las 40 familias. Estos genotipos (y sus progenies) deberán ser considerados para el establecimiento de nuevas plantaciones comerciales y en estudios complementarios para la mejora genética de la especie. Finalmente, se recomienda evaluar otros caracteres de interés comercial, como las propiedades físicas y mecánicas de la madera y su relación con las tasas de crecimiento, que permitan identificar familias e individuos con mayor valor comercial. Así mismo, se recomienda incluir en futuros análisis la localización espacial de cada individuo dentro del ensayo para modelar el efecto de la autocorrelación espacial y aislar los posibles efectos del micrositio.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Oficina de Investigaciones y Desarrollo Científico de la Universidad del Tolima por el apoyo financiero otorgado

para desarrollar la presente investigación a través de los proyectos n.º 340130516, 180130516 y 620120516 ejecutados por el Grupo de Investigación Madera y Bosques de la Universidad del Tolima.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto 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.

REFERENCIAS

Angiosperm Phylogeny Group (APG) (2009). An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161(2), 105-121.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>

Barros, K. L. C., Macedo, R. L. G. y Venturin, N. (2017). Capacidade de brotação de teca sob regime de Talhadia composta. *Floresta e Ambiente*, 24, e00134315.

<http://doi.org/10.1590/2179-8087.134315>

Becker, W. A. (1975). *Manual of quantitative genetics*. Pullman, WA: Washington State University Press.

Blada, I. (1994). Performance of open-pollinated families of blue pine in Romania. *Silvae Genetica*, 43(4), 231-238.

Blanco-Flórez, J., Fernando-Trugilho, P., Tarcisio-Lima, J., Gherardi-Hein, P. R., y Moreira da Silva, J. R. (2014). Caracterización de la madera joven de *Tectona grandis* L. f. plantada en Brasil. *Madera y Bosques*, 20, 1, 11-20.

<https://doi.org/10.21829/myb.2014.201172>

Callister, A. N. y Collins, S. L. (2008). Genetic parameter estimates in a clonally replicated progeny test of teak (*Tectona grandis* Linn. f.). *Tree Genetics and Genomes*, 4, 237-245.

<https://doi.org/10.1007/s11295-007-0104-2>

Chaix, G., Monteuis, O., Garcia, C., Alloysius, D., Gidiman, J., Bacilieri, R. y Goh, D. K. S. (2011). Genetic variation in major phenotypic traits among diverse genetic origins of teak (*Tectona grandis* L.f.) planted in Taliwas, Sabah, East Malaysia. *Annals of Forest Science*, 68, 1015-1026.

<https://doi.org/10.1007/s13595-011-0109-8>

Cornelius, J. P., Mesén, J. F. y Corea, E. A. (1991). *Manual sobre mejoramiento genético forestal con referencia especial a América Central*. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie).

Cornelius, J. P. (1994). Heritabilities and additive genetic coefficients of variation in forest trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 372-379.

<https://doi.org/10.1139/x94-050>

Espitia, M., Murillo, O. y Castillo, C. (2011). Ganancia genética esperada en teca (*Tectona grandis* L.f.) en Córdoba (Colombia). *Colombia Forestal*, 14(1), 81-93.

<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2011.1.a07>

Fleitas-Camacho, Y., Pérez-Santana, M. H., Echeverría-Caraballo, P., González-Roque, A., Rivero-Vega, M., González-Vera, E. S., Fúster-Mancha, J. A. y Placencia-Puentes, T. (2010). Comportamiento de descendencias de *Tectona grandis* (L. f.) en Pinar del Río. *Revista Forestal Baracoa*, 29(1), 31-39.

Fonseca, W. (2003). *Manual para productores de teca (Tectona grandis L.f.) en Costa Rica*. Heredia: Fondo Nacional de Financiamiento Forestal.

Francis, J. K., Lowe, C. A. y Trabanino, S. (2000). *Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales*. Puerto Rico: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Instituto Internacional de Dasonomía Tropical.

<https://doi.org/10.2307/3539166>

- Galeano, E., Vasconcelos, T. S., Vidal, M., Mejia-Guerra, M. K. y Carrer, H.** (2015). Large-scale transcriptional profiling of lignified tissues in *Tectona grandis*. *BMC Plant Biology*, 15(1), 221.
<https://doi.org/10.1186/s12870-015-0599-x>
- Goh, D. K. S., Japarundin, Y., Alwi, A., Lapammu, M., Flori, A. y Monteuis, O.** (2013). Growth differences and genetic parameter estimates of 15 teak (*Tectona grandis* L.f.) genotypes of various ages clonally propagated by microcuttings and planted under humid tropical conditions. *Silvae Genetica*, 62(4-5), 196-206.
<https://doi.org/10.1515/sg-2013-0024>
- Harris, F. C.** (2007). *The effect of competition on stand, tree, and wood growth and structure in subtropical Eucalyptus grandis plantations* (tesis de doctorado). Southern Cross University, Lismore, NSW, Australia.
- Holdridge, L. R.** (1947). Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science*, 105(2727), 367-368.
<https://doi.org/10.1126/science.105.2727.367>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac)** (2004). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras departamento de Tolima*. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), Subdirección de agrología, grupo interno de trabajo levantamiento de suelos.
<https://doi.org/10.21500/20275846.1721>
- Ipinza, R. H.** (1998). *Mejoramiento genético forestal*. Bogotá: Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (Conif), Serie técnica n° 42.
- Isik, F.** (2009). *Analysis of half-sib progeny tests in forestry*. Raleigh: North Carolina State University and Department of Forestry and Environmental Resources.
- Kollert, W. y Cherubini, L.** (2012). *Teak resources and market assessment 2010 (Tectona grandis Linn. F)*. Roma: Food and Agriculture Organization (FAO), Planted Forests and Trees Working Paper FP/47/E.
- Leiva, S.** (2009). *Propagación vegetativa de la teca (Tectona grandis L.f.) por el método de miniestacas*. Bogotá: Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (Conif).
- Llanos, L. F.** (2017). *Selección de progenies superiores de Tectona grandis L.f. en el norte del Tolima* (tesis de pregrado, Ingeniería Forestal). Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia.
<https://doi.org/10.14482/pege.43.10583>
- Lokmal, N.** (1994). Genetic parameters of *Gmelina arborea*: height and diameter growth. *Journal of Tropical Forest Science*, 7(2), 323-331.
- López, A. M., Barrios, A., Trincado, G. y Nieto, V. M.** (2011). *Monitoreo y modelamiento del crecimiento para el manejo de plantaciones forestales comerciales*. Bogotá: Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (Conif), Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (Madr).
- Lynch, M. y Walsh, B.** (1998). *Genetics and analysis of quantitative traits*. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc.
- Matínez, C.** (2012). *Estadística y muestreo*. Bogotá: Ecoe ediciones.
- Meza, A., Rodríguez, J., Gatti, K. C. y Espinoza, E.** (2015). Propagación de árboles de teca *Tectona grandis* L. f. por miniestacas. *Revista Temas Agrarios*, 20(2), 43-48.
<https://doi.org/10.21897/rta.v20i2.757>
- Mora, F. y Zamudio, F.** (2006). Variabilidad genética de crecimiento en progenies selectas de *Pinus radiata*. *Ciència Florestal*, 16(4), 399-405.
<http://doi.org/10.5902/198050981921>
- Narayanan, C., Chawhaan, P. H. y Mandal A. K.** (2009). Inheritance pattern of growth and wood traits in teak (*Tectona grandis* L.f.). *Silvae Genetica*, 58(3), 97-101.
<https://doi.org/10.1515/sg-2009-0013>
- Ordóñez, J. L.** (2013). Plantaciones de teca: Negocio en alza. *Revista el Mueble y la Madera*, 80, 20-25.
- Pastrana-Vargas, I. J., Espítia-Camacho, M. y Muriillo-Gamboa, O.** (2012). Evaluación del potencial de mejoramiento genético en el crecimiento en altura de *Acacia mangium* Willd. *Acta Agronómica*, 61(2), 143-150.
- Pavlotzky, B. y Murillo, O.** (2013). Ganancia genética esperada en *Acacia mangium* en los Chiles, zona norte de Costa Rica. *Agronomía Mesoamericana*, 23(1), 93-106.
<https://doi.org/10.18845/rfmk.v10i24.1320>

- Pereira, G.** (1994). *Crecimiento y patrones de heredabilidad de la progenie de polinización abierta de *Crupressus lusitanica* en diez ensayos a la edad de diez años*. Bogotá.: Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente (Inderena).
<https://doi.org/10.7705/biomedica.v23i4.1230>
- Raj, A., Sehgal, R. N., Sharma, K. R. y Sharma, P. K.** (2010). Genetic variation in wood specific gravity among half-sib families of chir pine (*Pinus roxburghii* sargent). *New Forests*, 40, 213-227.
<https://doi.org/10.1007/s11056-010-9195-y>
- Rivero, J. y Moya, R.** (2006). Propiedades físico-mecánicas de la madera de *Tectona grandis* Linn. F. (teca), proveniente de una plantación de ocho años de edad en Cochabamba, Bolivia. *Kurú: Revista Forestal*, 3(9), 1-14.
<https://doi.org/10.18845/rfmk.v13i30.2460>
- Rodríguez, J., Urueña, E. J. y Borralho, N.** (2011). *Mejoramiento de semillas para incrementar las plantaciones de teca (*Tectona grandis* L.F.) y melina (*Gmelina arborea* Roxb.) en el departamento del Tolima*. Bogotá: Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (Conif), Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (Madr).
- Ruotsalainen, S.** (2014) Increased forest production through forest tree breeding. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29(4), 333-344.
<https://doi.org/10.1080/02827581.2014.926100>
- Sharma, R., Swain, D. y Mandal, A. K.** (2000). Estimates of genetic parameters from an open pollinated genetic test of teak (*Tectona grandis*). *Journal of Tropical Forest Science*, 12(1), 44-48.
- Sreekanth, P. M., Balasundaran, M. y Nazeem, P. A.** (2014). Genetic and morphological variation in natural teak (*Tectona grandis*) populations of the Western Ghats in Southern India. *Journal of Forestry Research*, 25(4), 805-812.
<https://doi.org/10.1007/s11676-014-0528-0>
- Stastical Analysis System Institute Inc. (SAS)** (2009). *SAS/STAT® 9.2 User's Guide, Second Edition*. Cary, EE. UU.: SAS® Publishing.
- Unidad de Planificación Rural Agropecuaria (Upra)** (2015). *Zonificación para plantaciones forestales con fines comerciales-Colombia, escala 1:100.000*. Memoria técnica. Bogotá: Unidad de Planificación Rural Agropecuaria (Upra).
- Tambarussi, E. V., Rogalski, M., Galeano, E., Brondani, G. E., Martin, V. F., Silva, L. A. y Carrer, H.** (2017). Efficient and new method for *Tectona grandis* in vitro regeneration. *Crop Breeding and Applied Biotechnology*, 17, 124-132.
<http://doi.org/10.1590/1984-70332017v17n2a19>
- Vallejo, A. y Avendaño, J.** (2013). Modelos de crecimiento y rendimiento. En R. de Camino y J.P. Morales (eds), *Las plantaciones de teca en América Latina: mitos y realidades* (pp. 114-132). Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie).
- Vásquez, A.** (2001). *Silvicultura de plantaciones forestales en Colombia*. Ibagué: Universidad del Tolima, Facultad de Ingeniería Forestal.
- Vergara, C., Cardona, C., Murillo, O., Jarma, A. y Araméndiz, H.** (2013). Valor de mercado de plantaciones de teca (*Tectona grandis* Linn.) en el departamento de Córdoba. *Revista Temas Agrarios*, 18(1), 9-22.
<https://doi.org/10.21897/rta.v18i1.705>
- Yasodha, R., Vasudeva, R., Balakrishnan, S., Sakthi, A. R., Abel, N., Binai, N., Rajashekar, B., Bachpai, V. K. W., Pillai, C. y Dev, S. A.** (2018). Draft genome of a high value tropical timber tree, Teak (*Tectona grandis* L. f): insights into SSR diversity, phylogeny and conservation. *DNA Research*, 25(4), 409-419.
<https://doi.org/10.1093/dnares/dsy013>
- Zobel, B. J. y Talbert, J. T.** (1988). *Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales*. México D.F.: Editorial Limusa S.A.





Extractivos del duramen de especies latifoliadas como preservantes en la madera de *Pinus caribaea* Morelet

Heartwood extractives of hardwood species as preservatives in *Pinus caribaea* Morelet wood

Jesús Velásquez¹ , Luis Rojas²  y Osvaldo Encinas³ 

Velásquez, J., Rojas, L. y Encinas, O. (2019). Extractivos del duramen de especies latifoliadas como preservantes en la madera de *Pinus caribaea* Morelet. *Colombia Forestal*, 22(2), 44-54.

Recepción: 20 de noviembre de 2018

Aprobación: 4 de junio de 2019

Resumen

Se evaluó el comportamiento de los extractos del duramen de tres especies latifoliadas: *Handroanthus serratifolius*, *Centrolobium paraense* y *Tectona grandis* frente a hongos de pudrición marrón y blanca. Se impregnaron bloques de albura de *Pinus caribaea* con extractos a tres niveles de concentración 0.2 % 1 % y 2 % (p/v). Los bloques tratados se expusieron la acción de *Gloeophyllum trabeum* y *Trametes versicolor* durante 16 semanas mediante el método de soil block, normas ASTM D 1413. Las soluciones al 1 % y 2 % fueron más eficientes en disminuir el ataque de los microorganismos de prueba. El extracto de *H. serratifolius* fue el más efectivo, seguido de *C. paraense* y con efectos más sutiles pero efectivos el extracto de *T. grandis*. Los resultados demostraron que los metabolitos secundarios del duramen son una fuente importante de moléculas bioactivas para el tratamiento de maderas menos resistentes como el *P. caribaea*.

Palabras clave: biopreservantes, degradación de madera, *Gloeophyllum trabeum*, *Trametes versicolor*

Abstract

The performance of heartwood extracts of three durable hardwood species *Handroanthus serratifolius*, *Centrolobium paraense* y *Tectona grandis* on brown and white rotter fungi were investigated. Extract dosages were 0.2 % 1 % y 2 % (w/v). Treated blocks were exposed to *G. trabeum* and *T. versicolor* attack for 16 weeks by the soil block method using the procedure set out in ASTM D 1413. Only extract solutions of 1 % and 2 % were found more efficient in suppressing fungal attack. The extract of *H. serratifolius* was more effective, followed by *C. paraense* and with more subtle but effective effects with *T. grandis*. The results showed that the secondary metabolites of the heartwood are an important source of bioactive molecules for the treatment of less resistant woods such as *P. caribaea*.

Key words: biopreservant, wood decay, *Gloeophyllum trabeum*, *Trametes versicolor*.

¹ Centro Biotecnológico de Guayana, Laboratorio de Biotecnología de la Madera, Universidad Nacional Experimental de Guayana, Venezuela. jvelasquez@uneg.edu.ve.

² Instituto de Investigaciones, Facultad de Farmacia y Bioanálisis, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. rojasl@ula.ve.

³ Laboratorio Nacional de Productos Forestales, Grupo en Conservación de Maderas GICOM, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. osenbla@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

Para incrementar la vida en servicio, la manufactura, el transporte y el almacenamiento de la madera y de diversos productos maderables, estos deben ser tratados con productos químicos tóxicos a los microorganismos que causan su destrucción; estos productos son comúnmente conocidos como preservantes (Antwi y Damoah, 2010; González *et al.*, 2015). Dentro de estos resaltan los fungicidas sintéticos como las sales a base de cobre-cromo-arsénico (CCA), cobre-cromo-boro (CCB) y cobre-amonio cuaternario (ACQ), entre otros. Estos, si bien garantizan una elevada protección de la madera, muestran el inconveniente de posible lixiviación, ocasionando la pérdida de algunos de sus componentes al medioambiente. Por otra parte, los problemas toxicológicos en la salud de muchas personas en contacto directo con ciertos productos químicos empleados en la industria de la preservación de la madera (pentaclorofenol, CCA, CCB, ACQ) e incluso con la madera ya tratada, hacen necesario el estudio y búsqueda de productos alternativos capaces de inhibir el desarrollo de los agentes causantes de la pudrición en la madera, pero que a su vez presenten una adecuada inocuidad ecológica y toxicológica (Peredo, 1993; Schultz y Nicholas, 2000; 2002; Antwi y Damoah, 2010; Singh y Singh, 2012).

Muchas de las especies latifoliadas que presentan una transición abrupta albura-duramen poseen una particular bioresistencia al deterioro por acción de hongos, bacterias y al ataque de insectos. Esta resistencia se encuentra generalmente atribuida a la presencia, en las paredes celulares de las fibras, de sustancias químicas activas que desempeñan un papel importante en la durabilidad natural, ya que proporcionan propiedades fungicidas, fungistáticas, hidrofóbicas, quelantes y antioxidantes que eliminan o inhiben la actividad enzimática, el crecimiento y desarrollo de los agentes xilófagos (Hillis, 1987; Sjöström, 1981; Eaton y Hale, 1993; Suttie y Orsler, 1996; Schultz y Nicholas, 2000; 2002; Sen *et al.*, 2009). Estos metabolitos secundarios o extractivos abarcan una serie de compuestos químicos como

alcaloides, flavonoides, terpenos, terpenoides, estilbenos, lignanos, quinonas y otros compuestos fenólicos, los cuales, además de contribuir como mecanismo de defensa, son responsables de las propiedades organolépticas de la madera en cada especie (Sjöström, 1981; Fengel y Wegener, 1984; Hillis, 1987; Tsoumis, 1991; Tascioglu *et al.*, 2013).

En la actualidad se ha intensificado la evaluación, extracción, elucidación y síntesis de compuestos extraídos del duramen de especies resistentes a hongos e insectos, los cuales podrían ser empleados como ingredientes activos en la formulación de eficientes y efectivos preservantes, para maderas de baja durabilidad natural, con un mínimo de efectos colaterales (Doppelreiter y Koriath, 1978; Dawson y Morrell, 1990; Goktas *et al.*, 2007; Sá *et al.*, 2009; Antwi y Damoah, 2010; González *et al.*, 2015). La investigación en el área ha sido relativamente extensa, un resumen de las mismas puede consultarse en los trabajos presentados por Yang (2009), Singh y Singh (2012) y González *et al.* (2015). La presente investigación pretende evaluar la potencialidad como biopreservantes de la madera de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, de extractos etanolicos crudos del duramen de tres especies latifoliadas de elevada durabilidad natural en Venezuela, *Handroanthus serratifolius*, *Centrolobium paraense* y *Tectona grandis*. La mayor contribución de esta investigación será la apertura de nuevos caminos en la obtención de compuestos orgánicos con carácter preservante a partir de material natural, los cuales pueden ser empleado en la industria de la preservación de las maderas, disminuyendo así los riesgos o problemas toxicológicos generados en el manejo y uso de los preservantes tradicionales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de biopreservante

Los extractos etanolicos del duramen de *H. serratifolius*, *C. paraense* y *T. grandis* se obtuvieron por procesos térmicos descritos por Velásquez *et al.*

(2006). Chip del duramen de las especies estudiadas, fueron procesados en un molino Wiley mill y tamizados hasta obtener un tamaño de partículas adecuado para el proceso de extracción (60 Mesh). 30 g. del material lignocelulósico molido por cada especie se colocó bajo reflujo en extractores Soxhlet con 300 ml etanol (95 %) a 60 °C durante 8 h. La mezcla disolvente/extractivos obtenida se concentró bajo vacío hasta sequedad en un rotaevaporador, para separar el solvente. El extracto seco se re-disolvió en etanol al 70 % y se preparó una solución stock para dosificar las concentraciones de prueba (0.2 % 1 % y 2 %) la cual se almacenó en refrigeración hasta el momento de uso.

Preservación de la madera

Se emplearon bloques de albura de *P. caribaea* (1.9 cm de arista), libres de nudos, moho, manchas y exceso de resinas. Se emplearon un total de 72 bloques de madera por cada bio preservante (36 bloques por cada hongo, 12 bloques por concentración) y 16 bloques de control (8 tratados con etanol 70 % y 8 tratados con agua). Todas las probetas fueron impregnadas mediante tratamiento por presión, siguiendo el procedimiento a célula vacía o Lowry sin la aplicación de vacío final. Los bloques de madera previamente secos y pesados, fueron sumergidos en la solución preservante (0.2 %, 1 % y 2 %), colocados en autoclave y sometidos a un incremento de presión hasta 15 kg.cm⁻², mantenidos durante 20 minutos. Posterior al proceso de preservación, las muestras fueron extraídas de la solución preservante, retirado el exceso de líquido y mantenidas por 48 h a temperatura ambiente en bolsas de polietileno para permitir las reacciones entre la madera y los productos químicos. Las probetas fueron pesadas antes y después del tratamiento para determinar retención (kg.m⁻³).

Bioensayo

Para evaluar la eficiencia del biopreservante, se siguió la metodología estandarizada por American

Society for Testing and Materials (2005a), en la norma ASTM D-1413. Se emplearon dos microorganismos de prueba: hongo de pudrición blanca *Trametes versicolor* (L: Fr) Pilát (FP-133255-R) y hongo de pudrición marrón *Gloeophyllum trabeum* (Fr.) Murr. (Mad-617-R). Se prepararon cámaras de deterioro de 500 cm³ de capacidad con suelo y placas de alimentación previamente esterilizadas, las cuales fueron asépticamente inoculadas y colonizadas por los microorganismos de prueba. Los bloques de madera, tratados y no tratados, fueron secados en estufa a 80 ± 5 °C durante 24 h, posteriormente esterilizados a 120 °C durante 15 minutos, enfriados en desecador y colocados sobre el micelio activo de los hongos en las cámaras de deterioro. Se expusieron a la acción degradante durante 16 semanas almacenadas en un cuarto acondicionado a 26 ± 2 °C y 75 ± 5 % de humedad relativa. Después del periodo de incubación los bloques de madera fueron extraídos de las cámaras, cuidadosamente cepillado el micelio del hongo y secados en estufa a 80 ± 5 °C hasta obtener peso constante. La pérdida de peso de los bloques de madera se determinó gravimétricamente, al comparar la variación experimentada antes y después del bioensayo. El porcentaje de pérdida del peso seco de la madera fue usado como una medida de la resistencia al deterioro que presenta la madera al ser tratada con productos químicos y se determinó empleando la ecuación:

$$Pp = \frac{Pi - Pf}{Pi} \times 100$$

Pp = pérdida de peso (%), Pi = peso seco inicial antes del ensayo (g), Pf = peso seco al final del ensayo (g).

La pérdida de peso fue registrada y comparada con la clasificación presentada por la American Society for Testing and Materials (2005b), en la norma ASTM D-2017.

Análisis estadístico

Se empleó un modelo estadístico factorial 2 x 3 x 3 (microorganismo/tratamiento/concentración). La

Tabla 1. Índices de durabilidad de la madera expresada como pérdida de peso y masa residual.

Pérdida de peso (%)	Masa residual promedio (%)	Clases de resistencia
0 a 10	90 a 100	Altamente resistente
11 a 24	76 a 89	Resistente
25 a 44	56 a 75	Moderadamente resistente
45 superior	55 o menos	Levemente resistente No resistente

Fuente: American Society for Testing and Materials (2005b).

data se analizó empleando el programa estadístico SPSS® (19.0). Se evaluó la normalidad y homogeneidad de la varianza aplicando Shapiro-Wilk y el estadístico de Levene respectivamente. Se aplicó análisis de varianzas de un factor (Anova), y las pruebas de comparación de medias de Tukey para evaluar diferencias estadísticamente significativas entre los factores, a un nivel de significancia del 95 %.

RESULTADOS

En la [figura 1](#) se muestran los niveles de retención promedio de los extractos etanólicos crudos del duramen de *H. serratifolius*, *C. paraense* y *T. grandis* empleados como biopreservantes sobre la

madera de *P. caribaea*. El nivel de retención del biopreservante se incrementó en la medida que aumentó la concentración de la solución preservante desde 0.2 % hasta 2 %, alcanzándose el mayor nivel de retención con el extracto de *H. serratifolius*, de 9.61 kg.m⁻³, y la menor retención con el extracto obtenido del duramen de *C. paraense* al 0.2 % de concentración.

La pérdida de peso en la madera de albura de *P. caribaea* tratada y no tratada, bajo la acción degradante de hongos de pudrición marrón y blanca, se resumen en la [tabla 2](#). Los resultados señalan que la madera de *P. caribaea* sin tratamiento muestra baja durabilidad natural en condiciones de laboratorio asociada a *G. trabeum* y *T. versicolor*, con pérdidas de 65.5 % (± 1.11) y 55.3 % (± 0.78) del

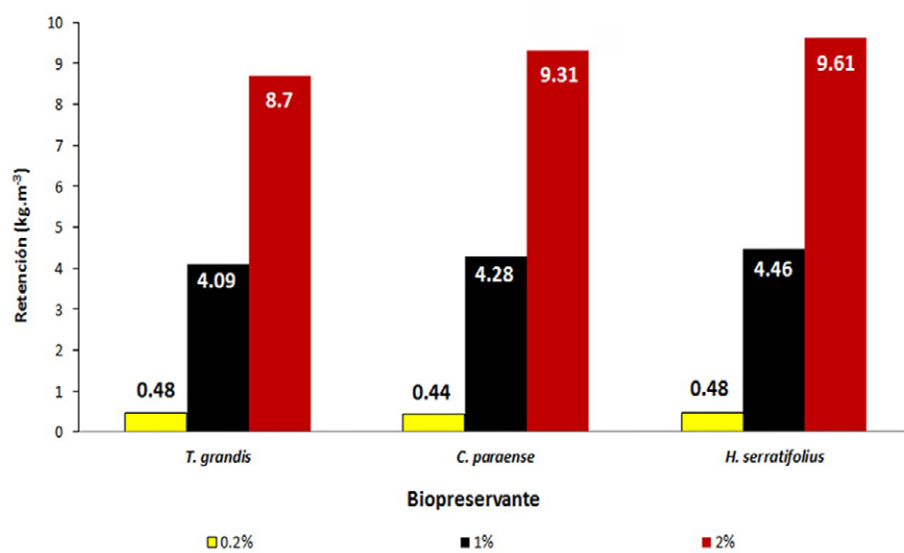


Figura 1. Niveles de retención de los biopreservantes en la madera de albura de *P. caribaea*.

peso seco de la madera respectivamente. Los resultados evidencian la elevada actividad biológica de los microorganismos de prueba con las condiciones experimentales favorables.

Se indica valor promedio y desviación estándar en paréntesis. Las letras se leen horizontalmente. Letras diferentes dentro de cada microorganismo y tratamiento indican diferencias estadísticas ($p < 0.05$) de acuerdo a la prueba de Tukey. $n=12$ muestras por concentración. 16 semanas de evaluación.

Los bloques de madera sin tratamiento expuestos a los microorganismos de prueba durante 16 semanas mostraron extensivos signos de deterioro (decoloración de la madera y colonización completa de la superficie de la probeta); en cambio, en los bloques tratados estos signos fueron menos evidentes. El análisis estadístico (Anova) y comparación de medias de Tukey demuestran diferencias altamente significativas en la pérdida de peso, entre las probetas de *P. caribaea* tratadas y no tratadas ($F_{1,232} = 271.4$, $p < 0.001$) así como entre la variable concentración del biopreservante ($F_{3,232} = 295.7$, $p < 0.001$) en cada tratamiento (tabla 2 y figura 2). Estos resultados evidencian que el tratamiento de la madera con los biopreservantes, incrementan significativamente la resistencia al deterioro asociada a *T. versicolor* y *G. trabeum*.

Los tratamientos evaluados (biopreservantes) muestran mayor eficacia en la inhibición de la actividad degradante sobre hongos de pudrición blanca que sobre hongos de pudrición marrón. *G. trabeum*, resulto ser más agresivo que *T. versicolor*, ocasionando una pérdida de peso significativamente mayor ($F_{1,232} = 8.25$, $p = 0.003$), sobre la madera tratada y las no tratadas. Estos resultados evidencian la preferencia de los hongos de pudrición marrón sobre las especies coníferas. El comportamiento descrito se observó en todas las concentraciones evaluadas y dentro de cada tratamiento (tabla 2 y figura 2).

En la tabla 3 se muestran los resultados del Anova y comparación de medias de Tukey al 95 % de confianza, de la pérdida del peso de *P. caribaea* bajo los tres tratamientos al 2 % de concentración del biopreservante. La pérdida de peso experimentada por la madera de *P. caribaea* varió entre 17 % y 26 % frente a *G. trabeum* y entre 13 % y 25 % frente a *T. versicolor*, dependiendo del tipo de biopreservante y el nivel de retención ($8.70 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ y $9.31 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$). El análisis estadístico reveló diferencias altamente significativas entre los tratamientos evaluados ($p < 0.001$), evidenciándose en la formación de cuatro grupos estadísticamente diferentes, frente a cada microorganismo de prueba (tabla 3).

Tabla 2. Pérdida de peso de la madera de *P. caribaea* frente a *G. trabeum* y *T. versicolor*, tratada con extractos etanólicos del duramen de *H. serratifolius*, *C. paraense* y *T. grandis* a tres niveles de concentración (0.2 %, 1 % y 2 % p/v)

Extract etanolic	<i>Gloeophyllum trabeum</i>			<i>Trametes versicolor</i>		
	Concentración (%)			Concentración (%)		
	0.2	1	2	0.2	1	2
<i>H. serratifolius</i>	34.30A (±3.09)	22.67B (±2.32)	17.86C (±1.81)	25.30A (±1.89)	19.42B (±1.06)	13.14C (±1.31)
<i>Centrolobium paraense</i>	41.28A (±1.37)	32.05B (±1.10)	23.03C (±1.33)	37.92A (±1.43)	28.43B (±1.18)	21.40C (±1.21)
<i>Tectona grandis</i>	43.16A (±1.33)	35.19B (±2.19)	26.98C (±0.83)	39.75A (±0.55)	30.11B (±2.00)	25.02C (±0.01)
Control		65.55D (±1.11)			55.37D (±0.78)	

Se indica valor promedio y desviación estándar en paréntesis. Las letras se leen horizontalmente. Letras diferentes dentro de cada microorganismo y tratamiento indican diferencias estadísticas ($p = 0.05$) de acuerdo a la prueba de Tukey. $n=12$ muestras por concentración. 16 semanas de evaluación

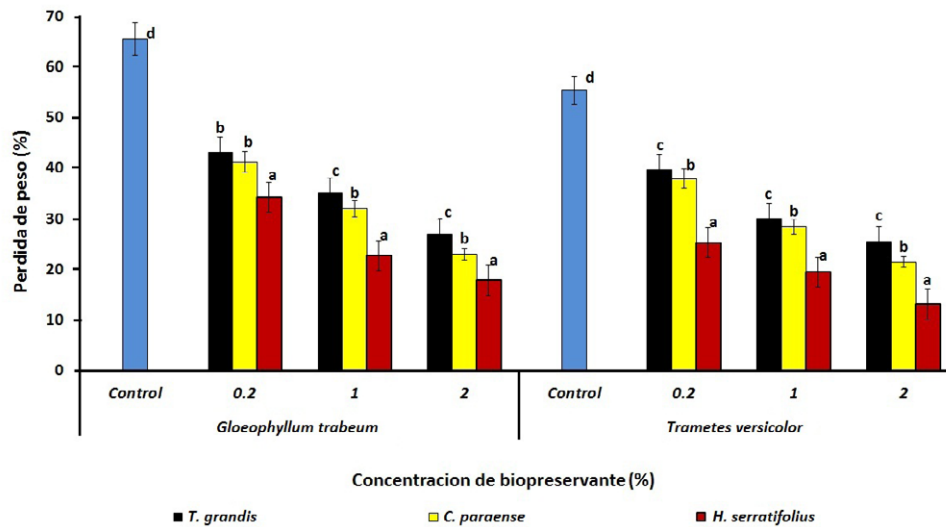


Figura 2. Pérdida de peso de bloques de *P. caribaea* tratados con el extracto etanólico de diferentes especies y expuestos a *T. versicolor* y *G. trabeum*. Barras con diferentes letras difieren significativamente ($p < 0.05$). Para cada concentración extracto/hongo $n=12$.

Tabla 3. Análisis de varianza y comparación de medias de la pérdida de peso entre tratamientos 2 % de concentración sobre la madera de *P. caribaea*, frente a *G. trabeum* y *T. versicolor*.

Microorga	Anova				Comparación de medias Tukey ($\alpha 0.05$)					
		Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.	Bio preservant	Subconjuntos homogéneos			
							1	2	3	4
<i>G. trabeum</i>	Intergrupos	15866.21	5288.74	3894.89	0.000	<i>H. serratifolius</i>	17.86			
	Intragrupos	48.88	1.35			<i>C. paraense</i>	23.02			
	Total	15915.10				<i>T. grandis</i>		26.97		
						Control			65.54	
<i>T. versicolor</i>	Intergrupos	10166.66	3388.88	3597.97	0.000	<i>H. serratifolius</i>	13.14			
	Intragrupos	33.91	0.94			<i>C. paraense</i>	21.40			
	Total	10200.57				<i>T. grandis</i>		25.52		
						Control			55.37	

Si bien todos los tratamientos mostraron diferentes niveles de protección sobre la madera de *P. caribaea*, el tratamiento con extracto de *H. serratifolius* con el mayor nivel de retención (9.61 kg.m^{-3}) mostró el mejor comportamiento frente a *G. trabeum* y *T. versicolor*, con una pérdida de peso promedio por debajo del 18 %. Las probetas tratadas con esta solución experimentaron una reducción de la pérdida de peso cuatro veces menor en comparación

con las muestras no tratadas. El tratamiento con extracto *C. paraense* mostró una efectividad moderada en comparación con los otros dos tratamientos, evidenciando una pérdida del peso tres veces menor en comparación con las muestras control. La madera tratada con el extracto de *T. grandis* mostró el menor nivel de protección con pérdida de peso promedio del 26 %, superior a la observada con los extractos de *H. serratifolius* y *C. paraense*.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en la investigación señalan que la madera de *P. caribaea* sin tratamiento evidenció los mayores niveles de deterioro y pérdida de peso frente a *G. trabeum* y *T. versicolor*. Hallazgos similares sobre la baja durabilidad natural de la madera de *P. caribaea* han sido previamente reportados. Un ejemplo de ello son los trabajos de Mora y Encinas (2001), Ramírez et al. (2005) y Gómez et al. (2011), quienes señalaron pérdidas de peso cercanos al 60 % frente a *G. trabeum* y *T. versicolor*.

La menor pérdida de peso causada por *T. versicolor* en comparación con *G. trabeum* sobre la madera de *P. caribaea*, puede estar relacionada con la habilidad propia del microorganismo, ya que los hongos de pudrición blanca son más eficientes en la degradación de la madera de especies latifoliadas en comparación con la madera de coníferas (Pant y Tripathi, 2011; Broco et al., 2017), tal es el caso de la especie evaluada en esta investigación.

La madera de *P. caribaea* tratada con los diferentes extractos mostró un incremento significativo de su resistencia frente a hongos de deterioro; estos resultados son similares a los reportados en la literatura especializada, en los cuales se evidencia la actividad biológica de los extractos naturales sobre los microorganismos que deterioran la madera. Onuorah (2000) demostró la eficacia del extracto metanólico del duramen de especies latifoliadas como preservante de la madera sobre hongos de pudrición blanca y marrón. Tumen et al. (2013) determinaron la eficiencia del tratamiento de la madera (spruce/pine/fir) con el extracto etanólico del duramen de tres especies de *Juniperus* en el control de *G. trabeum* y *T. versicolor*. Eller et al. (2018) reportaron la actividad biológica sobre *G. trabeum* y *T. versicolor* del aceite de *Juniperus virginiana* impregnado en la madera de spruce, pine y fir. Por otro lado, Kwaśniewska-Sip et al. (2018) incrementaron la resistencia de la madera de *Pinus sylvestris* al tratarla con extracto de caféina frente a *T. versicolor*.

Los biopreservantes evaluados mostraron excelentes resultados en pruebas de toxicidad *in vitro* (100 % inhibición de desarrollo), a una concentración de 0.2 %, utilizando agar-extracto de malta frente a *G. trabeum* y *T. versicolor* (Velásquez et al., 2006). Sin embargo, cuando estos extractos a igual concentración se introdujeron en la microestructura de la madera de *P. caribaea* su actividad fue menor, posiblemente debido a la lixiviación o volatilización del producto, así como una consecuencia de la resultante interacción extracto/madera (Eaton y Hale, 1993). De acuerdo con Syofuna et al. (2012), el efecto protector de los extractos del duramen empleados como preservantes sobre la madera de *P. caribaea* puede atribuirse a factores relacionados con la complejidad y variedad de los compuestos químicos que integran estos extractivos y a la elevada permeabilidad de la madera de *P. caribaea* que permite alcanzar elevados niveles de retención y protección.

Un incremento en la concentración de la solución tratante se reflejó en una mejora de la resistencia al deterioro de *P. caribaea*, estos resultados son similares a los obtenidos sobre otras coníferas. Tascioglu et al. (2013) impregnaron la madera de *Pinus sylvestris* con extractos acuoso de corteza y duramen de *Acacia mollissima* y *Schinopsis lorentzii* respectivamente, a diferentes niveles de concentración (3 %, 6 %, 9 % y 12 %). Sus resultados evidenciaron la misma tendencia, es decir, un incremento significativo de la eficacia del biopreservante en la medida que se incrementó la concentración del mismo frente a *T. versicolor* y *G. trabeum*, obteniéndose los mejores resultados antifúngicos con las muestras tratadas al 9 % y 12 % de concentración, niveles de 4 y 6 veces superiores al máximo evaluado en esta investigación, lo que demuestra la eficacia de los extractos aquí evaluados.

Al comparar los resultados con otras investigaciones en la que se busca incrementar la durabilidad de la madera de *P. caribaea*, se encontró que Mora y Encinas (2001) evaluaron la durabilidad inducida de la madera de esta especie tratada con

sales CCA al 5 % de concentración. Sus resultados señalaron pérdidas de peso inferior al 1 %, obviamente la eficacia de este producto es superior a los obtenidos en esta investigación. Sin embargo, es importante destacar la eficacia de estos extractos naturales en el control del deterioro biológico de la madera de *P. caribaea*, los cuales fueron empleados a menor concentración, crudos y sin purificación o fraccionamiento de sus ingredientes activos.

La elevada actividad biológica del biopreservante de *H. serratifolius* obtenida en esta investigación es similar a la señalada por Rodrigues *et al.* (2012), quienes determinaron la eficacia del extracto metanólico del duramen *H. serratifolius* sobre albura de *Pinus sylvestris* frente a *G. trabeum*. El uso del extracto etanólico de *T. grandis* como preservante para madera ha sido reportado por Adegeye *et al.* (2009) y Broco *et al.* (2017); sobre la madera de *Gmelina arborea*, *Triplochiton scleroxylon* y *Pinus sp.* respectivamente, al igual que en esta investigación, sus resultados evidenciaron la eficacia del extracto en el control de hongos de pudrición blanca. Es importante resaltar que la eficacia obtenida en esas investigaciones se logró a una concentración superior (4 %) a la máxima evaluada en esta investigación.

Estudios previos han señalado que la actividad antifúngica y protectora de los extractos del duramen de *H. serratifolius* y *T. grandis*, frente a hongos que deterioran la madera, está asociada a la presencia de compuestos de tipo quinonas en su composición, como naftoquinonas, antraquinonas y tectoquinonas (Velásquez *et al.*, 2004; Kokutse *et al.*, 2006; Thulasidas y Bhat, 2007; Nagadesi y Arya, 2013; Broco *et al.*, 2016). Es necesario continuar con las investigaciones en el aislamiento, elucidación y citotoxicidad de los ingredientes activos presentes en el extracto de *C. paraense* para ser empleados en la industria de la preservación de la madera en la formulación de nuevos productos químicos ambientalmente amigables.

Considerando el sistema de clasificación de la ASTM (2005) basado en la pérdida de peso, la madera de *P. caribaea* sin tratamiento, es clasificada

como una madera de baja durabilidad natural o no resistente al deterioro (tabla 1). Sin embargo, con la aplicación de los extractos crudos como biopreservantes, la madera de *P. caribaea* supera la clasificación de durabilidad, es decir, pasa a ser una madera moderadamente resistente con el tratamiento del extracto de *T. grandis* y una madera resistente al deterioro con el tratamiento de los extractos de *H. serratifolius* y *C. paraense*.

CONCLUSIÓN

Los extractos de origen natural pueden ser una alternativa importante para la industria de la protección de la madera, proporcionando biomoléculas capaces de ofrecer resistencia a la descomposición contra hongos, así como baja toxicidad sobre los seres humanos y el ambiente. Los resultados claramente demostraron la eficacia del tratamiento con extractos etanólicos del duramen de especies de elevada durabilidad natural, evidenciado en un incremento significativo de la resistencia al deterioro de la madera de *P. caribaea* frente a *G. trabeum* y *T. versicolor*. Los extractos evaluados mostraron bioactividades importantes sin ningún fraccionamiento o purificación previa. Al comparar los extractos se observó que el obtenido de *H. serratifolius* resultó ser el más efectivo en reducir el deterioro de la madera de *P. caribaea*, seguido del extracto de *C. paraense* y, con efectos más sutiles pero eficiente, el extracto de *T. grandis*. Continúan las investigaciones sobre el aislamiento, elucidación y citotoxicidad de las biomoléculas responsables de la actividad biológica en estos extractos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología (Fonacit), Caracas, Venezuela (Pem 2001001639) y Provita Caracas, Venezuela (2008-17) por su apoyo financiero.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

J.V., L.R. y O. E. planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo la investigación en el terreno, analizaron los datos y redactaron el manuscrito, supervisaron la investigación. Todos los autores siguieron las discusiones y comentaron los borradores anteriores.

REFERENCIAS

- Adegeye, A., Ogunsanwo, O. y Olajuyigbe, S.** (2009). Antifungal Activities of Heart Wood Extract (HWE) of Teak *Tectona grandis* Against Two White Rots in Woods of *Gmelina arborea* and *Triplochiton scleroxylon*. *Academic Journal of Plant Sciences*, 2(4), 279-285.
<https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i3.60453>
- American Society for Testing and Materials** (2005a). Standard Test Method for Wood Preservatives by Laboratory Soil-block Cultures. ASTM D-1413. Annual Book of ASTM Standard, Philadelphia.
- American Society for Testing and Materials** (2005b). Standard Method of Accelerated Laboratory Test of Natural Decay Resistance of Woods. ASTM D-2017. Annual Book of ASTM Standard, Philadelphia.
- Antwi, C. y Damoah, A.** (2010). Investigation of synergistic effects of extracts from *Erythrophleum suaveolens*, *Azadirachta indica*, and *Chromolaena odorata* on the durability of *Antiaris toxicaria*. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64(2), 97-103.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2009.08.005>
- Brocco, V., Paes, J., Gonçalves L., Brazolin S. y Chaves, M.** (2017). Potential of teak heartwood extracts as a natural wood preservative. *Journal of Cleaner Production*, 142(4), 2093-2099.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.074>
- Dawson, B. y Morrell, J.** (1990). Effects of chemical pre-treatment of douglas-fir heartwood on efficacy of potential bioprotection agents. *The International Research Group on Wood Preservation*. Document N° IRG/WP/1440.
- Doppelreiter, H. y Koriototh, M.** (1978). Inhibition of development of the subterranean termites *Heterotermes indicola* and *Reticulitermes Flavipes* caused by diflubenzuron (Dimilin®). *Holzforchung*, 32, 103-109.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1981.tb04461.x>
- Eaton, R. y Hale, M.** (1993). *Wood: Decay, Pests and Protection*. Londres: Chapman & Hall.
- Eller, F., Hay, W., Kirker, G., Mankowski, M. y Selling, G.** (2018). Hexadecyl ammonium chloride amylose inclusion complex to emulsify cedarwood oil and treat wood against termites and wood-decay fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 129(4), 95-101.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.01.010>
- Fengel, D. y Wegener, G.** (1984). *Wood: Chemistry, Ultrastructure and reactions*. Brelín y Nueva York: W. de Gruyter.
- Goktas, O., Mammadov, R., Duru, M., Ozen, E., Colak, M. y Yilmaz, F.** (2007). Introduction and evaluation of the wood preservative potentials of the poisonous *Sternbergia candidum* extracts. *African Journal of Biotechnology*, 6(8), 982-986.
<https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2008.07.1558>
- Gómez, L., Díaz, M., Velásquez, J., Toro, M., Márquez, A. y Castro, F.** (2011). Resistencia natural al deterioro de especies latifoliadas de la Guayana Venezolana. *Revista Copérnico*, 7(14), 5-11.
<https://doi.org/10.21829/myb.2006.1211250>
- González, R., Rosales, M., Rocha, N., Gallegos, J., Moreno, M. y Karchesy, J.** (2015). Wood preservation using natural products. *Madera y Bosques*, 21(Núm. esp.), 63-76.
<https://doi.org/10.21829/myb.2015.210427>
- Hillis, W.** (1987). *Heartwood and tree exudates*. Nueva York: Syracuse.
- Kandem, D.** (1994). Fungal decay resistance of aspen blocks treated with heartwood extracts. *Forest Products Journal*, 44(1), 30-32.
- Kokutse, A., Stokes, A., Bailleres, H., Kokou, K. y Baudasse, Ch.** (2006) Decay resistance of Togolese teak

- (*Tectona grandis* L.f) heartwood and relationship with color. *Trees*, 20(2), 219–223.
<https://doi.org/10.1007/s00468-005-0028-0>
- Kwaśniewska-Sipa, P., Coftaa G. y Nowak, P.** (2018). Resistance of fungal growth on Scots pine treated with caffeine. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 132(7), 178-184. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.03.007>
- Mora, N. y Encinas, O.** (2001). Evaluación de la durabilidad natural e inducida de *Pterocarpus acapulcensis*, *Tabebuia serratifolia* y *Pinus caribaea*, en condiciones de laboratorio. *Revista Forestal Venezolana*, 45(1), 23-31.
- Nagadesi, P. y Arya, A.** (2013). Delignification pattern of wood decay by white rot fungi in teak (*Tectona grandis* L. f.). *Journal of the Indian Academy of Wood Science*, 10(1), 1-8.
<https://doi.org/10.1007/s13196-013-0085-8>
- Onuorah, E.** (2000). The wood preservative potentials of heartwood extracts of *Milicia excelsa* and *Erythrophleum suaveolens*. *Bioresource Technology*, 75(2), 171-173.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00165-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00165-0)
- Pant, H. y Tripathi, S.** (2011). Fumigation of wood with aluminium phosphide for protection against fungi. *Journal of Tropical Forest Science*, 23(4), 363-370.
- Peredo, M.** (1993). Preservantes antimancha alternativo al pentaclorofenato de sodio. *Chile Forestal*. Documento técnico N° 68.
- Ramírez, E., Castro, F. y Velásquez, J.** (2005). Durabilidad natural de la madera de Baraman (*Catostemma commune* Sandwith). *Revista Copérnico*, 2(3), 269-272.
- Rodrigues, A., Stien, D., Eparvier, V., Espindola, L., Beauchêne, J., Amusant, N., Leménager, N., Baudassé, Ch. y Raguin, L.** (2012). The wood preservative potential of long-lasting Amazonian wood extracts. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 75(10), 146-149.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.03.014>
- Sá R., Argolo, A., Napoleão, T., Gomes, F., Santos, N., Melo, C., Albuquerque, A., Xavier, H., Coelho, L., Bieber, L. y Paiva, P.** (2009). Antioxidant, Fusarium growth inhibition and Nasutitermes corniger repellent activities of secondary metabolites from Myracrodruon urundeuva heartwood. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(4), 470-477.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2009.01.002>
- Salem, M., Zidan, E., Mansour, M. y Abo, W.** (2016). Evaluation of usage three natural extracts applied to three commercial wood species against five common molds. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 110, 206-226.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.03.028>
- Schultz, T. y Nicholas, D.** (2000). Naturally durable heartwood: evidence for a proposed dual defensive function of the extractives. *Phytochemistry*, 54(1), 47-52.
[https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(99\)00622-6](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(99)00622-6)
- Schultz, T. y Nicholas, D.** (2002). Development of environmentally-benign wood preservatives based on the combination of organic biocides with antioxidants and metal chelators. *Phytochemistry*, 61(5), 555-560.
[https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(02\)00267-4](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(02)00267-4)
- Sen, S., Tascioglu, C. y Tirak, K.** (2009). Fixation, leachability and decay resistance of Wood treated with some commercial extracts and Wood preservatives salts. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(2), 135-141.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2008.07.007>
- Singh, T. y Singh, A.** (2012). A review on natural products as wood protectant. *Wood Science and Technology*, 46(5), 851-870.
<https://doi.org/10.1007/s00226-011-0448-5>
- Sjöström, E.** (1981). *Wood Chemistry Fundamental and Applications*. Orlando, Florida, EE. UU.
- Suttie, E. y Orsler, R.** (1996). The influence of the natural extractives of Opepe (*Nauclea diderrichii*) and African padauk (*Pterocarpus soyauxii*) timbers on their durability. *The International Research Group on Wood Preservation*. Document N° IRG/ WP/ 96-30098.
- Syofuna, A., Banana, A. y Nakabonge, G.** (2012). Efficiency of natural wood extractives as wood preservatives against termite attack. *Maderas Ciencia y Tecnología*, 14(2), 155-163.
<https://doi.org/10.4067/s0718-221x2012000200003>

- Tascioglu C., Yalcin, M., Sen, S. y Akcay, C.** (2013). Antifungal properties of some plant extracts used as wood preservatives. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85(1), 23-28.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.06.004>
- Thulasidas, P. y Bhat, K.** (2007). Chemical extractive compounds determining the brown-rot decay resistance of teakwood. *Holz als Roh-und Werkstoff*, 65, 121-124.
<https://doi.org/10.1007/s00107-006-0127-7>
- Tsoumis, G.** (1991). *Science and technology of wood. structure, properties, utilization*. Nueva York: Van Nostrand Reinhold.
- Tumen, I., Eller F., Clausen C. y Teel, J.** (2013). Antifungal Activity of Heartwood Extracts from Three Juniperus species. *BioResources*, 8(1), 12-20.
<https://doi.org/10.15376/biores.8.1.12-20>
- Velásquez, J., Rojas, L. y Usubillaga, A.** (2004). Antifungal activity of naphthoquinone from *Tabebuia serratifolia* (Vahl. Nicholson). *Ciencia*, 12(1), 64-69.
- Velásquez, J., Toro, M., Rojas, L. y Encinas, O.** (2006). Actividad antifúngica in vitro de los extractivos naturales de especies latifoliadas de la Guayana Venezolana. *Madera y Bosques*, 12(1), 51-61.
<https://doi.org/10.21829/myb.2006.1211250>
- Yang, D.** (2009). Potential utilization of plant and fungal extracts for wood protection. *Forest Products Journal*, 59(4), 97-103.





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Efecto de temperaturas que simulan incendios sobre la germinación de semillas de un bosque seco tropical

Effect of temperatures that simulate fire on seed germination in a tropical dry forest

Juan Carlos Cárdenas-Salgado¹  y Camila Pizano² 

Cárdenas-Salgado, J.C. y Pizano, C. (2019). Efecto de temperaturas que simulan incendios sobre la germinación de semillas de un bosque seco tropical. *Colombia Forestal*, 22(2), 55-66.

Recepción: 5 de marzo de 2019

Aprobación: 6 de mayo de 2019

Resumen

El fuego es una perturbación recurrente pero poco estudiada en los bosques secos tropicales, en los que las semillas son la principal fuente de regeneración. En este estudio se determinó la tasa germinativa de semillas de ocho árboles del bosque seco colombiano expuestas a temperaturas elevadas que simulaban fuegos de baja (100°C) y alta incidencia (200°C) con diferentes tiempos de exposición (5 y 15 minutos). La temperatura fue el factor que mejor explicó la germinación de las semillas, mientras que el tiempo no tuvo un efecto significativo. Siete especies obtuvieron niveles de germinación similares bajo el tratamiento de 100°C y en el control, mientras que la germinación para el tratamiento de 200°C fue casi nula. Los resultados sugieren que las semillas de algunas especies de bosque seco presentan tolerancia a los incendios moderados, sin embargo, la mayoría de semillas perecerían bajo fuegos de alta incidencia.

Palabras clave: bosque seco tropical, incendios forestales, resiliencia, semillas, tasa de germinación.

Abstract

Fire is a recurring, but poorly studied disturbance in tropical dry forests, where seeds are the main source of regeneration. In this study, we measured seed germination of eight Colombian dry forest tree species under elevated temperature treatments that simulated fires of low (100°C) and high intensity (200°C) with different exposure times (5 and 15 minutes). We found that the factor that best explained seed germination was temperature, while time was not significant. Seven species germinated similarly under the treatment of 100°C and under the control, while seed germination under 200°C was almost null. These results suggest that the seeds of some dry forest species have tolerance to moderate fires, however, most seeds would perish under high intensity of fires.

Key words: tropical dry forest, fire, resilience, seed germination rate.

¹ Universidad Icesi, Departamento de Ciencias Biológicas. Cali, Valle del Cauca, Colombia. juan.cardenas3@correo.icesi.edu.co. Autor para correspondencia.

² Universidad Icesi, Departamento de Ciencias Biológicas. Cali, Valle del Cauca, Colombia. cpizano@icesi.edu.co

INTRODUCCIÓN

El bosque seco tropical (BST) es uno de los ecosistemas con mayor transformación debido a una larga historia de ocupación por sus suelos parcialmente fértiles y condiciones climáticas favorables (Pizano *et al.*, 2016). En Colombia queda el 8 % (cerca de 705 000 ha) de las 9 000 000 ha que cubría originalmente el bosque seco en el territorio nacional y los bosques que quedan están altamente fragmentados (García, Corzo, Isaacs y Etter, 2014; Pizano *et al.*, 2016; González-M *et al.*, 2018), por lo cual el BST es uno de los ecosistemas más amenazados en el país. Más aún, en el país el 65 % de las áreas que originalmente eran bosques secos y han sido transformadas, en la actualidad presentan un escenario de desertificación, lo cual indica el alto deterioro de este ecosistema (García *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2016). Sin embargo, varios estudios recientes han encontrado que los remanentes de bosque seco todavía alojan un alto número de especies de plantas endémicas (Dryflor, 2016; González-M *et al.*, 2017) y, por lo tanto, tienen un alto valor de conservación.

Las presiones que más han afectado históricamente al bosque seco incluyen el cambio climático, la fragmentación, la expansión de la agricultura y la ganadería y el fuego (Janzen, 1988; Pizano *et al.*, 2016; González-M. *et al.*, 2018). Este último se ha reconocido como una de las perturbaciones más recurrentes a nivel antrópico y natural en el BST, y su frecuencia e intensidad dependen de la estructura de la vegetación, el clima y la humedad, entre otros (Middleton, Sanchez-Rojas, Suedmeyer y Michels, 1997; Otterstrom, Schwartz y Velázquez-Rocha, 2006). De hecho, la mayoría de los incendios antrópicos en los bosques secos se debe a la presencia de pastos y matorrales invasores dentro del bosque, los cuales no solo son más inflamables, si no también más resilientes luego de un evento de fuego (D'Antonio y Vitousek, 1992; Monmany, Gould, Andrade-Núñez, González y Quiñones, 2017). Tanto gramíneas como matorrales han sido introducidos en las matrices

de ganadería y la agricultura que rodean al bosque seco (González-M *et al.*, 2018), lo cual ha generado el desplazamiento de especies nativas dentro del bosque (D'Antonio y Vitousek, 1992; Veldman, Mostacedo, Peña-Claros y Putz, 2009; Labbé, 2013). En particular, las gramíneas invasoras tienen mecanismos de reclutamiento rápido y resistencia post-incendio, por lo que el fuego fomenta su esparcimiento a través del bosque (D'Antonio y Vitousek, 1992; Otterstrom *et al.*, 2006; Labbé, 2013) y permite un aumento en la biomasa combustible (Veldman *et al.*, 2009; Veldman y Putz, 2011). De esta manera, cuantos más pastos invaden el bosque, mayor es la probabilidad de incendios; y, a mayor número de incendios, mayor es el área del bosque colonizada por los pastos (Veldman *et al.*, 2009; Veldman y Putz, 2011). Por el otro lado, una alta biomasa acumulada de pastos provoca incendios de mayor incidencia que pueden reducir la germinación de las semillas del bosque nativo, conduciendo a la degradación de estos ecosistemas (Otterstrom *et al.*, 2006; Cordell *et al.*, 2008). Efectivamente, en la mayoría de bosques secos del mundo se han registrado un incremento en la abundancia de pastos exóticos que invaden los claros, ligado a un aumento en la frecuencia, intensidad y área de los incendios en los bosques (D'Antonio y Vitousek, 1992; Veldman *et al.*, 2009; Veldman y Putz 2010).

Sin embargo, el fuego también puede beneficiar a algunas especies de plantas del bosque seco. Por ejemplo, algunos estudios como el de Otterstrom *et al.* (2006) demostraron que los incendios experimentales aumentan la densidad de plántulas en los bosques secos de Nicaragua, indicando que algunas especies son tolerantes al fuego y que poseen estrategias adaptativas para la recolonización de áreas perturbadas. En contraste, otros estudios han demostrado que son pocas las plántulas de especies que sobreviven al fuego, como lo demostraron Dokrak, Utis, Hiroshi y Nakashizuka (2004) en los bosques secos de Tailandia. Con todo, son varios los estudios que han reportado estrategias ecológicas en respuesta al fuego,

como la capacidad de rebrotar en el estadio de plántula gracias a grandes reservas de nutrientes en raíces engrosadas en los bosques secos (Bond y Parr, 2010; Bhadouria, Singh, Srivastava y Raghubanshi-Singh, 2016). Por el otro lado, algunos estudios reportan que las semillas de bosques secos, donde el fuego es recurrente, tienen integumentos gruesos que las protegen del fuego, o pueden escapar al fuego durante la época de lluvias cuando los incendios son poco probables (Khurana y Singh, 2001). Sin embargo, es poca la información que se tiene sobre cómo se ven afectadas las semillas de diferentes especies de bosque seco a incendios de diferentes intensidades. En particular, se desconoce cuál puede ser el impacto de los incendios de alta intensidad, los cuales son cada vez más frecuentes por la acumulación de biomasa de pastos exóticos en el BST, sobre la germinación de las semillas. En esta investigación se expusieron semillas de 8 especies de árboles comunes del bosque seco del Valle del Cauca a altas temperaturas que simulan fuego de baja y alta incidencia. Nuestra predicción era que las especies representativas de semillas de BST como *Ceiba pentandra* y *Erythrina poeppigiana*, (las cuales se han reportado como resistentes al fuego) (Khurana y Singh, 2001), germinarían bajo los tratamientos de alta temperatura, mientras que las demás especies, solo germinarían bajo el control.

MATERIALES Y MÉTODOS

Procedencia de las semillas

Dado que el objetivo del estudio era trabajar con especies de árboles representativas del bosque seco del Valle del Cauca, se escogieron ocho especies que han sido reportadas como abundantes en el Parque Natural Regional (PNR) El Vínculo, uno de los bosques secos mejor estudiados en la región. Las semillas fueron suministradas por Camposeeds (figura 1). El PNR El Vínculo está ubicado en el piedemonte de la cordillera Central (3° 50'

23" latitud N; 76° 18' 07" longitud W) a 3 km al sur del municipio Buga, y su altitud varía entre los 977 y los 1150 m (Torres et al., 2012). Este parque contiene el fragmento más grande de BST del valle geográfico del río Cauca (Torres et al., 2012), con una superficie de 98 ha y 58 ha de bosque seco intangible. La temperatura media anual es de 24°C y cuenta con una precipitación promedio anual de 1379 mm. El clima en esta zona tiene un comportamiento bimodal con dos periodos secos entre

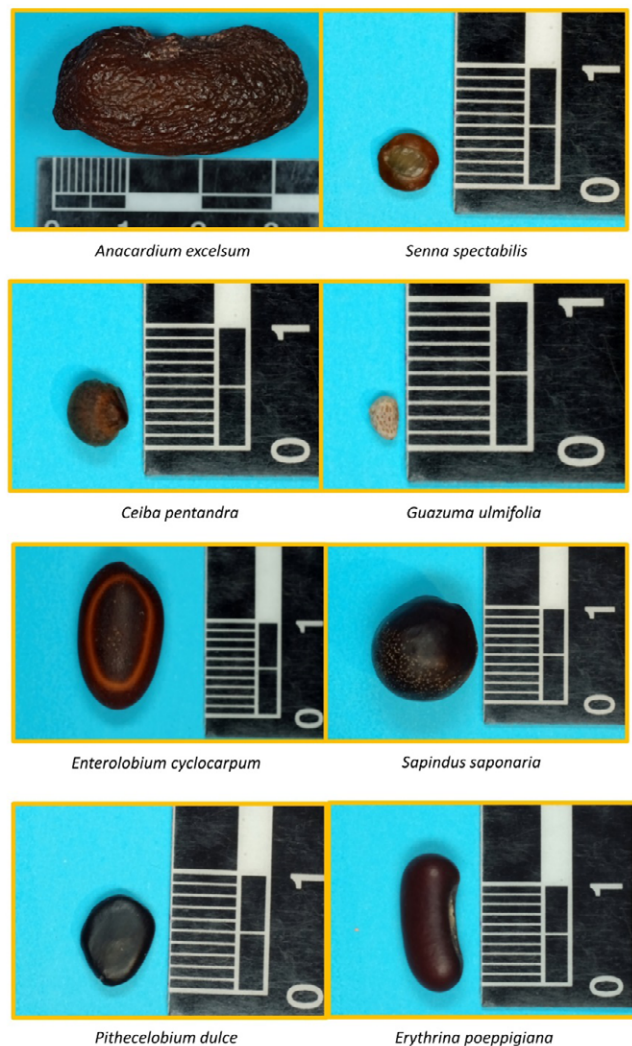


Figura 1. Semillas de especies de árboles abundantes en el Parque Natural Regional El Vínculo (Buga, Valle del Cauca) utilizadas en el experimento.

enero a abril y de julio a agosto, y dos periodos de lluvia, entre marzo a junio y de septiembre a diciembre. Estas características climáticas ubican al PNR El Vínculo en la zona de vida de BST según la escala de Holdridge (1967).

El peso seco de cada especie de semilla se estimó de 20 semillas por especie, las cuales se secaron en un horno a 60°C durante dos días y luego fueron pesadas en una balanza (tabla 1). También se le asignó el grupo ecológico a cada especie según Vargas (2012) y Henao, Torres, Tafur y Guevara (2018). Esto con la finalidad de determinar qué características podrían tener las semillas resistentes a las altas temperaturas, ya que según Romero-Saritamá y Pérez-Ruiz (2016), las semillas grandes y pesadas (alrededor de 3 mm) tienen gran cantidad de ácidos grasos y altos contenidos de humedad, por lo que suelen ser menos resistentes a altas temperaturas. Finalmente, las semillas de cada especie fueron fotografiadas con una Cámara Nikon D70S y un lente 55 mm Micro-Nikkor.

Tabla 1. Peso seco promedio (\pm desviación estándar) y grupo ecológico de las 8 especies de semillas utilizadas en el experimento.

Especies de semillas	Grupo ecológico	Peso seco (g)
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Pionera	0.633 \pm 0.07
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Pionera	0.004 \pm 0.001
<i>Sapindus saponaria</i>	Pionera Intermedia	0.698 \pm 0.096
<i>Pithecellobium dulce</i>	Pionera Intermedia	0.122 \pm 0.18
<i>Ceiba pentandra</i>	Pionera Intermedia	0.048 \pm 0.005
<i>Senna spectabilis</i>	Pionera Intermedia	0.025 \pm 0.003
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Pionera Intermedia	0.170 \pm 0.04
<i>Anacardium excelsum</i>	Pionera Intermedia	2.066 \pm 0.67

Experimento de invernadero

Las semillas (20 por especie) se sometieron a diferentes temperaturas que pretendían simular las que experimentan las semillas a una profundidad

de 3 cm en el suelo en incendios de alta y baja intensidad en un bosque seco (Kennard y Gholz, 2001). El experimento consistió de tres tratamientos: control (sin calentar), 100°C (simulando fuegos de baja intensidad), y 200°C (simulando fuego de alta intensidad). Las semillas bajo tratamientos de calentamiento se colocaron en bandejas de aluminio de 15.2 cm de largo x 12.7 cm de ancho x 5.1 cm de alto marca Darnel® con una mezcla de suelo y cascarilla de arroz, de tal manera que las semillas quedaban sobre la superficie del suelo en cada bandeja. Posteriormente, se expusieron a altas temperaturas en una cámara de calor y secado Binder modelo ED 53 (Binder GmbH) durante diferentes tiempos: 15 min y 5 min, teniendo en cuenta los resultados encontrados por Carrington (2010) y Wanthongchai, Goldammer, y Bauhus (2011) sobre la duración de incendios forestales. Tras los tratamientos respectivos, las semillas fueron sembradas en germinadores individuales en el invernadero de la Universidad Icesi con una mezcla de suelo y cascarilla de arroz con el objetivo de mejorar el drenaje. Este fue previamente autoclavado (ciclo sólido: 120°C y 15 psi durante 90 minutos) para eliminar semillas o plántulas indeseadas. La germinación (emergencia del hipocotilo por encima de la superficie del suelo) se monitoreó semanalmente durante 7 semanas.

Análisis estadísticos

Los resultados de germinación de semillas (proporción de germinación) se analizaron con el programa R (versión 3.4.0), la plataforma Rstudio (versión 1.0.143) y el paquete ggplot2 (Wickham, 2005). La germinación total para cada especie y cada tratamiento se estimó con un modelo lineal generalizado (GLM) asumiendo una distribución binomial de los datos y utilizando el criterio de información de Akaike (AIC). Bajo una distribución binomial la variable dependiente oscilaba entre 0 y 1, es decir, germinación o no germinación para cada una de las especies bajo cada tratamiento (Minitab18, 2017), y las variables independientes se definieron

como la temperatura y el tiempo de calentamiento. Los parámetros utilizados para crear los modelos fueron los siguientes:

Modelos lineales generalizados: familia de distribución binomial

- Modelo 1: Variables: Tiempo, Temperatura e interacción Tiempo - Temperatura.
- Modelo 2: Variables: Tiempo, Temperatura.
- Modelo 3: Variable: Tiempo.
- Modelo 4: Variable: Temperatura.
- Modelo nulo: No tiene en cuenta ningún parámetro.

Para definir la plausibilidad de las variables evaluadas en el experimento se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974), el cual evalúa y compara el poder de predicción de un conjunto de modelos estadísticos entre sí, estimando el que mejor se ajuste a los datos (Burnham y Anderson, 2003). Este criterio se utiliza para definir cuál de los modelos tiene el mejor ajuste con el valor de dAIC, es decir, la diferencia entre el valor de AIC de un modelo y el valor más bajo de todos los AIC. Por lo tanto, en la escala relativa de plausibilidad, los modelos con valores de dAIC en un intervalo entre 0 y 4 (rango que reduce el error tipo I), son los modelos con máxima verosimilitud para los factores que se escogieron. Considerando que los dAIC de la mayoría de los modelos se encontraban dentro de este rango (anexo 1), se utilizó el principio de parsimonia para seleccionar el modelo con menos factores que pudiera explicar la variación de los datos (Burnham y Anderson, 2003). Finalmente, se comparó la proporción de germinación para cada especie utilizando un test de proporciones de 2-muestras, el cual se concentra en establecer las diferencias que hay entre dos muestras (en este caso, la diferencia de germinación entre tratamientos). De esta manera, se evaluó si existían diferencias significativas en la germinación de semillas entre los tratamientos experimentales de control, T100, T200 utilizando un alfa (α) de 0.05.

RESULTADOS

Germinación de semillas bajo diferentes tratamientos

De las ocho especies de árboles incluidas en el experimento, siete germinaron bajo el control, mientras que de *Anacardium excelsum* solo emergió una semilla; sin embargo, su hipocotilo no se desarrolló. Dado que las semillas fueron obtenidas de un proveedor, es muy probable que las semillas de esta especie estuvieran inviables por la posible pérdida de ácidos grasos, los cuales tienden a perderse debido a un mal almacenamiento (temperatura o humedad inadecuadas) o por envejecimiento (más de dos meses a 6°C, es un almacenamiento inadecuado para esta especie) (Khurana y Singh, 2001; Morales, 2016). Como consecuencia, los resultados para esta especie no se incluyeron en la discusión.

Para las especies *Enterolobium cyclocarpum*, *Guazuma ulmifolia*, *Sapindus saponaria*, *Erythrina poeppigiana* y *Anacardium excelsum* el modelo que mejor explicó la variación de los datos fue el modelo nulo con un dAIC de (2.4, 2.4, 3.5, 3.8, 0) respectivamente (anexo 1). Es decir, que como en general estas especies presentaron una baja tasa de germinación, ninguno de los factores explicó la variación de los datos. Por otro lado, para las especies *Pithecellobium dulce*, *Ceiba pentandra*, *Senna spectabilis*, el modelo M4 fue el más viable, con un valor de dAIC de 0 (anexo 1). Dicho de otra forma, que la temperatura (variable más parsimoniosa en el intervalo dAIC de 0-4) fue el factor que mejor explicó la variación para la probabilidad de germinación de estas especies, las cuales obtuvieron una germinación de más del 20 % (*Senna spectabilis*), 50 % (*Ceiba pentandra*) y 75 % (*Pithecellobium dulce*), tanto para el control como para el tratamiento de 100°C. Dado que el factor tiempo no explicó la variabilidad de la germinación para ninguna especie, solo se compararon los resultados de germinación obtenidos para el control y los dos tratamientos de temperatura (T100 y T200).

En general, la germinación de las semillas de siete de las ocho especies, así fuera baja, fue similar para el control y bajo la temperatura de 100°C, lo que indica que la mayoría de las especies utilizadas demostró tolerancia a los tratamientos de baja intensidad. En contraste, la germinación de las ocho especies fue casi nula bajo el tratamiento de 200°C (a excepción de una semilla de *Sapindus saponaria*), lo cual sugiere que la mayoría de las especies no germinaría en presencia de incendios de alta intensidad.

DISCUSIÓN

El fuego se ha reconocido como una de las perturbaciones más recurrentes en los bosques secos dado que su frecuencia e intensidad pueden determinar la distribución y composición de estos bosques (Middleton, Sanchez-Rojas, Suedmeyer y Michels, 1997; Otterstrom, Schwartz y

Velázquez-Rocha, 2006). En particular, el fuego en los bosques secos puede ser de origen natural (Goldammer, 1993; Middleton *et al.*, 1997; Khurana y Singh, 2001; Otterstrom *et al.*, 2006) o antrópico (Goldammer, 1993; Khurana y Singh, 2001; Vieira y Scariot, 2006). Por lo anterior, varias especies son tolerantes a las altas temperaturas generadas por los incendios (Goldammer, 1993; Khurana y Singh, 2001). Sin embargo, esa tolerancia varía según la plasticidad adaptativa de las especies, la cual está ligada a su historia ecológica o al área geográfica en la que se encuentren (Khurana y Singh, 2001; Kennard y Gholz, 2001).

En contra de nuestra predicción de que solo dos especies de bosque seco (*Ceiba pentandra* y *Erythrina poeppigiana*) iban a germinar bajo tratamientos de calentamiento, en este estudio siete de ocho especies de semillas de árboles de bosque seco germinaron en el control y bajo temperaturas de 100°C (figura 2), la cuales simulaban fuegos de baja intensidad. Los análisis estadísticos

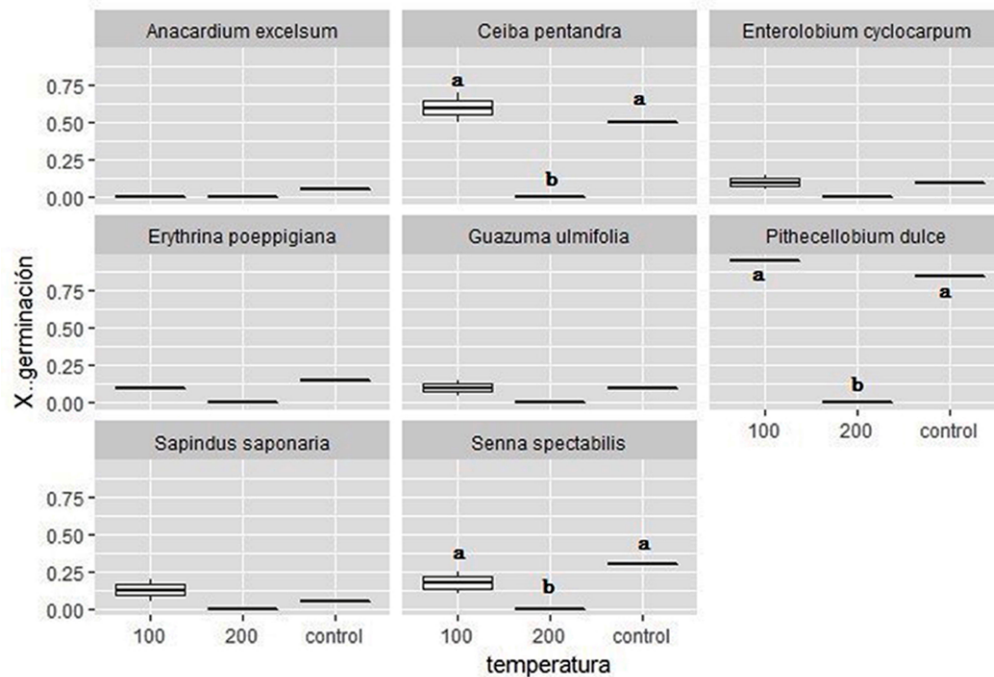


Figura 2. Proporción de germinación de cada una de las 8 especies de semillas de árboles abundantes en el Parque Natural Regional El Vínculo (Bugá, Valle del Cauca). Las letras (a y b) indican diferencias significativas entre los tratamientos.

demonstraron que la temperatura fue el único factor que explicó la variación en la germinación de tres de estas ocho especies (*Ceiba pentandra*, *Pithecellobium dulce* y *Senna spectabilis*), la cual fue igualmente alta para el tratamiento de 100°C y el control, mientras que su germinación fue nula para el tratamiento de 200°C (figura 2). Esto sugiere que las semillas de estas especies son resistentes a incendios de baja incidencia (Kennard y Gholz, 2001) respectivos a disturbios naturales en los bosques secos tropicales (Goldammer, 1993; Middleton et al., 1997; Khurana y Singh, 2001; Otterstrom et al., 2006).

Cabe resaltar que estas tres especies son pioneras intermedias y tienen semillas que pesan menos de 1 gramo (tabla 1), lo cual, según Romero-Saritamá y Pérez-Ruiz (2016) indica que tienen una tendencia ortodoxa. Es decir, que poseen bajos contenidos de humedad y una testa dura-impermeable, lo cual restringe la pérdida de humedad y, por consiguiente, son más resistentes a altas temperaturas (Gómez-González, Torres-Díaz, Bustos-Schindler y Gianoli, 2011).

Otras especies como *Enterolobium cyclocarpum*, *Guazuma ulmifolia* y *Sapindus saponaria* también tienen semillas pequeñas (menos de 1 g) pero mostraron una baja germinación, probablemente debido a que estaban viejas y, por lo tanto, inviábiles. No obstante, los valores de germinación fueron similares para el control y en el tratamiento de 100°C al igual que las tres especies que sí respondieron a los tratamientos (*Ceiba pentandra*, *Pithecellobium dulce* y *Senna spectabilis*). Estos resultados pueden estar relacionados con el hecho de que cerca del 90 % de las semillas de bosque seco son ortodoxas, lo cual puede estar asociado al hecho de que estos bosques presentan climas secos con altas temperaturas y poca humedad, los cuales pueden favorecer los incendios (Gómez-González et al., 2011; Romero-Saritamá y Pérez-Ruiz, 2016). Es decir, que presiones selectivas como el fuego han condicionado la ecología de las especies del bosque seco y, por ende, a los rasgos morfológicos y fisiológicos de sus semillas (Gómez-González et al.,

2011). Por ejemplo, las altas temperaturas pueden escarificar la testa de algunas semillas, lo cual promueve su germinación. Esta escarificación puede ser similar a la escarificación química de la digestión animal. De hecho, Gómez-González, Cavieres y Pausas (2017) proponen que algunas leguminosas como *Senna spectabilis* y *Pithecellobium dulce* pueden ser tolerantes al fuego porque generalmente son dispersadas por animales, y la digestión intestinal es similar al choque térmico producido por el fuego. Por el otro lado, estudios como los de Gómez-González et al. (2011), han demostrado que las semillas pequeñas y redondas tienden a ser más tolerantes a las altas temperaturas porque por su tamaño y forma, se les facilita enterrarse en el banco de semillas en el suelo, donde pueden evitar choques térmicos repentinos como los ocasionados por incendios superficiales (Bond, Honig y Maze, 1999; Hanley, Unna y Darvill, 2003).

En contraste con el tratamiento de 100°C, solo una semilla de *Sapindus saponaria* germinó bajo el tratamiento de 200°C (figura 2), el cual simulaba fuegos de alta incidencia recurrentes en bosques secos con una alta abundancia de pastos y arbustos introducidos. Por lo que se puede suponer que temperaturas tan altas pueden provocar daños al embrión, tal y como lo demostraron Kennard y Gholz (2001) y Viera y Scariot (2006), quienes establecieron que los incendios de alta intensidad causan una disminución del 93 % de la densidad de semillas y un 81 % en la riqueza de semillas en el banco de semillas de BST. Por el otro lado, estudios recientes en los bosques secos del Valle del Cauca han demostrado que las especies herbáceas son abundantes en los bancos de semillas de estos bosques (Cárdenas, 2018; Erazo, 2016). Esto sugiere un proceso de sabanización del bosque seco en esta región (Janzen, 1988; D' Antonio y Vitousek, 1992; Veldman y Putz, 2011), el cual puede ir ligado a una alta ocurrencia de incendios de alta incidencia que pueden afectar de manera negativa a las especies nativas de bosque seco (Veldman et al., 2009; Veldman y Putz, 2010; Veldman y Putz, 2011). Gómez-González et al. (2017) también

mencionan que la gran cantidad de combustible generado por las especies de pastos inflamables produce fuegos intensos que amenazan seriamente los bancos de semillas donde aguardan las especies nativas para regenerar el área.

El caso de *Sapindus saponaria* es interesante porque esta especie empezó a germinar a partir de la cuarta semana, lo cual indica una germinación retrasada que puede estar relacionada con el hecho de que sus semillas tienen testa dura y, por ello, hidratación e intercambio de gases restringidos (Norden, Daws, Antoine, Gonzalez, Garwood y Chave, 2009). Estas características también podrían explicar por qué fue la única especie que mostró emergencia en el tratamiento de 200°C, y, por lo tanto, sería la única especie que podría sobrevivir a eventos de fuego de alta incidencia. Sin embargo, estos resultados se deben interpretar con precaución por el reducido número de semillas utilizado en el experimento y las pocas semillas que germinaron. Por el otro lado, las semillas de *Guazuma ulmifolia*, *Sapindus saponaria*, *Enterolobium cyclocarpum* y *Erythrina poeppigiana* tuvieron pocos individuos emergentes, y por ende no tuvieron una respuesta significativa a los tratamientos. Especulamos que estas semillas estaban inviables porque estaban envejecidas, o habían experimentado un mal almacenamiento con temperaturas o humedad inadecuados (Romero-Saritama y Pérez-Ruiz, 2016). Es necesario realizar nuevas investigaciones con un mayor número de especies de plantas de bosque seco y mayor replicación. Estos estudios serían pertinentes dada la necesidad de encontrar especies que sean resistentes a factores como el fuego para ser utilizadas en ejercicios de restauración de bosque seco (Otterstrom et al., 2006).

CONCLUSIONES

Dado que las semillas representan el potencial regenerativo de los bosques secos, estudiar su ecología es fundamental para entender los procesos como el reclutamiento de plantas y la sucesión, así

como para asegurar el éxito de diferentes esfuerzos de restauración (Khurana y Singh, 2001). En este estudio siete de ocho especies germinaron bajo temperaturas de 100°C, lo cual sugiere que presentan tolerancia hacia los incendios de baja intensidad, relacionados con incendios naturales. En contraste, solo una semilla de una especie (*Sapindus saponaria*) germinó bajo el tratamiento de 200°C, indicando que las semillas de la mayoría de especies de bosque seco no sobrevivirían a incendios de alta incidencia típicos de bosques intervenidos con alta frecuencia de especies inflamables como los pastos. Es decir, que de seguir la presente tendencia de degradación del bosque seco y el incremento de las presiones antropogénicas como el fuego sobre estos bosques (González-M et al., 2018), será cada vez más difícil su regeneración a partir de semillas. Como consecuencia, es necesario realizar nuevos estudios con un mayor número de especies y mayor replicación con el objetivo de encontrar especies que sean resistentes a factores de presión como el fuego para ser utilizadas en ejercicios de restauración. En particular, dado que la composición del bosque seco varía en la región (González-M et al., 2018), se deben investigar las especies más representativas de cada bosque seco para asegurar procesos de restauración más exitosos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Icesi por proporcionar los recursos económicos para llevar a cabo este estudio. A los profesores e investigadores del Herbario de la Universidad del Valle por su ayuda en la identificación de las semillas, y al Inciva por otorgarnos los permisos para realizar la recolección de muestras de semillas en el PNR El Vínculo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

J.C.C-S y C.P. planearon, diseñaron y coordinaron la investigación. J.C.C-S. analizó los datos, realizó las tablas y redactó el manuscrito; C.P. supervisó la investigación, realizó comentarios y correcciones a los borradores anteriores; Los dos autores contribuyeron en igual medida a la elaboración del manuscrito.

REFERENCIAS

- Adarve, J. B., Torres, A. M., Home, J., Vargas, J. A., Rivera, K., Duque, O. L. y González, A. M.** (2010). Estructura y riqueza florística del Parque Natural Regional el Vínculo-Buga, Colombia. *Cespedesia*, 3g2(90/91), 23-38.
- Akaike, H.** (1974). A new look at the statistical model identification. En *Selected Papers of Hirotugu Akaike* (pp. 215-222). Nueva York: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0_16
- Baskin, J. M. y Baskin, C. C.** (2014). *Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press.
- Bedoya-Patiño, J. G., Estévez-Varón, J. V. y Castaño-Villa, G. J.** (2010). Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 14(2), 77-91.
- Bhadouria, R., Singh, R., Srivastava, P. y Raghubanshi-Singh, A.** (2016). Understanding the ecology of tree-seedling growth in dry tropical environment: a management prespective. *Energy. Ecology and the Environment*, 1(5), 296-309.
<https://doi.org/10.1007/s40974-016-0038-3>
- Bolker, B. M.** (2009). *Ecological models and data in R*. Princeton University Press.
- Bond, W. R. y Parr, C. L.** (2010). Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, 143, 2395-2404.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>
- Bond, W. J., Honig, M. y Maze, K. E.** (1999). Seed size and seedling emergence: an allometric relationship and some ecological implications. *Oecologia*, 120(1), 132-136.
<https://doi.org/10.1007/s004420050841>
- Burnham, K. P. y Anderson, D. R.** (2003). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. *Springer Science & Business Media*.
- Cardenas-Salgado, J.** (2018). Efectos de altas temperaturas que simulan incendios sobre la germinación de semillas de un bosque seco tropical (trabajo de grado). Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Icesi, Cali, Colombia.
- Carrington, M. E.** (2010). Effects of soil temperature during fire on seed survival in Florida Sand Pine Scrub. *International Journal of Forestry Research*.
<https://doi.org/10.1155/2010/402346>
- Cordell, S. y Sandquist, D. R.** (2008). The impact of an invasive African bunchgrass (*Pennisetum setaceum*) on water availability and productivity of canopy trees within a tropical dry forest in Hawaii. *Functional Ecology*, 22(6), 1008-1017.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01471.x>
- D'Antonio, C. M. y Vitousek, P. M.** (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1), 63-87.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.23.1.63>
- Dokrak, M., Utis K., Hiroshi y Nakashizuka, T.** (2004). Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. *Journal of Vegetation Science*, 16, 691-700.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02311.x>
- Dryflor, B. R., Delgado-Salinas, A., Dexter, G. K., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D. y Weintritt, J.** (2016). Plan diversity patterns in Neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383-1387.
- Erazo, A. L.** (2016). Composición del banco de semillas germinable en un fragmento de bosque seco en el municipio de Patía, departamento del Cauca (proyecto de grado). Universidad del Cauca, Facultad de Ciencias Naturales, Departamento de Biología, Popayán, Cauca, Colombia.

- García, H., Corzo, G., Isaacs, P. y Etter, A.** (2014). Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: Insumos para su gestión. En C. Pizano y H. García (eds.), *El bosque seco tropical en Colombia* (cap. 8). Bogotá: Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Goldammer, J. G.** (ed.) (1993). *Tropical Forests in Transition. Ecology of Natural and Anthropogenic Disturbance Processes*. Basel, Switzerland: Birhauser-Verlag.
https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7256-0_1
- Gómez-González, S., Torres-Díaz, C., Bustos-Schindler, C. y Gianoli, E.** (2011). Anthropogenic fire drives the evolution of seed traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(46), 18743-18747.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1108863108>
- Gómez-González, S., Paula, S., Cavieres, L. A. y Pausas, J. G.** (2017). Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a germination experiment. *PLoS one*, 12(7), e0180661.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180661>
- González-M, Pizano, C., R., Aguilar, J., Aguirre J., Barbosa A., Castaño-Naranjos, A., Duque A., Franke R., Galindo R., Idarraga, A., Jurado, R.D., López, R., Nieto J., Norden N., Pérez, K., Phillips J., Repizo A., Rodríguez G., Salgado-Negret B., Torres A. B. y García H.** (2017). Monitoreo de la vegetación en los bosques secos de Colombia. En L. A. Moreno, G. I. Andrade y L. F. Ruiz-Contreras (eds.), *Biodiversidad 2016. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá, D.C., Colombia: Instituto Alexander von Humboldt.
- González-M, R., García, H., Isaacs, P., Cuadros, H., López-Camacho, R., Rodríguez N., Pérez, K., Mijares, F., Castaño-Naranjo, A., Jurado, R., Idarraga-Piedrahíta, A., Rojas, A., Vergara, H. y Pizano, C.** (2018). Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, 13(045007).
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaad74>
- Hanley, M., Unna, J. y Darvill, B.** (2003). Seed size and germination response: a relationship for fire-following plant species exposed to thermal shock. *Oecologia*, 134(1), 18-22.
<https://doi.org/10.1007/s00442-002-1094-2>
- Henao, N., Torres, A. M., Tafur, J. C. y Guevara, L.** (2018). ¿Existe un efecto de borde sobre la estructura vegetal y potencial de regeneración en fragmentos de bosque seco tropical? *Biota Colombiana*, 19(1), 3-20.
<https://doi.org/10.21068/c2018v19n01a01>
- Holdridge, L. R.** (1967). *Life zone ecology*. San José, Costa Rica: Tropical Science Center.
- Janzen, D. H.** (1988). Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystems. En E. O. Wilson (ed.), *Biodiversity* (pp. 130-136). Washington, D.C: National Academy Press.
- Kennard, D. K. y Gholz, H. L.** (2001). Effects of high-and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil*, 234(1), 119-129.
<https://doi.org/10.1023/a:1010507414994>
- Khurana, E. y Singh, J.** (2001). Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: A review. *Environmental Conservation*, 28(1), 39-52.
<https://doi.org/10.1017/s0376892901000042>
- Labbé, D. L.** (2013). Efecto del fuego sobre la viabilidad y germinación de semillas en ecosistemas Patagónicos (tesis de grado). Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Middleton, B. A., Sanchez-Rojas, E., Suedmeyer, B. y Michels, A.** (1997). Fire in a tropical dry forest of Central America: a natural part of the disturbance regime? *Biotropica*, 29(4), 515-517.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00045.x>
- Minitab, Inc.** (2018). *Minitab Statistical Software*. USA. Minitab, Inc.
<https://doi.org/10.1002/9781119975328.advert>
- Monmany, A. C., Gould, W. A., Andrade-Núñez, M. J., González, G. y Quiñones, M.** (2017). Characterizing predictability of fire occurrence in tropical forests and grasslands: the case of Puerto Rico. En S.

- Chakravarty y G. Shulka (eds.), *Forest Ecology and Conservation* (pp 77-95). InTechOPen.
<https://doi.org/10.5772/67667>
- Morales G. A.** (2016). *Plan de manejo y conservación del Caracolí (Anacardium excelsum) en la jurisdicción CAR*. Bogotá: CAR.
- Norden, N., Daws, M. I., Antoine, C., Gonzalez, M. A., Garwood, N. C. y Chave, J.** (2009). The relationship between seed mass and mean time to germination for 1037 tree species across five tropical forests. *Functional Ecology*, 23(1), 203-210.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01477.x>
- Otterstrom, S. M., Schwartz, M. W. y Velázquez-Rocha, I.** (2006). Responses to fire in selected tropical dry forest trees. *Biotropica*, 38(5), 592-598.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00188.x>
- Pizano, C., González-M, R., López, R., Jurado, R.D., Cuadros, H., Castaño-Naranjos, A., Rojas, A., Pérez, K., Vergara-Varela, H., Idarraga, A. y García, H.** (2016). El bosque seco tropical en Colombia: distribución y estado de conservación. En M. F. Gómez, L. A. Moreno, G. I. Andrade y C. Rueda (eds.), *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt.
- Rodríguez-B, S, Corzo, G., García, H., Córdoba, D., Isacs, P. y Etter, A.** (2016). Estrategias para la gestión integral de la biodiversidad. En M. F. Gómez, L. A. Moreno, G. I. Andrade y C. Rueda (eds.), *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt.
- Romero-Saritama, J. M. y Pérez-Ruíz, C.** (2016). Seed morphological traits and their implication in the ex situ conservation of woody species in Tumbesian dry forests. *Ecosistemas*, 25(2), 59-65.
<https://doi.org/10.7818/ecos.2016.25-2.07>
- Torres, A. M., Adarve, J. B., Cárdenas, M., Vargas, J. A., Londoño, V., Rivera, K., ... y González, Á. M.** (2012). Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2).
- Vargas, W.** (2012). Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana*, 13(2).
- Veldman, J. W., Mostacedo B., Peña-Claros M. y Putz F. E.** (2009). Selective logging and fire as driver of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258, 1643-1649.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.024>
- Veldman, J. W. y Putz F. E.** (2010). Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica*, 42(6), 697-703.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00647.x>
- Veldman, J. W. y Putz F. E.** (2011). Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biological Conservation*, 144, 1643-1649.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.011>
- Vieira, D. L. y Scariot, A.** (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, 14(1), 11-20.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2006.00100.x>
- Wanthongchai, K., Goldammer, J. G. y Bauhus, J.** (2011). Effects of fire frequency on prescribed fire behaviour and soil temperatures in dry dipterocarp forests. *International Journal of Wildland Fire*, 20(1), 35-45.
<https://doi.org/10.1071/wf08098>
- Wickham, H.** (2005). Ggplot2. R package version 1.14.4.

Anexo 1. Evaluación del criterio de información de Akaike para los distintos modelos estadísticos. El modelo que mejor se ajusta a los datos está resaltado en negrilla.

<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Sapindus saponaria</i>
AIC dAIC df	AIC dAIC df	AIC dAIC df
m4_ec 14.4 0.0 3	m4_gu 14.4 0.0 3	m2_ss 14.9 0.0 4
m2_ec 15.3 0.8 4	m2_gu 15.3 0.8 4	m4_ss 15.1 0.2 3
mnull_ec 16.8 2.4 1	mnull_gu 16.8 2.4 1	m1_ss 16.9 2.0 5
m1_ec 17.3 2.8 5	m1_gu 17.3 2.8 5	mnull_ss 18.4 3.5 1
m3_ec 19.1 4.7 3	m3_gu 19.1 4.7 3	m3_ss 20.3 5.4
<i>Pithecellobium dulce</i>	<i>Ceiba pentandra</i>	<i>Senna spectabilis</i>
AIC dAIC df	AIC dAIC df	AIC dAIC df
m4_pd 12.7 0.0 3	m4_cp 17.9 0.0 3	m4_sp 16.6 0.0 3
m2_pd 14.7 2.0 4	m2_cp 18.2 0.3 4	m2_sp 17.0 0.4 4
m1_pd 16.7 4.0 5	m1_cp 20.2 2.3 5	m1_sp 19.0 2.4 5
m3_pd 107.6 94.8 3	mnull_cp 60.6 42.6 1	m3_sp 25.5 8.9 3
mnull_pd 113.6 100.8 1	m3_cp 60.9 42.9 3	mnull_sp 28.4 11.7 1
<i>Erythrina poeppigiana</i>	<i>Anacardium excelsum</i>	
AIC dAIC df	AIC dAIC df	
m4_ep 13.8 0.0 3	mnull_ae 7.2 0.0 1	
m2_ep 15.8 2.0 4	m3_ae 7.9 0.7 3	
mnull_ep 17.7 3.8 1	m4_ae 7.9 0.7 3	
m1_ep 17.8 4.0 5	m2_ae 9.9 2.7 4	
m3_ep 19.6 5.8 3	m1_ae 11.9 4.7 5	





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Propagación asexual de especies endémicas y amenazadas del género *Passiflora* en los Andes colombianos

Asexual propagation of endemic and threatened species of the genus *Passiflora* in the Colombian Andes

Blanca Luz Caleño-Ruíz¹ , Gustavo Morales-Liscano² 

Caleño-Ruíz, B. L. y Morales-Liscano, G. (2019). Propagación asexual de especies endémicas y amenazadas del género *Passiflora* en los Andes colombianos. *Colombia Forestal*, 22(2), 67-82.

Recepción: 12 de enero de 2019

Aprobación: 4 de junio de 2019

Resumen

El género *Passiflora* tiene una gran representatividad en Colombia e incluye especies endémicas y amenazadas distribuidas principalmente en los Andes. Es necesario fomentar el conocimiento de estas especies y prácticas adecuadas para su conservación debido a que representan fuentes de germoplasma valiosos. Evaluamos el efecto de un tratamiento natural y uno sintético sobre el desempeño de estacas de cinco especies de *Passiflora* endémicas y amenazadas de los Andes colombianos. Ambos tratamientos promovieron la producción de raíces y el tratamiento sintético tuvo los mayores valores y una menor mortalidad. La respuesta de las estacas fue diferente entre las cinco especies y las variables medidas tuvieron valores distintos para cada una durante el desarrollo posterior a la siembra. Ambos tratamientos mejoran el desarrollo radicular de estacas de *Passiflora*, aunque el tratamiento sintético tuvo ventajas sobre el natural; sin embargo, su empleo debe estar orientado a las características de desarrollo de cada especie.

Palabras clave: ácido naftalenacético, estaca, hormona vegetal, sábila, tejido aéreo, tejido radicular.

Abstract

The *Passiflora* genus has a large representativeness in Colombia and includes endemic and threatened species distributed mainly in the Andes. It is necessary to promote knowledge of these species and appropriate practices for their conservation because they represent valuable sources of germplasm. We evaluated the effect of a natural and a synthetic treatment on the performance of stakes of five endemics and threatened species of *Passiflora* from the Colombian Andes. Both treatments promoted the production of roots and the synthetic treatment had the highest values and a lower mortality. The response of the stakes was different among the five species and the measured variables had different values for each one during the development after sowing. Both treatments improve the root development of *Passiflora* stakes, although the synthetic treatment had advantages over the natural one; however, its use must be oriented to the development characteristics of each species.

Key Words: naphthaleneacetic acid, stake, plant hormone, aloe, aerial tissue, root tissue.

¹ Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. Correo electrónico: blcalenor@correo.udistrital.edu.co, blanca.caleno@gmail.com. Autor para correspondencia

² Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. Correo electrónico: gustavmorales@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

El género *Passiflora* es de los más diversos dentro de la familia Passifloraceae, exclusivo de América y con cerca de 450 especies registradas en el trópico americano (Ulmer y MacDougal, 2004). Es el género más importante a nivel económico dentro de la familia debido a que muchas de las especies se cultivan para el consumo de frutos, para usos medicinales o como ornamentales gracias a la belleza y morfología de su flor, de la cual viene su nombre común “flor de la pasión” debido a la posición de los estambres que recuerdan la pasión de cristo (Killip, 1938; Dhawan, Dhawan y Sharma, 2004; Ulmer y MacDougal, 2004; Yockteng, D’Eeckenbrugge y Souza-Chies, 2011). En Colombia, este género es también el más representativo de la familia con 162 de las 167 especies registradas para 2007, de las cuales 58 son endémicas de Colombia (Ocampo *et al.*, 2007). Para el 2015, los registros de Bernal, Gradstein y Celis (2015) señalaron 163 especies de *Passiflora* de un total de 187 para la familia Passifloraceae en Colombia.

La región andina colombiana es considerada como la más diversa en especies de Passifloraceae, especialmente los departamentos de Antioquia, Valle del Cauca, Cundinamarca y Santander, los cuales también abarcan el área con mayor endemismo (Ocampo *et al.*, 2007). Incluso, se reconoce a los Andes del norte de Colombia y Ecuador como el centro de diversidad del género *Passiflora* debido a la diversidad de hábitats de altas elevaciones (Ocampo *et al.*, 2007; Ocampo, d’Eeckenbrugge y Jarvis, 2010; Yockteng *et al.*, 2011). Sin embargo, esta región ha sufrido un proceso de recuperación y transformación continua (Rubiano *et al.*, 2017) y aunque actualmente las mayores tasas de deforestación se concentran en otras regiones del país (Ideam, 2018), se ha demostrado que los ecosistemas andinos enfrentaron en el pasado altas tasas de deforestación (Armenteras y Rodríguez, 2014). Esto último ha sido un factor fundamental para la distribución actual de *Passiflora* y la reducción de sus hábitats, situación por

la que actualmente 29 de las 163 especies (47.3 %) está bajo alguna categoría de amenaza (Bernal *et al.*, 2015) y en su mayoría fuera de áreas protegidas (Ocampo *et al.*, 2007, 2010).

Las especies de *Passiflora* no solo tienen importancia ornamental, sino también un gran potencial fitofarmacéutico debido a los alcaloides, fenoles, flavonoides y compuestos cianogénicos que han sido reportados para el género y que tienen propiedades sedativas, vermífugas, ansiolíticas, antiespasmódicas, diuréticas y eméticas (Dhawan *et al.*, 2004; Yockteng *et al.*, 2011). Además, son fuente de germoplasma para la mejora de especies cultivadas como el maracuyá (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa* O. Deg.) o la gulupa (*Passiflora edulis* Sims var. *edulis*) que, entre otros usos, tienen las mayores aplicaciones clínicas en el mundo (Dhawan *et al.*, 2004; Yockteng *et al.*, 2011). Para Colombia, se han reportado 22 especies de las que se consumen los frutos, de las cuales 9 son comercialmente cultivadas (Ocampo *et al.*, 2007).

A pesar de su amplia importancia, el conocimiento sobre estas especies es escaso pero necesario para, entre otras cosas, conservar su germoplasma con el fin mejorar la producción agrícola, preservar el ambiente y los organismos que de ellas dependen (Yockteng *et al.*, 2011). Es por esta razón que las estrategias de conservación *ex situ* resultan indispensables para cumplir con este objetivo. Mundialmente, existen más de 2000 accesiones de germoplasma que representan cerca de 159 especies de *Passiflora* conservadas (Faleiro, Junqueira y Braga, 2005; Yockteng *et al.*, 2011) que, sumadas a los aportes en colecciones vivas de jardines botánicos, instituciones académicas, sociedades de plantas y aficionados, son un gran aporte para lograr su conservación (Yockteng *et al.*, 2011). Sin embargo, muchas de estas colecciones necesitan diversificación e inclusión de más individuos y especies silvestres preferiblemente amenazadas para garantizar variabilidad genética (Yockteng *et al.*, 2011; Castro, Oliveira, Jesus, Soares y Margarido, 2016), además de mayores

estudios en ecología, fitoquímica y genética de las mismas (Yockteng *et al.*, 2011).

Por otro lado, existe un avance considerable en la propagación de algunas especies de *Passiflora* que se enfoca principalmente en la producción a escala comercial (Parra, Carranza, Cárdenas y Miranda, 2010; Ocampo y Wyckhuys, 2012; Ozarowski y Thiem, 2013), pero muy poco en el desarrollo de técnicas de propagación que contribuyan a la conservación de estas especies (Pacheco *et al.*, 2016). Además, en muchos casos la información disponible acerca de ecología, fitoquímica, genética, propagación y manejo se concentran particularmente en *P. edulis* (Yockteng *et al.*, 2011; Ocampo y Wyckhuys, 2012), lo que significa un aporte importante, pero que debe servir como referente para estudiar otras especies, en especial si son silvestres, endémicas o amenazadas, pues son estos taxones los que necesitan ser conocidos y conservados (Yockteng *et al.*, 2011).

De esta manera, uno de los propósitos de las colecciones especializadas para la conservación (Cepac), de la línea de colecciones vivas del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis (JBB), es contribuir a la conservación *ex situ* de especies vegetales a través de la preservación e investigación (Resolución N.º 249, 2018). Estas colecciones incluyen especies de la familia Passifloraceae que han sido priorizadas de acuerdo con su distribución geográfica y altitudinal particular, además de su representatividad para el país por su grado de endemismo, estado de amenaza y usos potenciales. Así pues, es un deber para el JBB aumentar la representatividad de especies y realizar investigación en este tipo de colecciones con el fin de fortalecer su estrategia de conservación *ex situ* (Samper y García, 2001; García, Moreno, Londoño y Sofrony, 2010).

En ese sentido, para las colecciones vivas del JBB se requiere información relacionada con la propagación de especies que constantemente se traen de campo con el fin hacer más exitoso el proceso de enriquecimiento. Además, es de gran importancia conocer las técnicas más apropiadas

para la propagación de estacas de *Passiflora*, pues es el propágulo más fácil de encontrar en las expediciones que realiza la entidad, ya que no siempre se localizan frutos para obtener semillas.

Para acelerar el enraizamiento de estacas provenientes de individuos silvestres y promover el éxito de sobrevivencia de este material, se aplican comúnmente las hormonas sintéticas ácido indolbutírico (AIB) y ácido naftalenacético (ANA) (Pérez, Reynel y Manta, 2002; Oliva-Cruz, 2005; Minchala-Patiño *et al.*, 2013; Morillo *et al.*, 2016) en la parte inferior de las estacas previo a la siembra en sustrato. Sin embargo, se ha comprobado que sustancias naturales como el extracto de sábila (*Aloe vera* (L.) Burm.f.) tienen efecto exitoso en el desarrollo de raíces de las estacas (Rodríguez y Hechevarría, 2004; Giraldo, Ríos y Polanco, 2009; Borges, León, Marturet y Barrios, 2016). Estos tratamientos constituyen herramientas importantes para acelerar el crecimiento de estacas de *Passiflora*. De esta manera, los objetivos planteados en esta investigación consisten en: 1) identificar el efecto de un tratamiento sintético (ANA) y uno natural (cristales de *A. vera*) sobre el desempeño de estacas de especies de *Passiflora* endémicas y amenazadas obtenidas en poblaciones silvestres; y 2) caracterizar el desarrollo de las estacas de cada especie, posterior a la siembra, con el fin de generar recomendaciones adecuadas para el manejo de cada una durante el proceso de crecimiento, de tal manera que se incremente la probabilidad de éxito en el establecimiento y conservación *ex situ*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El montaje experimental fue realizado en el vivero del JBB, ubicado en la localidad de Engativá (Bogotá, Colombia), con una altitud de 2650 m y temperaturas que al interior del vivero alcanzan 22°C. El muestreo y recolección de material vegetal de las especies de *Passiflora* endémicas y

amenazadas fue realizado en los municipios Fosca, San Francisco y Zipacón en el departamento de Cundinamarca. Los sitios muestreados se encontraban entre los 1600 y 2500 m de altitud y 19 a 24°C de temperatura media y contaban con una vegetación transformada dentro de fincas y aledaña a carreteras y fuentes de agua (tabla 1). Para cada especie muestreada se tomaron ejemplares botánicos que fueron depositados en el Herbario del JBB.

Especies estudiadas

De acuerdo con las especies de *Passiflora* registradas para Colombia, su estado de conservación y endemismo (Ocampo *et al.*, 2007; Bernal *et al.*, 2015), así como las especies de la familia Passifloraceae que actualmente se conservan dentro de las colecciones Cepac del JBB, se priorizaron cinco especies con el fin de enriquecer la colección Cepac y contribuir a la conservación *ex situ* de especies de *Passiflora* amenazadas y endémicas del país. Tres de estas especies se encuentran catalogadas como vulnerables, de acuerdo con las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN), estas son: *P. dawei*, *P. erythrophylla* y *P. pennellii*, y dos de ellas catalogadas como de preocupación menor y endémicas de Colombia: *P. longipes* y *P. smithii*. Las cinco especies se encuentran dentro de un intervalo altitudinal entre 500 (*P. smithii*) y 3500 (*P. longipes*) m de altitud (tabla 1), principalmente sobre la cordillera oriental de los Andes (Ocampo *et al.*, 2007; Bernal *et al.*, 2015).

Muestreo en campo y recolección del material vegetal

Una vez fueron identificados los municipios en los cuales se encontraban las poblaciones de las especies priorizadas, se realizaron recorridos en las zonas rurales con el propósito de buscar las especies en sitios generalmente cercanos a corrientes de agua y bordes de carretera. Se seleccionaron individuos maduros que tuvieran tallos abundantes y se procedió a cosechar tallos que sumaran cerca de 6 m de longitud, suficientes para garantizar la cantidad de estacas necesaria. Estos tallos fueron cubiertos con periódico humedecido con agua y almacenados en bolsas plásticas con el fin de mantener su turgencia en campo. Posteriormente, en el vivero del JBB se cortaron estacas entre 15 y 20 cm de longitud, según la especie, y se dejaron como mínimo dos nudos por estaca (Otahola y Vidal, 2010). Al final se obtuvo un total de 180 estacas (36 por especie) a las cuales se les cortó dos tercios de cada hoja, cuando esta estaba presente, con el fin de evitar exceso de evapotranspiración (Hartmann y Kester, 1991).

Diseño experimental

Para el ensayo se emplearon dos tratamientos comúnmente empleados en el área de propagación del JBB: ácido naftalenacético al 0.4 % (ANA) como tratamiento sintético y extracto de cristales de sábila (*A. vera*) como tratamiento natural; también se usaron estacas que no recibieron ninguna aplicación, las cuales fueron consideradas como testigos. Se introdujo la parte basal de 60 estacas

Tabla 1. Especies estudiadas, municipio de localización y características climáticas

Especie	Municipio	Altitud (m)	Temperatura (°C)
<i>Passiflora pennellii</i> Killip	Fosca	2000	22
<i>Passiflora dawei</i> Killip	San Francisco	1600	24
<i>Passiflora smithii</i> Killip.			
<i>Passiflora erythrophylla</i> Mast.	Zipacón	2500	19
<i>Passiflora longipes</i> Juss.			

dentro de una solución con el respectivo tratamiento (ANA o cristal de sábila) por espacio de 20 minutos. Como sustrato, se empleó una mezcla de tierra negra cernida con cascarilla de arroz cruda en una proporción de 3:1; el sustrato resultante fue desinfectado con el método de pasteurización que consiste en humedecer el sustrato y someterlo a una temperatura de 60°C al interior de un horno durante una hora (Hartmann y Kester, 1991). Las estacas fueron sembradas en bolsas de 12 x 25 cm introduciendo una tercera parte de la estaca dentro del sustrato. Para cubrir todas las bolsas en las que fueron sembradas las estacas, se emplearon plásticos transparentes que fueron sellados a modo de cámara húmeda a lo largo del ensayo con el fin de aumentar la humedad relativa. Finalmente, los tratamientos se distribuyeron en un arreglo factorial de bloques completos aleatorizados (Montgomery, 2004) con cuatro bloques, 15 tratamientos y tres estacas por unidad experimental.

VARIABLES MEDIDAS

Tras 19 semanas desde el inicio del ensayo, se procedió a medir en cada una de las estacas el número total de raíces, el número de ramificaciones en una muestra aleatoria de raíz de 3 cm de longitud, la longitud de la raíz más larga (cm), el número de brotes, la longitud del brote más largo (cm), el número de hojas, el número de zarcillos y el porcentaje de sobrevivencia y mortalidad.

ANÁLISIS DE DATOS

Se realizaron pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza empleando las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Barlett del paquete stats (R Core Team, 2018) y Levene del paquete car (Fox y Weisberg, 2011). Posteriormente, se realizaron pruebas de comparación Kruskal-Wallis del paquete stats (R Core Team, 2018) para evaluar la sobrevivencia y mortalidad entre especies y tratamientos. Con el fin de determinar si los tratamientos generaron efectos en el desarrollo de estacas de cada una de

las especies de *Passiflora* evaluadas, se realizó un análisis de varianza no paramétrico de dos factores con la prueba Scheirer-Ray-Hare del paquete rcompanion (Mangiafico, 2018). Para determinar cuáles tratamientos generaron efectos sobre el crecimiento de *Passiflora* y cuáles de ellas presentaron respuestas distintas, se realizó una prueba post-hoc Dunn del paquete FSA (Ogle, Wheeler y Dinno, 2018). Adicionalmente, se estudiaron las correlaciones entre las variables evaluadas en las estacas con el método de Spearman del paquete Hmisc (Harrell y Dupont, 2018) y se elaboró un análisis de componentes principales (ACP) del paquete FactoMineR (Lê, Josse y Husson, 2008) con el fin de caracterizar el desarrollo de cada especie. Los análisis fueron realizados con el software estadístico R versión 3.5.1. (R Core Team, 2018).

RESULTADOS

Efecto de los tratamientos sobre las especies de *Passiflora*

No se encontraron diferencias entre el porcentaje de sobrevivencia y mortalidad de las estacas entre las especies (sobrevivencia K-W χ^2 : 4, p -valor: 0.406; mortalidad K-W χ^2 : 4, p -valor: 0.406) o entre los tratamientos (sobrevivencia K-W χ^2 : 2, p -valor: 0.368; mortalidad K-W χ^2 : 2, p -valor: 0.368). Sin embargo, las estacas con mayor mortalidad correspondieron a las especies *P. dawei* y *P. smithii* y aquellas que fueron tratadas con cristales de sábila (tabla 2).

Para las variables medidas en las estacas de las cinco especies de *Passiflora*, los tratamientos tuvieron un efecto diferenciado solamente en el número de raíces y en el número de hojas (tabla 3). Adicionalmente, el efecto de los tratamientos no fue distinto para las cinco especies evaluadas ya que las interacciones entre estos factores no fueron significativas, pero para todas las variables medidas en las estacas, la especie generó una respuesta diferenciada (tabla 3).

Tabla 2. Sobrevivencia y mortalidad de estacas de *Passiflora* por especie y tratamiento.

	Número de estacas muertas	Número de estacas vivas	Mortalidad (%)	Sobrevivencia (%)
Especie				
<i>P. dawei</i>	11	25	30.556	69.444
<i>P. erythrophylla</i>	7	29	19.444	80.556
<i>P. longipes</i>	8	28	22.222	77.778
<i>P. pennellii</i>	8	28	22.222	77.778
<i>P. smithii</i>	18	18	50.000	50.000
Tratamiento				
Cristal de sábila	21	39	35.000	65.000
ANA	14	46	23.333	76.667
Testigo	17	43	28.333	71.667

Tabla 3. Resultados de la prueba Scheirer-Ray-Hare para las variables medidas sobre las estacas de *Passiflora*. gl: grados de libertad, SC: suma de cuadrados, H: valor para el estadístico de prueba. En negrilla los valores significativos a un nivel de 0.05.

Factor	gl	SC	H	p-valor
Número de raíces				
Tratamiento	2	9 671	7.039	0.030
Especie	4	49 927	36.337	<0.001
Tratamiento*Especie	8	11 884	8.649	0.373
Residuales	113	103 014		
Número de ramificaciones				
Tratamiento	2	2407	1.775	0.412
Especie	4	18 995	14.004	0.007
Tratamiento*Especie	8	7570	5.581	0.694
Residuales	113	143 291		
Longitud de la raíz más larga (cm)				
Tratamiento	2	48	0.035	0.983
Especie	4	50 289	36.565	<0.001
Tratamiento*Especie	8	8 517	6.193	0.626
Residuales	113	115 813		
Número de brotes				
Tratamiento	2	2292	24.855	0.289
Especie	4	11 091	12.024	0.017
Tratamiento*Especie	8	11 180	12.122	0.146
Residuales	113	92 573		
Longitud del brote más largo (cm)				
Tratamiento	2	4673	3.397	0.183
Especie	4	103 096	74.948	<0.001
Tratamiento*Especie	8	2395	1.741	0.988
Residuales	113	64 534		
Número de hojas				
Tratamiento	2	8759	6.405	0.041
Especie	4	77 587	56.738	<0.001
Tratamiento*Especie	8	4950	3.620	0.890
Residuales	113	82 372		
Número de zarcillos				
Tratamiento	2	552	0.422	0.810
Especie	4	88 408	67.650	<0.001
Tratamiento*Especie	8	4542	3.475	0.901
Residuales	113	72 467		

Aunque no hubo diferencias significativas entre los tratamientos, el número de raíces por estaca fue mayor cuando se aplicó ANA en comparación con la aplicación de cristales de sábila y el testigo, y no hubo una diferencia significativa en el número de raíces por estaca para las que fueron tratadas con cristales de sábila (*Aloe vera*) y las testigos (figura 1a). En cuanto a la especie, *P. dawei* y *P. erythrophylla* reportaron las producciones más altas de raíces en comparación con *P. longipes*, la cual presentó la menor cantidad de raíces (figura 1b).

El número de hojas fue similar entre los diferentes tratamientos, pero las estacas tratadas con cristales de sábila presentaron el mayor número de hojas, seguidas por las estacas testigo y las que fueron tratadas con ANA (figura 1c). En cuanto a especies, las estacas de *P. longipes* presentaron un número de hojas mayor al resto de las especies, el cual fue más bajo en las estacas de las especies *P. pennellii* y *P. smithii* (figura 1d).

Desarrollo de cada especie después de la siembra

Las variables medidas en las estacas variaron de acuerdo con la especie de *Passiflora* (tabla 2, anexo 1) y para algunas se observaron correlaciones (anexo 2). En el ACP la primera dimensión estuvo correlacionada con el número de hojas (0.884.

p-valor: <0.001), el número de zarcillos (0.874. p-valor: <0.001), la longitud del brote más largo (0.797. p-valor: <0.001), el número de ramificaciones (0.501. p-valor: <0.001) y el número de brotes (0.390. p-valor: <0.001) que, de manera general, representan la construcción de tejidos aéreos en la etapa de desarrollo de la estaca; la segunda dimensión estuvo correlacionada con la longitud de la raíz más larga (0.745. p-valor: <0.001), la longitud del brote más largo (-0.410. p-valor: <0.001) y el número de raíces por estaca (-0.677. p-valor: <0.001), lo que representa la construcción de tejidos subterráneos. Ambas dimensiones acumularon una varianza de 55.95 % (figura 2).

Las estacas de las especies *P. pennellii* y *P. smithii* tuvieron un desarrollo similar debido a que ocuparon un espacio semejante en el plano factorial, el cual indica valores bajos tanto en la dimensión uno (baja construcción de tejidos aéreos) como en la dimensión dos (baja construcción de tejidos subterráneos). Sin embargo, su desarrollo se caracterizó por la producción de un bajo número de raíces largas (figura 2, anexo 1). *P. longipes* mostró un mayor desarrollo de tejidos aéreos en comparación con los subterráneos, lo cual se evidencia en valores altos para la dimensión uno y bajos para la dos, puesto que en esta última primó la construcción de pocas raíces largas (figura 2, anexo 1). Para *P. erythrophylla*, la inversión en tejidos aéreos

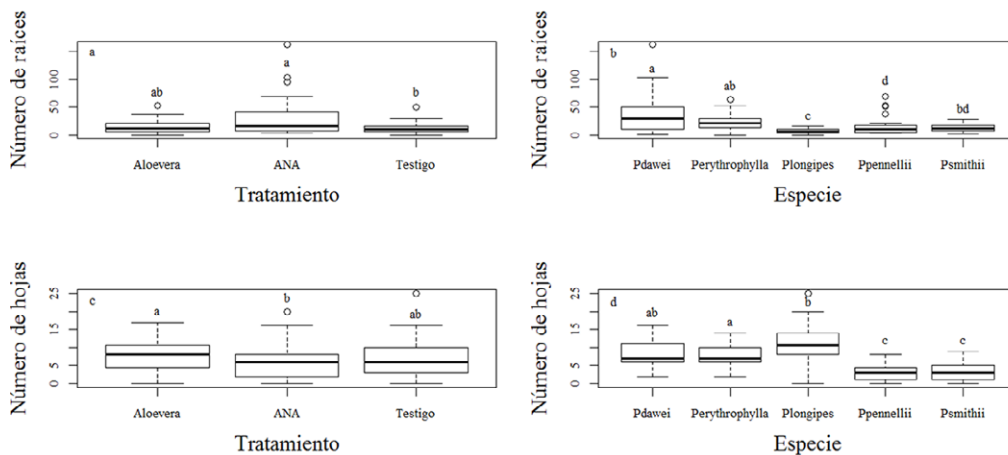


Figura 1. Número de raíces por tratamiento (a) y especie (b), y número de hojas por tratamiento (c) y especie (d). Letras no compartidas representan diferencias a un nivel de significación de 0.05.

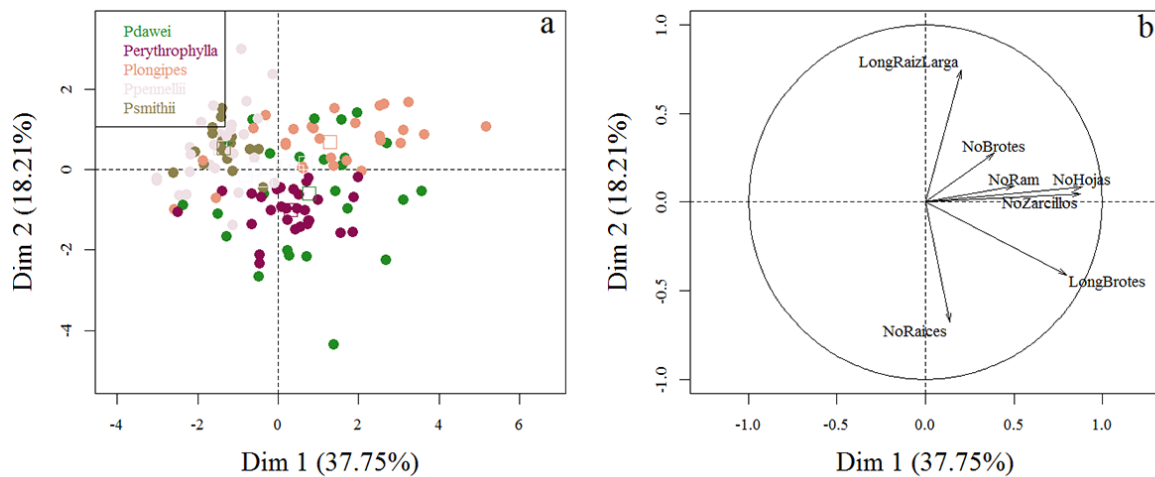


Figura 2. Análisis de componentes principales para las variables medidas en las estacas. Se presentan los individuos de cada especie (a) y las variables (b) sobre el plano factorial. LongBrotos: longitud del brote más largo (cm), LongRatizLarga: longitud de la raíz más larga (cm), NoBrotos: número de brotes, NoHojas: número de hojas, NoRaices: número de raíces, NoRam: número de ramificaciones en una muestra de raíz de 3 cm y NoZarcillos: número de zarcillos.

fue mayor que en tejidos subterráneos dando prioridad a un mayor número de raíces cortas y brotes largos (figura 2, anexo 1). Finalmente, las estacas de *P. dawei* tuvieron la mayor variación en el plano factorial para ambas dimensiones, sin embargo, esta especie mostró crecimiento de brotes largos, de pocas hojas y raíces abundantes y largas durante su desarrollo (figura 2, anexo 1).

DISCUSIÓN

Efecto de los tratamientos sobre las especies de *Passiflora*

Durante el desarrollo del ensayo, se observó un ataque de hongos fitopatógenos presentes en el suelo de los géneros *Fusarium* y *Verticillium*, a lo cual se le atribuye la mortalidad de varias estacas. Específicamente, las estacas de *P. smithii* fueron las más vulnerables a este ataque, seguidas por las estacas de *P. dawei*, especialmente cuando se aplicaron cristales de sábila (tabla 2). De esta manera, la pasteurización, método empleado para la desinfección del sustrato en el que se evitó el uso de

sustancias químicas (Hartmann y Kester, 1991), no fue muy efectivo para la eliminación de los hongos reportados, más aún cuando encontramos que varias especies propagadas en este estudio fueron susceptibles a este ataque, tal y como se ha reportado en la especie cultivada *P. edulis f. flavicarpa* (Campo-Arana y Vergara-Canedo, 2014). Así pues, es recomendable que adicional al proceso de pasteurización del sustrato y previo a la siembra de estacas, se realice una aplicación del hongo antagonista *Trichoderma* spp. para evitar el contagio de especies susceptibles (Martínez, Infante y Reyes, 2013), pues el medio en el cual se propagaron las estacas, donde hubo una alta humedad relativa, pudo ser un promotor importante para la proliferación de este tipo de hongos (Fischer y Rezende, 2008; Lima et al., 2019).

Por otra parte, los tratamientos aplicados a las estacas tuvieron efecto solamente sobre el número de raíces y el número de hojas (tabla 3, figura 1). Se observó que el ANA fue el mejor estimulante para la producción de un mayor número de raíces, aunque no difirió del tratamiento con cristales de sábila y el número de hojas fue el más bajo para las estacas tratadas con esta hormona. Esto señala que

el ANA es un tratamiento efectivo, al igual que los cristales de sábila, pero puede promover una mayor producción de raíces en estacas como se ha evidenciado en otros estudios (Otaola y Vidal, 2010; Mendoza-F, Celis-F y Pachón-S, 2012; Minchala-Patiño et al., 2013; Morillo et al., 2016) aunque, como se observó en esta investigación, es posible que la producción de tejidos aéreos como las hojas disminuya debido a la compensación que la planta realiza al producir mayores raíces (Ryser y Lambers, 1995; Ryser y Eek, 2000). No obstante, esto último depende de las características de la especie y las estrategias empleadas en la etapa de crecimiento para el desarrollo de tejidos radiculares y aéreos (MacGregor, Deak, Ingram y Malamy, 2008). Pues, mientras *P. longipes* presentó el menor número de raíces y el mayor de hojas, este no fue el mismo patrón de compensación observado en el resto de especies: muchas raíces y hojas en *P. dawei* y *P. erythrophylla* y pocas raíces y hojas en *P. pennelli* y *P. smithii*; lo anterior indica que la magnitud del efecto del tratamiento varía de acuerdo con las características de la especie y sus necesidades durante el proceso de crecimiento. Además, es recomendable que se evalúen otros factores que pueden afectar el desarrollo radicular y aéreo de estas especies, pues existe evidencia que señala que el déficit de humedad, pH y la disponibilidad de nutrientes en el suelo influyen en el crecimiento vegetativo y en procesos fisiológicos asociados con la fotosíntesis (Menzel, Simpson y Dowling, 1986; Aiyelaagbe, Fagbayide y Makinde, 2005; Niwayama e Higuchia, 2018).

A pesar de que el número de raíces no fue estadísticamente distinto entre las estacas tratadas con ANA y cristales de sábila, se observó que en términos generales el ANA promovió los mayores valores (figura 1a). Adicionalmente, la mortalidad observada en estacas tratadas con cristales de sábila fue mayor (35 %) frente a las tratadas con ANA (23.3 %), lo cual indica que a pesar de que ambos tratamientos fueron eficaces en el enraizamiento, el ANA pudo prevenir la mortalidad de un mayor número de estacas. Este resultado contradice las expectativas frente a la experiencia del JBB en el

empleo de cristales de sábila para propagar estacas de especies de *Passiflora*, pues comúnmente se consideraba el más efectivo, pero no se había probado experimentalmente. Lo anterior no quiere decir que los cristales de sábila no son un buen tratamiento, porque, además de que es una alternativa económica, se ha probado que tienen efectos importantes en el enraizamiento de otras especies e incluso mayores que las hormonas sintéticas (Rodríguez y Hechevarría, 2004; Giraldo et al., 2009; Borges et al., 2016), solo que en esta investigación se demostró que el ANA tuvo ciertas ventajas sobre el enraizamiento de especies de *Passiflora*.

Si bien los métodos de propagación asexual convencionales se emplean con menos frecuencia recientemente, y en el caso de especies de *Passiflora* el método más estudiado es la micropropagación (Isutsa, 2004; Carneiro y Sampaio, 2005; Yockteng et al., 2011; Ozarowski y Thiem, 2013; Shekhawat, Kannan, Manokari y Ravindran, 2015; Castro et al., 2016; Pacheco et al., 2016), los resultados de esta investigación representan un aporte importante a las necesidades que actualmente demanda la conservación *ex situ* de estas especies en los jardines botánicos (García et al., 2010; Samper y García, 2001). Específicamente, nuestros resultados aportan en la mejora del conocimiento y el proceso de propagación de especies de *Passiflora* endémicas y amenazadas en los Andes colombianos empleando métodos fáciles de aplicar y evaluar.

Desarrollo de cada especie después de la siembra

Se encontró que cada especie presentó un desarrollo particular que influyó en la mayoría de variables medidas tanto en los tejidos aéreos como subterráneos (tabla 2, figura 2), lo cual es una respuesta independiente al tratamiento aplicado y al propósito buscado con el mismo. Específicamente, encontramos especies de bajo desarrollo de tejidos aéreos, de pocas, pero largas raíces (*P. pennelli* y *P. smithii*), especies de alto desarrollo de tejidos aéreos, pero con un desarrollo radicular bajo

en cantidad o longitud de raíces (*P. longipes* y *P. erythrophylla*) y una especie que presentó estacas de desarrollo variable pero similar tanto en los tejidos aéreos como subterráneos (*P. dawei*).

Es posible que el efecto de las condiciones ambientales experimentales haya tenido un efecto sobre la respuesta en el desarrollo de las estacas para cada especie con respecto a las condiciones de hábitat natural (Leimu y Fischer, 2008). Por ejemplo, *P. pennelli* y *P. smithii* son especies que crecen en altitudes bajas (500 a 2000 m) en comparación con *P. longipes* y *P. erythrophylla* que habitan zonas más altas (1600 a 3500 m) (Ocampo et al., 2007; Bernal et al., 2015), lo cual podría explicar que las primeras hayan tenido un bajo y las segundas un alto desarrollo de tejidos aéreos que fue favorecido por el sitio en el que fueron propagadas sus estacas, a 2600 m de altitud y con temperaturas que no superaron los 22°C. Sin embargo, este posible efecto debe ser evaluado en el futuro para determinar el impacto de condiciones *ex situ* sobre el crecimiento de especies de *Passiflora*.

A su vez, es posible que la diferenciación en la inversión de tejidos radiculares y aéreos haya sido causa de la respuesta fenotípica de las especies ante la modificación de las condiciones ambientales naturales a artificiales (Ryser y Lambers, 1995; Ryser y Eek, 2000). Esto ocurre especialmente en las especies de altitudes bajas, *P. pennelli* y *P. smithii* que, comparadas con *P. longipes* y *P. erythrophylla*, tienen tallos más gruesos y hojas más gruesas y lobuladas con un costo y tiempo mayor de construcción, por lo cual las condiciones ambientales de propagación diferentes a su hábitat natural, pudieron afectar el desarrollo de tejidos aéreos y fomentar el de tejidos radiculares (Ryser y Eek, 2000; Leimu y Fischer, 2008). Por el contrario, la respuesta fenotípica de las estacas de *P. dawei* fue particular, pues su variabilidad en el desarrollo y la alta producción casi similar de tejidos aéreos y radiculares en condiciones distintas a su hábitat natural muestra que este método de propagación hace a la especie altamente competitiva (Ryser y Lambers, 1995) con un buen potencial de

adaptación en etapa juvenil para la posterior conservación *ex situ*.

En vista de esto, se deben considerar las particularidades de cada especie y sus preferencias fisiológicas de desarrollo al momento de definir un tratamiento de propagación y el objetivo que se persigue con este. Para esto, se ha demostrado la influencia de hormonas en el desarrollo de distintos tejidos de las plantas, entre estas, se reconoce el efecto de las auxinas sobre el desarrollo radicular (Péret et al., 2009; Lavenus et al., 2013), las citoquininas en la formación de nuevos brotes, diferenciación de tallos y consecuente reducción de dominancia apical y las giberelinas que, al contrario, favorecen la dominancia apical y el crecimiento en altura (Jordán y Casaretto, 2007; Taiz, Zeiger, Moller y Murphy, 2017). De manera que, de acuerdo con el objetivo de propagación, es recomendable que se evalúe el empleo de citoquininas y giberelinas en estacas de especies caracterizadas por bajo desarrollo de tejidos aéreos como fue el caso de estacas de *P. pennelli* y *P. smithii* con el fin de identificar posibles mejoras en el desarrollo de estos tejidos. Además, se sugiere comparar distintas concentraciones de auxinas en estacas de especies caracterizadas por bajo desarrollo de tejidos radiculares como *P. longipes* y *P. erythrophylla* con el propósito de mejorar su desarrollo radicular durante el proceso de propagación.

CONCLUSIONES

Los tratamientos empleados sobre las estacas de especies de *Passiflora* (ANA y cristales de sábila) tuvieron efecto en el número de raíces y hojas, pero la magnitud del efecto fue distinta para cada especie. Las estacas tratadas con ANA presentaron un mayor número de raíces que las tratadas con cristales de sábila y, adicionalmente, mostraron la menor mortalidad. Así pues, se recomienda el empleo de esta hormona para la propagación de estacas de *Passiflora* cuando se requiere aumentar la producción de raíces, pero se sugiere también el empleo de cristales de sábila como una alternativa mucho más económica y natural que

promueve resultados similares en el enraizamiento de estacas. Conviene subrayar que es fundamental la previa desinfección del sustrato y la aplicación de hongos antagonistas de *Fusarium* spp. y *Verticillium* spp., los cuales infectaron las estacas de las especies evaluadas en este estudio y se identificó a *P. smithii* y *P. dawei* como las más vulnerables.

Durante el proceso de desarrollo de las estacas, *P. pennelli* y *P. smithii* se caracterizaron por un bajo desarrollo de tejidos aéreos con pocas raíces largas, *P. longipes* y *P. erythrophylla* por un alto desarrollo de tejidos aéreos y bajo desarrollo radicular en cantidad y longitud de raíces respectivamente, lo cual pudo deberse a diferencias en la plasticidad de cada especie como respuesta a las condiciones artificiales impuestas durante la propagación y que tuvieron diferencias con la zona de hábitat natural. Debido al desarrollo similar de tejidos aéreos y radiculares de las estacas de *P. dawei* y a su variabilidad entre individuos, el método de propagación asexual empleado hace que la especie sea la más competitiva en su estado juvenil entre las cinco evaluadas con un buen potencial de adaptación para la posterior conservación *ex situ*.

Para definir tratamientos de propagación, se recomienda considerar las características y requerimientos particulares de cada especie con el fin de cubrir sus necesidades en la etapa de desarrollo de los propágulos. Para la propagación de estacas de *P. pennelli* y *P. smithii* es recomendable realizar ensayos con citoquininas y giberelinas con el fin de mejorar el bajo desarrollo de tejidos aéreos que presentaron. En el caso de *P. longipes* y *P. erythrophylla* se sugiere evaluar si diferencias en la concentración de auxinas mejoran el bajo desarrollo radicular observado en este estudio, de manera que se optimice el proceso de desarrollo de las estacas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada en la línea de colecciones vivas, sublínea Cepac-Passifloraceae, de la subdirección científica bajo los contratos de

prestación de servicios 296-2018 y 624-2018 con el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Los autores expresan agradecimientos especiales al operario César Molina y al profesional Kristian Rubiano por su apoyo en el montaje del ensayo y medición de variables, al técnico Álvaro Díaz por su apoyo en la identificación de los hongos fitopatógenos que afectaron las estacas de *Passiflora*, y al operario Miguel Quintero por facilitar el espacio para el montaje del ensayo dentro del Jardín.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

B.L. C-R. y G. M-L. planearon y diseñaron la investigación, coordinaron y llevaron a cabo la investigación en el terreno, analizaron los datos y redactaron el manuscrito.

Ambos autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores..

REFERENCIAS

- Aiyelaagbe, I. O. O., Fagbayide, J. A. y Makinde, A. I.** (2005). Agriculture Effects of N fertilization on the vegetative growth of passion fruit (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa*) seedlings. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 3(3 y 4), 62-64.
- 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>
- Bernal, R., Gradstein, S. y Celis, M.** (2015). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Recuperado de <http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co/es/>
- Borges, J. A., León, M., Marturet, E. y Barrios, M.** (2016). Fitoestimulación en estacas de morera

- (*Morus alba* L.) mediante extractos vegetales. *Bioagro*, 28(3), 215-219.
<https://doi.org/10.1007/s00192-013-2125-8>
- Campo-Arana, R. O. y Vergara-Canedo, L. S.** (2014). Evaluación de la resistencia de la población de maracuyá amarillo (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa*. Degener), de San Isidro, Córdoba, a la marchitez vascular (*Fusarium* spp.). *Fitopatología Colombiana*, 38(2), 39-42.
<https://doi.org/10.18257/raccefyn.5>
- Carneiro, M. L. y Sampaio, M.** (2005). 17.1 *Passiflora* spp. Passionfruit. En R. Litz (ed.), *Biotechnology in Agriculture Series No. 29 Biotechnology of fruit and nut crops* (pp. 436-453). Cambridge, EE. UU.: CAB International.
<https://doi.org/10.1079/9780851996622.0436>
- Castro, J. A., Oliveira, E. J., Jesus, O. N., Soares, T. L. y Margarido, G. R. A.** (2016). Molecular markers for conservation genetic resources of four *Passiflora* species. *Scientia Horticulturae*, 212, 251-261.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.10.005>
- Dhawan, K., Dhawan, S. y Sharma, A.** (2004). *Passiflora*: A review update. *Journal of Ethnopharmacology*, 94, 1-23.
<https://doi.org/10.1016/j.jep.2004.02.023>
- Faleiro, F. G., Junqueira, N. T. V. y Braga, M. F.** (2005). *Maracujá germoplasma e melhoramento genético*. Planaltina-DF, Brasil: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Cerrados, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
[https://doi.org/10.17138/tgft\(1\)95-96](https://doi.org/10.17138/tgft(1)95-96)
- Fischer, I. H., y Rezende, J. A. M.** (2008). Diseases of Passion Flower (*Passiflora* spp.). *Pest Technology*, 2(1), 1-9.
- Fox, J. y Weisberg, S.** (2011). An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. Recuperado de
<http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- García, H., Moreno, L., Londoño, C. y Sofrony, C.** (2010). *Estrategia nacional para la conservación de plantas actualización de los antecedentes normativos y políticos, y revisión de avances*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt y Red Nacional de Jardines Botánicos.
<https://doi.org/10.21068/d100818oc>
- Giraldo, L., Ríos, H. y Polanco, M.** (2009). Efecto de dos enraizadores en tres especies forestales promisorias para la recuperación de suelos. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental RIAA*, 0(1), 41-47.
<https://doi.org/10.22490/21456453.1966>
- Harrell, F. Y Dupont, C.** (2018). *Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.1-1*. Recuperado de
<https://cran.r-project.org/package=Hmisc>
- Hartmann, H. y Kester, D.** (1991). *Propagación de plantas principios y prácticas*. México D.F.: Compañía Editorial Continental.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).** (2018). 17 Boletín de detección temprana de deforestación cuarto trimestre octubre – diciembre 2018. Bogotá, D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). Recuperado de:
http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023856/17_BoletinAT-D.pdf
- Isutsa, D. K.** (2004). Rapid micropropagation of passion fruit (*Passiflora edulis* Sims.) varieties. *Scientia Horticulturae*, 99(3-4), 395-400.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2003.08.002>
- Jordán, M. y Casaretto, J.** (2007). Hormonas y reguladores del crecimiento: auxinas, giberelinas y citoquininas. En F. Saqueo y L. Cardemil (eds.), *Fisiología Vegetal* (pp. 1-28). La Serena, Chile: Ediciones Universidad de La Serena.
- Killip, E.** (1938). The American Species of Passifloraceae Field Museum of Natural History Publication. *Botanical Series*, 19(1,2), 1-613.
- Lavenus, J., Goh, T., Roberts, I., Guyomarc'h, S., Lucas, M., De Smet, I.,... Laplaze, L.** (2013). Lateral root development in Arabidopsis: Fifty shades of auxin. *Trends in Plant Science*, 18(8), 1360-1385. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2013.04.006>
- Lê, S., Josse, J. y Husson, F.** (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1-18.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.007>

- Leimu, R. y Fischer, M.** (2008). A meta-analysis of local adaptation in plants. *PLoS ONE*, 3(12), 1-8.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004010>
- Lima, L. K. S., de Jesus O. N., Soares, T. L., de Oliveira, S. A. S., Haddad, F. y Girardi, E. A.** (2019). Water deficit increases the susceptibility of yellow passion fruit seedlings to Fusarium wilt in controlled conditions. *Scientia Horticulturae*, 243, 609-621.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.09.017>
- MacGregor, D. R., Deak, K. I., Ingram, P. A. y Malamy, J. E.** (2008). Root System Architecture in Arabidopsis Grown in Culture Is Regulated by Sucrose Uptake in the Aerial Tissues. *The Plant Cell*, 20, 2643-2660.
<https://doi.org/10.1105/tpc.107.055475>
- Mangiafico, S.** (2018). rcompanion: Functions to Support Extension Education Program Evaluation. R package version 2.0.3. Recuperado de:
<https://cran.r-project.org/package=rcompanion%0A%0A>
- Martínez, B., Infante, D. y Reyes, Y.** (2013). *Trichoderma* spp. y su función en el control de plagas en los cultivos. *Revista de Protección Vegetal*, 28(1), 1-11.
- Mendoza-F, C., Celis-F, A. y Pachón-S, M. E.** (2012). Evaluation of Propagation Methods by Seeds and Cuttings in Piper aduncum (Piperaceae). *Acta Horticulture*, 964, 129-134.
<https://doi.org/https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2012.964.16>
- Menzel, C. M., Simpson, D. R. y Dowling, A. J.** (1986). Water relations in passionfruit: Effect of moisture stress on growth, flowering and nutrient uptake. *Scientia Horticulturae*, 29, 239-249.
[https://doi.org/10.1016/0304-4238\(86\)90067-1](https://doi.org/10.1016/0304-4238(86)90067-1)
- Minchala-Patiño, J., Eras Guaman, V. H., Muñoz Chamba, L., Yaguana Arevalo, M., Poma Angamarca, R. y Delgado Paredes, G.** (2013). Propagación sexual y asexual de cuatro especies forestales nativas y promisorias de la Región Sur del Ecuador. *Cedamaz*, 3(1), 5-15.
- Montgomery, D.** (2004). *Diseño y análisis de experimentos*. México D.F.: Editorial Limusa, S.A. de C.V. Grupo Noriega Editores.
- Morillo, L. F., Eras, V. H., Moreno, J., Minchala, J., Muñoz, L., Yaguana, M.,... Sinche, M.** (2016). Estudio fenológico y propagación de *Bursera graveolens* (Kunth) Triana & Planch, en la comunidad de Malvas, cantón Zapotillo, provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero*, 6(2), 1-15.
- Niwayama, S. y Higuchia, H.** (2018). Effects of soil pH on the root growth of passion fruit and the mechanism of mineral uptake. *Acta Horticulturae*, 1217, 111-119.
<https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2018.1217.14>
- Ocampo, J., D'Eeckenbrugge, G. C., Restrepo, M., Jarvis, A., Salazar, M. y Caetano, C.** (2007). Diversity of Colombian Passifloraceae: biogeography and an updated list for conservation. *Biota Colombiana*, 8(1), 179-207.
<https://doi.org/10.21068/bc.v8i1.181>
- Ocampo, J., d'Eeckenbrugge, G. C. y Jarvis, A.** (2010). Distribution of the genus *Passiflora* L. Diversity in Colombia and its potential as an indicator for biodiversity management in the coffee growing zone. *Diversity*, 2(11), 1158-1180.
<https://doi.org/10.3390/d2111158>
- Ocampo, J. y Wyckhuys, K. A. G.** (2012). *Tecnología para el cultivo de la Gulupa en Colombia (Passiflora edulis f. edulis Sims)*. Bogotá D.C., Colombia: Centro de Bio-Sistemas de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, Centro Internacional de Agricultura Tropical-CIAT y Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.
[https://doi.org/10.17138/tgft\(2\)130-132](https://doi.org/10.17138/tgft(2)130-132)
- Ogle, D., Wheeler, P. y Dinno, A.** (2018). *FSA: Fisheries Stock Analysis*. R package version 0.8.22. Recuperado de: <https://github.com/droglenc/FSA>
- Oliva-Cruz, C. A.** (2005). Efecto de fitoreguladores enraizantes y la temperatura en el enraizamiento de estacas de *Myrciaria dubia* (HBK) MC Vaugh, camu camu arbustivo, en Ucayali-Perú. *Folia Amazónica*, 14(2), 19-25.
<https://doi.org/10.24841/fa.v14i2.141>
- Otahola, V. y Vidal, G.** (2010). Efecto de las características de la estaca y la utilización de ANA en la propagación de parchita (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa* Deg.). *Revista Científica UDO Agrícola*, 10(1), 29-35.
<https://doi.org/10.21640/ns.v8i17.497>

- Ozarowski, M. y Thiem, B.** (2013). Progress in micro-propagation of *Passiflora* spp. to produce medicinal plants: A mini-review. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*, 23(6), 937-947.
<https://doi.org/10.1590/S0102-695X2013000600011>
- Pacheco, G., Simão, M. J., Vianna, M. G., Garcia, R. O., Vieira, M. L. C. y Mansur, E.** (2016). In vitro conservation of *Passiflora*—A review. *Scientia Horticulturae*, 211, 305-311.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.09.004>
- Parra, M., Carranza, C., Cárdenas, J. y Miranda, D.** (2010). *Memorias Primer Congreso Latinoamericano de Passiflora*. Neiva, Huila, Colombia: Corporación Centro de Investigación para la Gestión Tecnológica de Passiflora del Departamento del Huila.
<https://doi.org/10.22507/pml.v11n2a9>
- Péret, B., De Rybel, B., Casimiro, I., Benková, E., Swarup, R., Laplaze, L.,... Bennett, M. J.** (2009). Arabidopsis lateral root development: an emerging story. *Trends in Plant Science*, 14(7), 399-408.
<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2009.05.002>
- Pérez, R., Reynel, C. y Manta, M.** (2002). Dendrología y propagación vegetativa de *Acacia horrida* (“huaranguillo”) mediante estacas inducidas en tres sustancias enraizantes, usando sustratos. *Ecología Aplicada*, 1(1), 9-12.
<https://doi.org/10.21704/rea.v1i1-2.223>
- R Core Team.** (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://www.r-project.org/>
- Resolución N° 249** Por la cual se actualiza y adopta el Plan de Investigaciones del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis 2018-2028. Bogotá D.C., Colombia, 27 de julio de 2018.
<https://doi.org/10.17151/luaz.2017.45.11>
- Rodríguez, H. y Hechevarría, I.** (2004). Efectos estimulantes del crecimiento de extractos acuosos de plantas medicinales y gel de *Aloe vera* (L.) N. L. Burm. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 9(2), 1-8.
<https://doi.org/10.18636/ribd.v30i1.296>
- Rubiano, K., Clerici, N., Norden, N. y Etter, A.** (2017). Secondary Forest and Shrubland Dynamics in a Highly Transformed Landscape in the Northern Andes of Colombia (1985–2015). *Forest*, 8(6), 216.
<https://doi.org/10.3390/f8060216>
- Ryser, P. y Lambers, H.** (1995). Root and leaf attributes accounting for the performance of fast- and slow-growing grasses at different nutrient supply. *Plant and Soil*, 170(2), 251-265.
<https://doi.org/10.1007/BF00010478>
- Ryser, P. y Eek, L.** (2000). Consequences of phenotypic plasticity vs. interspecific differences in leaf and root traits for acquisition of aboveground and belowground resources. *American Journal of Botany*, 87(3), 402-411.
<https://doi.org/10.2307/2656636>
- Samper, C. y García, H.** (2001). *Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas*. Villa de Leyva, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
<https://doi.org/10.21068/d100818oc>
- Shekhawat, M. S., Kannan, N., Manokari, M. y Ravindran, C. P.** (2015). In vitro regeneration of shoots and ex vitro rooting of an important medicinal plant *Passiflora foetida* L. through nodal segment cultures. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, 13(2), 209-214.
<https://doi.org/10.1016/j.jgeb.2015.08.002>
- Taiz, L., Zeiger, E., Moller, I. y Murphy, A.** (2017). *Fisiología e Desenvolvimento Vegetal*. São Paulo, Brazil: Artmed Editora Ltda.
- Ulmer, T. y MacDougal, J.** (2004). *Passiflora: Passionflowers of the world*. Editorial Timber Press.
- Yockteng, R., D'Eeckenbrugge, G. C. y Souza-Chies, T.** (2011). Chapter 7 *Passiflora*. En C. Kole (ed.), *Wild Crop Relatives: Genomic and Breeding Resources Tropical and Subtropical Fruits* (pp. 129-171). Clemson, USA: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-20447-0_7

ANEXOS

Anexo 1. Resultados del post-hoc Dun para los factores que tuvieron un efecto sobre las variables evaluadas en estacas de *Passiflora*. Letras no compartidas representan diferencias a un nivel de significación de 0.05.

Factor	Nivel	Mediana	Grupo
Número de raíces			
Tratamiento	Cristales de sábila	12	ab
	ANA	16	a
	Testigo	11	b
Especie	<i>P. dawei</i>	30	a
	<i>P. erythrophylla</i>	21	ab
	<i>P. longipes</i>	6	c
	<i>P. pennellii</i>	10	d
	<i>P. smithii</i>	12	b d
Número de ramificaciones			
Especie	<i>P. dawei</i>	4	ab
	<i>P. erythrophylla</i>	6	a
	<i>P. longipes</i>	6	a
	<i>P. pennellii</i>	4	b
	<i>P. smithii</i>	6	a
Longitud de la raíz más larga (cm)			
Especie	<i>P. dawei</i>	25.50	a
	<i>P. erythrophylla</i>	15.00	b
	<i>P. longipes</i>	26.35	a
	<i>P. pennellii</i>	25.40	a
	<i>P. smithii</i>	25.35	a
Número de brotes			
Especie	<i>P. dawei</i>	1.0	ab
	<i>P. erythrophylla</i>	1.0	a
	<i>P. longipes</i>	1.5	b
	<i>P. pennellii</i>	1.0	a
	<i>P. smithii</i>	1.0	ab

Factor	Nivel	Mediana	Grupo
Número de raíces			
Longitud del brote más largo (cm)			
Especie	<i>P. dawei</i>	23.00	ab
	<i>P. erythrophylla</i>	31.80	a
	<i>P. longipes</i>	19.00	b
	<i>P. pennellii</i>	3.00	c
	<i>P. smithii</i>	1.85	c
Número de hojas			
Tratamiento	Cristales de sábila	8	a
	ANA	6	b
	Testigo	6	ab
	<i>P. dawei</i>	7.0	ab
Especie	<i>P. erythrophylla</i>	7.0	a
	<i>P. longipes</i>	10.5	b
	<i>P. pennellii</i>	3.0	c
	<i>P. smithii</i>	3.0	c
Número de zarcillos			
Especie	<i>P. dawei</i>	5	a
	<i>P. erythrophylla</i>	1	b
	<i>P. longipes</i>	6	a
	<i>P. pennellii</i>	0	c
<i>P. smithii</i>	0	c	

Anexo 2. Correlaciones de Spearman entre variables evaluadas en estacas de *Passiflora*. En negrilla las correlaciones que fueron significativas a un nivel de 0.05.

VARIABLES	Número de raíces	Número de ramificaciones	Longitud de la raíz más larga	Número de brotes	Longitud de brotes	Número de hojas	Número de zarcillos
Matriz de correlaciones							
Número de raíces	1	0.130	-0.080	-0.070	0.340	0.120	0.110
Número de ramificaciones	0.130	1	0.070	0.060	0.320	0.230	0.200
Longitud de la raíz más larga	-0.080	0.070	1	0.110	-0.130	0.120	0.190
Número de brotes	-0.070	0.060	0.110	1	0.160	0.400	0.220
Longitud de brotes	0.340	0.320	-0.130	0.160	1	0.730	0.710
Número de hojas	0.120	0.230	0.120	0.400	0.730	1	0.750
Número de zarcillos	0.110	0.200	0.190	0.220	0.710	0.750	1
Valores <i>p</i> asintóticos (significancia: 0.05)							
Número de raíces		0.132	0.351	0.405	<0.001	0.183	0.212
Número de ramificaciones en una muestra de raíz de 3 cm	0.1316		0.405	0.487	<0.001	0.008	0.022
Longitud de la raíz más larga	0.3508	0.405		0.238	0.132	0.191	0.033
Número de brotes	0.4045	0.487	0.238		0.066	<0.001	0.012
Longitud de brotes	<0.001	<0.001	0.132	0.066		<0.001	<0.001
Número de hojas	0.1825	0.008	0.191	<0.001	<0.001		<0.001
Número de zarcillos	0.2116	0.022	0.033	0.012	<0.001	<0.001	





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Distribución de la infraestructura verde y su capacidad de regulación térmica en Bogotá, Colombia

Distribution of the green infrastructure and its thermal regulation capacity in Bogotá, Colombia

Kristian Rubiano¹

Rubiano, K. (2019). Distribución de la infraestructura verde y su capacidad de regulación térmica en Bogotá, Colombia. *Colombia Forestal*, 22(2), 83-100.

Recepción: 26 de diciembre de 2018

Aprobación: 15 de abril de 2019

Resumen

Las ciudades presentan características ambientales particulares que dan lugar a fenómenos como las islas de calor. Aunque las coberturas vegetales son fundamentales en la mitigación de estas condiciones adversas, se ha observado que su distribución no es equitativa. Analizar esta distribución y la oferta de servicios ecosistémicos es importante para la planificación de las ciudades. Por tal razón, se analizó la distribución de la capacidad de regulación térmica de las coberturas vegetales públicas de la ciudad de Bogotá, usando la cobertura arbórea y el verdor como variables proxy, mediante análisis geoestadístico y metodologías propias de los sistemas de información geográfica y la teledetección. El verdor de los parques aumentó con su tamaño y estrato socioeconómico, la cobertura arbórea incrementó en los estratos más altos. Se identificaron coldspots y hotspots de estas variables y del potencial de regulación térmica en los sectores con estratos más bajos y más altos respectivamente.

Palabras clave: cobertura arbórea, índice de vegetación de diferencia normalizada, inequidad ambiental, isla de calor, parques urbanos, servicios ecosistémicos urbanos.

Abstract

Cities show particular environmental characteristics that give rise to phenomena such as heat islands. Although vegetation covers are key in mitigating these adverse conditions, their distribution has been found to be inequitable. Analyzing this distribution and the supply of ecosystem services is important for the city planning. For this reason, the distribution of the thermal regulation capacity of the public vegetation covers of Bogotá city was analyzed, using tree coverage and greenness as proxy variables, through geostatistical analysis, Geographic Information Systems and remote sensing. There was an increase in the average greenness of the parks according to their size and the socioeconomic stratum where they are located, the tree coverage increased in the highest strata. Coldspots and hotspots of these variables and the thermal regulation potential were identified in the areas with the lowest and highest strata, respectively.

Keywords: tree canopy cover, normalized difference vegetation index, environmental inequity, urban heat island, urban parks, urban ecosystem services.

¹ Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. krubiano@jbb.gov.co, kristian.rubianoc@gmail.com.

<https://doi.org/10.14483/2256201X.14304>

INTRODUCCIÓN

En los últimos siglos, como consecuencia del desarrollo económico y el crecimiento poblacional, se han presentado cambios significativos en el uso y cobertura de la tierra. El ejemplo más drástico de este proceso es la urbanización, la cual consiste en transformar y reemplazar los ecosistemas naturales por elementos artificiales como edificaciones y vías (Foley *et al.*, 2005; Ellis y Ramankutty, 2008). Estas transformaciones, sumadas a las altas densidades poblacionales, generan unas condiciones ambientales particulares que afectan la calidad de vida de los habitantes urbanos (Patz, Campbell-Lendrum, Holloway y Foley, 2005; Basara, Basara, Illston y Crawford, 2010). Por esto, son fundamentales los servicios ecosistémicos que prestan las coberturas vegetales, al regular y mantener unas condiciones de vida sostenibles (Bolund y Hunhammar, 1999; Gómez-Baggethun *et al.*, 2013; Lovell y Taylor, 2013).

Una de las características ambientales más contrastantes de las ciudades respecto a las áreas rurales aledañas es el aumento de la temperatura (Zhao *et al.*, 2006; Peng *et al.*, 2012; Livesley, McPhearson y Calfapietra, 2016). Este fenómeno conocido como isla de calor es producto principalmente de las características de los materiales empleados para la construcción de las ciudades, los cuales no permiten la evapotranspiración y absorben y retienen mayores cantidades de calor que la vegetación y otras coberturas naturales (Grimmond, 2007; Rizwan, Dennis y Liu, 2008). A su vez, la configuración espacial de las ciudades y la contaminación generada por las actividades diarias, incrementan el consumo de energía invertida para el enfriamiento de edificaciones, la demanda de combustibles fósiles y la emisión de gases de efecto invernadero (Santamouris, Cartalis, Synnefa y Kolokotsa, 2015). Por todo esto, la regulación de la temperatura es uno de los servicios ecosistémicos más relevantes que proveen las coberturas vegetales urbanas (McPhearson, 2011). A través de la evapotranspiración, el agua de las

plantas absorbe calor y reduce la temperatura del aire, a la vez que se eleva la humedad relativa (Jim y Chen, 2009; Bowler, Buyung-Ali, Knight y Pullin, 2010). La provisión de sombra también regula la temperatura del aire y la temperatura superficial al reflejar la radiación solar y evitar que otras superficies absorban calor (Bolund y Hunhammar, 1999; Shashua-Bar y Hoffman, 2000; Hardin y Jensen, 2007; Bowler *et al.*, 2010; Gómez-Baggethun *et al.*, 2013).

Aunque la importancia del acceso a la vegetación urbana y sus servicios ecosistémicos es ampliamente reconocida, hay pruebas que demuestran que su distribución no es equitativa en muchas ciudades del mundo (Kabisch y Haase, 2014; Schwarz *et al.*, 2015; Nesbitt y Meitner, 2016). Factores socioeconómicos como los ingresos monetarios, características étnicas y raciales, género, entre otros, han sido identificados como limitantes de la disponibilidad de coberturas vegetales urbanas tanto en cantidad como en calidad. Esto tiene implicaciones en la oferta de servicios ecosistémicos, la cual se ve disminuida en los grupos socioeconómicos menos favorecidos (Mitchell y Popham, 2008; Ernstson, 2013; Wolch, Byrne y Newell, 2014). En Latinoamérica, en donde el 80 % de la población vive en ciudades y se presenta una marcada inequidad social (United Nations, 2018), se ha identificado que los residentes con mejores ingresos económicos tienen mayor acceso a espacios verdes y diversidad de especies arbóreas en ciudades como Santiago de Chile (De la Maza, Hernández, Brown, Rodríguez y Escobedo, 2002; Escobedo, Palmas-Perez, Dobbs, Gezan y Hernández, 2016) y Río de Janeiro (Pedlowski, Da Silva, Adell y Heynen, 2002). En el caso de Bogotá, se identificó menor abundancia de arbolado (Brown, 2012) y una reducción de sus parámetros estructurales en las zonas más pobres de la ciudad (Escobedo, Clerici, Staudhammer y Corzo, 2015). Esta problemática constituye una de las principales preocupaciones para la gestión urbana, en busca del bienestar generalizado y calidad de vida (Ernstson, 2013; Wolch *et al.*, 2014).

Si bien la atención prestada a los ecosistemas urbanos es baja si se compara con la recibida por bosques y otros ecosistemas naturales (Gómez-Baggethun y Barton, 2013), el aumento en el número de publicaciones relacionadas con el mapeo de los servicios ecosistémicos indica que es un campo de investigación emergente (Ochoa y Urbina-Cardona, 2017). Su contribución como herramienta de gestión y planeación del territorio, resalta su importancia en las áreas urbanas (Egoh *et al.*, 2008; Maes *et al.*, 2012). Diferentes metodologías y aproximaciones se han empleado para el estudio de la distribución y el mapeo de los servicios ecosistémicos (Egoh, Drakou, Dunbar, Maes y Willemen, 2012; Maes *et al.*, 2012). Una de las más empleadas, y que busca lidiar con la falta de información primaria, es el uso de estimaciones basadas en el tipo de cobertura (Burkhard, Kroll, Müller y Windhorst, 2009; Burkhard, Kroll, Nedkov y Müller, 2012; Schneiders, Van Daele, Van Laduyt y Van Reeth, 2012). No obstante, estas estimaciones han presentado ajustes bajos con información primaria, por lo que son recomendadas para determinar patrones de distribución a escala gruesa (Eigenbrod *et al.*, 2010). A escalas locales como las ciudades, los datos estructurales medidos en cada árbol a través de censos forestales, son de gran valor para el estudio de los servicios ecosistémicos, no obstante, pocas ciudades cuentan con inventarios forestales de este tipo debido a sus altos costos (Nowak *et al.*, 2008).

Pese a su relevancia, el mapeo de la regulación térmica en las ciudades ha sido poco caracterizada debido a que generalmente se relaciona con el almacenamiento y captura de carbono. Sin embargo, los ecosistemas ofrecen este servicio a diferentes niveles: en las ciudades a través de la provisión de sombra y la evapotranspiración vegetal, y a escalas espaciales mayores a través del almacenamiento y captura de carbono, contribuyendo a la regulación climática global (Maes *et al.*, 2017). Esto implica la intervención de diferentes funciones ecosistémicas y el uso de distintos indicadores para su estudio (Egoh *et al.*, 2012). Como antecedente del mapeo

de la capacidad de regulación de temperatura urbana, se encuentran los trabajos presentados por Zulian *et al.* (2017) y Cortinovis y Geneletti (2018), en los que a través de una metodología basada en literatura se identificó la provisión de sombra y la evapotranspiración como las funciones principales asociadas al servicio ecosistémico; y, posteriormente, mediante el uso de indicadores se generó un mapa representando la capacidad de regulación térmica en la ciudad de Trento, Italia. De manera similar, Zardo, Geneletti, Pérez-Soba y Van Eupen (2017) desarrollaron una metodología para evaluar el potencial de regulación térmica de la infraestructura verde, identificando nuevamente la provisión de sombra y la evapotranspiración como funciones principales, y luego la aplicaron en la ciudad de Ámsterdam.

El objetivo de esta investigación fue analizar la distribución espacial de la infraestructura verde pública de Bogotá y su capacidad de regulación térmica, en relación con la estratificación socioeconómica, esto con el fin de proveer información que contribuya al mejoramiento de la provisión de este y otros servicios ecosistémicos. De acuerdo con los antecedentes, se espera identificar diferencias en la distribución de la cobertura arbórea, el verdor de los parques públicos y por consiguiente del potencial de regulación de temperatura en las áreas de la ciudad con menor estrato socioeconómico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Bogotá es la capital y ciudad más grande de Colombia. Se localiza en el centro del país sobre la cordillera oriental, a una altitud promedio de 2630m (figura 1). Cuenta con una población de alrededor de 8 millones de habitantes (Cristancho y Triana, 2018), y una superficie urbana de aproximadamente 380 km². Durante los últimos años, factores como la contaminación y la urbanización

han hecho más cálida la ciudad y acentuado la presencia del efecto isla de calor en las zonas más internas, las cuales superan en aproximadamente 3 °C la temperatura de las áreas periféricas (Ángel, Ramírez y Domínguez, 2010).

La división política y administrativa de la ciudad comprende 19 localidades que, a su vez, se subdividen en 112 UPZ (Unidades de Planeamiento Zonal), que corresponden a áreas con usos del suelo y desarrollos urbanísticos similares (Secretaría Distrital de Planeación, 2009). La división socioeconómica se representa a través de los estratos socioeconómicos, los cuales fueron establecidos por el gobierno distrital como una aproximación para capturar las diferencias socioeconómicas

entre zonas de la ciudad y como una herramienta para direccionar efectivamente el gasto público hacia los ciudadanos menos favorecidos (Hernández, 2016). Existen seis estratos socioeconómicos, de los cuales el uno corresponde a las zonas más pobres de la ciudad, con carencias en infraestructura y servicios públicos, mientras que el seis representa las zonas de la ciudad donde se concentran los mayores ingresos monetarios y una gran oferta de infraestructura y servicios (Brown, 2012; Escobedo et al., 2015).

Con respecto a la infraestructura verde, la ciudad cuenta con la denominada Estructura Ecológica Principal (EEP), que agrupa los elementos fundamentales para la conservación de la

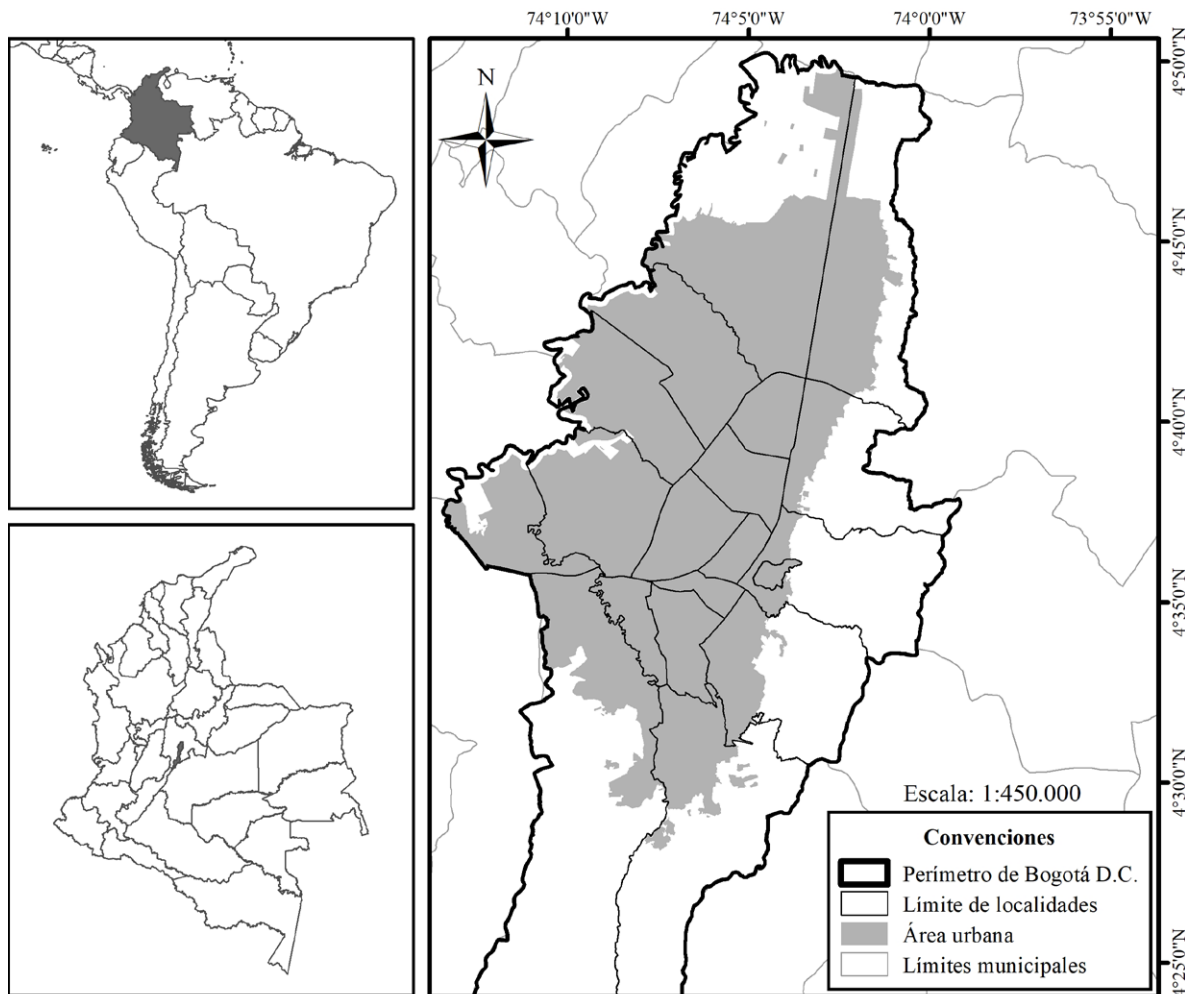


Figura 1. Localización del área de estudio.

biodiversidad y los procesos ecológicos esenciales para el desarrollo sostenible (Isaacs y Jaimes, 2014). Dentro de los componentes de la EEP están los parques urbanos, espacios verdes de uso público que sirven como reguladores del equilibrio ambiental y brindan espacios de recreación y aprovechamiento para los ciudadanos. Los parques urbanos se clasifican en cuatro categorías de acuerdo con su tamaño y área de influencia: parques metropolitanos (> 10 ha), parques zonales (1 a 10 ha), parques vecinales (1000 m² a 1 ha) y parques de bolsillo (< 1000 m²) (Secretaría Distrital de Planeación, 2009). El arbolado público de la ciudad se distribuye tanto en parques como en los diferentes tipos de espacio público tales como separadores, andenes, entre otros. Algunas de las especies más abundantes son el sauco (*Sambucus nigra* L.), el jazmín del Cabo (*Pittosporum undulatum* Vent.) y la acacia japonesa (*Acacia melanoxylum* R. Br.) (Mahecha et al., 2010).

Estimación de la cobertura arbórea

Para estimar la cobertura arbórea se obtuvo información del Sistema de Información para la Gestión del Arbolado Urbano de Bogotá (Sigau) (tabla 1), el cual consiste en un inventario del arbolado público de la ciudad. La base de datos

incluye datos morfológicos de aproximadamente 1300 000 individuos con altura igual o superior a 30 cm, y su localización en coordenadas geográficas (Dirpen, 2006). La cobertura arbórea se estimó con respecto a todos los individuos, modelando la proyección de la copa al suelo, asumiendo que el área de la copa corresponde a una circunferencia cuyo diámetro es equivalente al diámetro ecuatorial del individuo (Rodríguez-Laguna, Meza-Rangel, Vargas-Hernández y Jiménez-Pérez, 2009). Esta variable hace parte del Sigau y fue medida en terreno como la mayor longitud de la proyección ortogonal de la copa (Dirpen, 2006).

Cálculo del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

Los índices de vegetación (IV) se fundamentan en las características físico-químicas de la vegetación que determinan su respuesta a la interacción con las diferentes longitudes de onda de la radiación electromagnética. La vegetación es altamente reflectiva en la región del espectro electromagnético correspondiente al infrarrojo cercano y a su vez presenta una baja reflectividad en la región del rojo. Por tal motivo, muchos de los IV usan las bandas del rojo y el infrarrojo cercano de las imágenes satelitales con el fin de acentuar las

Tabla 1. Fuentes de la información empleada para los análisis.

Tipo de información	Descripción	Fuente
Capa del arbolado público de Bogotá	Capa de puntos con atributos del arbolado de la ciudad	Sistema de Información para la Gestión del Arbolado Urbano de Bogotá (SIGAU) http://www.jbb.gov.co/index.php/sigau
Imagen multiespectral	Imagen Landsat 8 con identificador del producto LC80080572015052LGN01	U.S. Geological Survey (USGS) https://earthexplorer.usgs.gov/
Capa de unidades de planeamiento zonal (UPZ)	Subdivisión urbana de Bogotá	
Estratos socioeconómicos	Estrato socioeconómico a nivel de lote	Infraestructura de Datos Espaciales para el Distrito Capital (IDECA) https://www.ideca.gov.co
Capa de lotes	Lotes de la ciudad	
Capa de localidades	División urbana de Bogotá	
Capa de parques urbanos	Capa de parques urbanos con atributo de clasificación	Secretaría Distrital de Ambiente http://www.secretariadeambiente.gov.co/visorgeo Portal de mapas de Bogotá http://mapas.bogota.gov.co/portalmapas/

propiedades espectrales de la vegetación y atenuar las características de las demás coberturas (Chuvieco, 2016). El NDVI, uno de los IV más comunes, tiene numerosas aplicaciones en estudios ecológicos (Kerr y Otrovsky, 2003; Glenn, Huete, Nagler y Nelson, 2008), incluyendo el análisis y cuantificación de servicios ecosistémicos (Ayanu, Conrad, Nauss, Wengmann y Koellner, 2012). Múltiples autores han empleado este índice como una medida de verdor en zonas urbanas como resultado de la cantidad de vegetación o coberturas permeables presentes en un área (Zhou, Troy, Grove y Jenkins, 2009; Leslie, Sugiyama, Ierodiaconou y Kremer, 2010). Adicionalmente, diferentes estudios han encontrado una relación inversa entre la temperatura de la superficie y el NDVI (Weng et al., 2004; Weng, 2009; Huang y Ye, 2015).

Para calcular el NDVI, se utilizó una imagen multispectral obtenida por el sensor OLI a bordo de la plataforma Landsat 8 (tabla 1). La cobertura de nubes alcanzó el 25 %, pero no hubo incidencia sobre el área de interés. La imagen se adquirió preprocesada, tanto geométrica (Storey, Choate y Lee, 2014) como radiométricamente (Chander, Markham y Helder, 2009) y transformada a unidades de reflectancia de la superficie por el Servicio Geológico de los Estados Unidos, mediante la aplicación del algoritmo LaSRC (Landsat Surface Reflectance Code) (United States Geological Survey, 2017). De esa forma, se obtuvo como resultado una estimación de la reflectancia espectral de la superficie que puede ser aplicada para estudios de vegetación y el cálculo más preciso de índices espectrales (Chuvieco, 2016). Sobre esta imagen se calculó el NDVI así (Rouse, Haas, Schell, Deering y Harlan, 1974):

Donde, IRC corresponde a los valores de reflectancia de la banda del infrarrojo cercano (OLI5) y ROJO a los valores de reflectancia de la banda del rojo (OLI4). El intervalo del NDVI va de -1 a 1, pero la vegetación generalmente registra valores por encima de 0.1, donde los valores más altos están asociados con mayor densidad de coberturas vegetales saludables (Jensen, 2000). Por tal motivo,

se reclasificó para obtener valores entre 0 y 1, intervalo en el que se hace énfasis en el verdor.

Análisis espacial

Se usaron las capas de cobertura arbórea y NDVI previamente generadas, y otras capas del mapa de referencia para Bogotá en la versión correspondiente al mes de junio de 2017, el visor geográfico de la Secretaría Distrital de Ambiente y el portal de mapas de Bogotá (tabla 1). Los procesos y herramientas necesarios para los análisis se ejecutaron en el software QGIS 2.18 (QGIS Development Team, 2011). Para determinar la distribución de la cobertura arbórea en las zonas de la ciudad con diferente estrato socioeconómico, se realizó un análisis desde el ámbito de las UPZ. Para ello, se generaron capas de cobertura arbórea y estrato socioeconómico por UPZ que posteriormente se cruzaron para obtener el porcentaje del área total de cada estrato socioeconómico representada por cobertura arbórea (figura 2). En el caso del NDVI se obtuvo valores medios para cada UPZ y para cada parque público a partir de los valores registrados en cada píxel. Como consecuencia de la variación en la forma y tamaño de los parques, y la resolución espacial de la imagen satelital (900 m²), los polígonos no se distribuyeron de manera uniforme sobre los píxeles. Para lidiar con este problema, el NDVI se remuestreó con un tamaño de píxel de 1 m² antes de la extracción de las estadísticas zonales, ponderando así cada píxel de tamaño original por el área intersectada por cada uno de los polígonos de los parques (Wilson et al., 2016).

Mapeo de la capacidad de regulación térmica

Inicialmente, se identificaron la provisión de sombra y la evapotranspiración como las funciones principales que influyen la capacidad de la infraestructura verde para la regulación térmica (Zardo et al., 2017; Zulian et al., 2017; Cortinovis y Geneletti, 2018). Se usó el porcentaje de cobertura

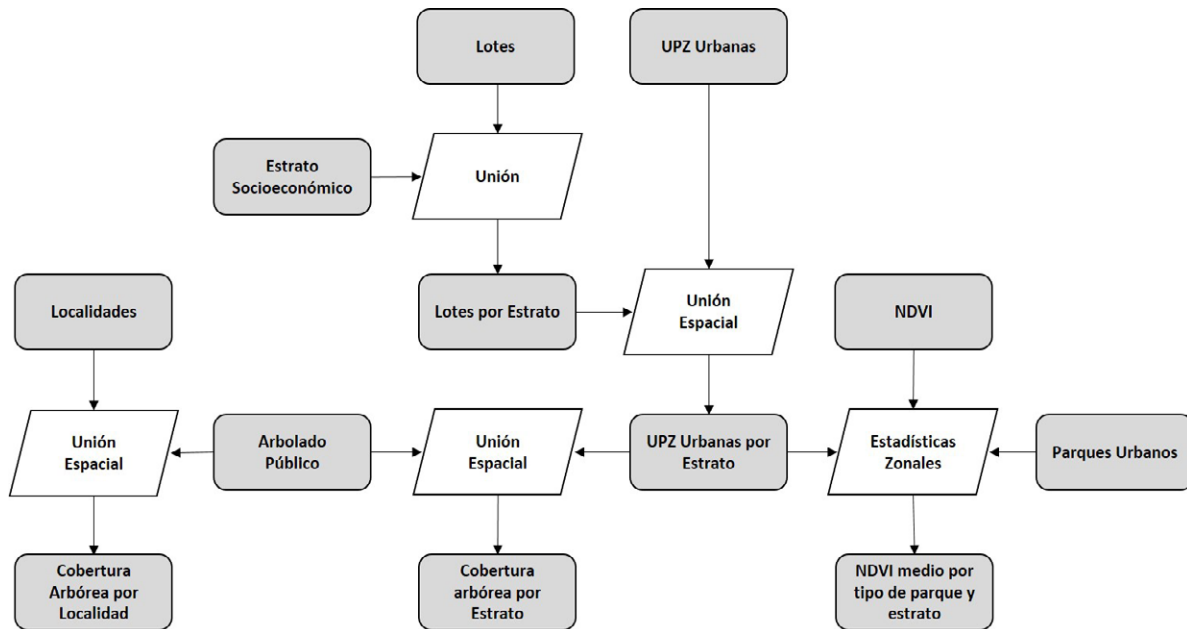


Figura 2. Flujo de trabajo del análisis espacial.

arbórea como proxy de la cantidad de sombra ofrecida por el arbolado urbano (Shashua-Bar y Hoffman, 2000), la cual ha sido ampliamente reconocida como uno de los mecanismos de regulación de temperatura en las ciudades (Bolund y Hunhammar, 1999; Hardin y Jensen, 2007; Bowler et al., 2010; Gómez-Baggethun et al., 2013). La media del NDVI de los parques públicos de cada UPZ, transformado a valores entre 0 y 100, se usó como proxy del verdor o abundancia de coberturas vegetales o superficies con capacidad de evapotranspirar (Zhou et al., 2009; Leslie et al., 2010), teniendo en cuenta que el aumento en el NDVI se ha relacionado con la disminución de las temperaturas urbanas (Weng et al., 2004; Weng, 2009; Huang y Ye, 2015).

Posteriormente, se evaluó cada una por separado y finalmente se combinaron para generar un mapa coroplético que representa el potencial de regulación térmica de la infraestructura verde pública de Bogotá con respecto a las UPZ. La combinación de estas dos variables para determinar dicho potencial, corresponde a su importancia

para la regulación climática urbana y lo señalado en las metodologías propuestas por Zardo et al. (2017), Zulian et al. (2017) y Cortinovis y Geneletti (2018). Respecto a la contribución relativa de las variables a la capacidad de regulación térmica, se ha identificado que varía en función del tamaño del área analizada cuando se toman parques y elementos específicos de la infraestructura verde como unidad de análisis, pero no hay suficiente información en la literatura sobre cómo combinar su contribución (Zardo et al., 2017). Por lo anterior, y teniendo en cuenta que no se consideró el área de los parques o las UPZ como un factor de análisis, se optó por seleccionar una contribución balanceada, asignando los mismos pesos a las dos variables. De esa manera, cada UPZ obtuvo un puntaje entre 0 y 200, como resultado de la adición de las variables. Usualmente en este tipo de combinaciones los valores se estandarizan entre 0 y 100, pero como los porcentajes de cobertura arbórea y los valores de NDVI fueron bajos, y ninguna combinación excedió el valor de 100, no se consideró necesaria la estandarización.

Análisis estadístico

Para evaluar el grado de autocorrelación espacial de las variables analizadas, se empleó el índice I de Moran como medida de autocorrelación global, e indicadores locales de asociación espacial (Lisa) como medida de autocorrelación local. La I de Moran, permite analizar el grado de dependencia de los valores que toma una variable en un lugar respecto a los valores de las ubicaciones vecinas. Por su parte, los análisis locales permiten identificar clústeres o agrupaciones de lugares en los que se concentran valores altos de una variable u hotspots, y valores bajos o coldspots (Celemin, 2009). Los análisis geoestadísticos fueron realizados con el software GeoDa® 1.10 (Anselin, Syabri y Kho, 2006), definiendo las vecindades de las UPZ por contigüidad y teniendo en cuenta todas las direcciones para su determinación (caso queen). Con el fin de identificar diferencias en el valor del NDVI y el porcentaje de cobertura arbórea de las UPZ según su estrato socioeconómico, y el NDVI de los parques de acuerdo con su clasificación y el estrato socioeconómico donde se localizaron, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y la prueba post-hoc de Dunn, teniendo en cuenta que los datos no presentaron una distribución normal (Zar, 2010). Estos análisis se realizaron utilizando el programa estadístico R (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

La distribución de la cobertura arbórea en Bogotá evidenció un comportamiento sesgado según el estrato socioeconómico ($H_{(5)} = 48.401$, $p < 0.001$). Se identificaron 3 grupos de estratos en los que se observa que las zonas de la ciudad con estratos 1 y 2 presentaron la menor proporción de cobertura arbórea respecto a los demás (figura 3a). El verdor de las UPZ de los diferentes estratos, representado como el NDVI, presentó diferencias significativas ($H_{(5)} = 16.5$, $p < 0.005$) pero no se evidenció un patrón ni agrupaciones claras como resultado del

análisis post-hoc (figura 3b). Con respecto al estrato de la zona en donde se ubican, el verdor de los parques públicos también presentó diferencias ($H_{(5)} = 196.88$, $p < 0.001$), aumentando en los estratos más altos, con excepción del 6 que no fue significativo (figura 3c). El análisis de los parques según su clasificación arrojó diferencias en el verdor ($H_{(3)} = 221.15$, $p < 0.001$), presentando una tendencia de disminución en parques más pequeños y con menor área de influencia. Los parques metropolitanos mostraron los valores más altos, seguidos por los zonales y vecinales. Por su parte, los parques de bolsillo, evidenciaron el verdor más bajo (figura 3d).

El estrato socioeconómico más abundante fue el 3, mientras que el más escaso fue el 6 que se presentó solo en 4 de las 112 UPZ de la ciudad (figura 4a). El porcentaje de cobertura arbórea varió entre 0 y 24 %, en donde la mayoría de las UPZ presentaron valores por debajo del 3 % y solamente 4 superaron el 10 % (figura 4b). El NDVI de los parques urbanos presentó una mayor heterogeneidad espacial; sin embargo, se pudo evidenciar al igual que en las anteriores variables una brecha marcada en la que la UPZ con parques urbanos más verdes tuvo un valor más de 6 veces mayor que aquellas con menor abundancia de coberturas vegetales en sus parques (figura 4c). Finalmente, pasando al potencial de regulación de temperatura, presentó un intervalo amplio, con valores que van desde menos de 9, hasta aproximadamente 84 (figura 4d).

En general, los análisis del índice I de Moran registraron una tendencia débil a la autocorrelación global positiva. En el caso del estrato socioeconómico, se presentó la autocorrelación positiva más alta con un valor de I de Moran de 0.58, la cobertura arbórea registró 0.3, el potencial de regulación térmico 0.28 y el NDVI de los parques 0.24. Con un valor de $p < 0.001$ para todos los casos, la prueba de hipótesis estadística rechaza la hipótesis nula de aleatoriedad espacial o ausencia de autocorrelación. La figura 5 muestra los resultados de los análisis de LISA univariados para la

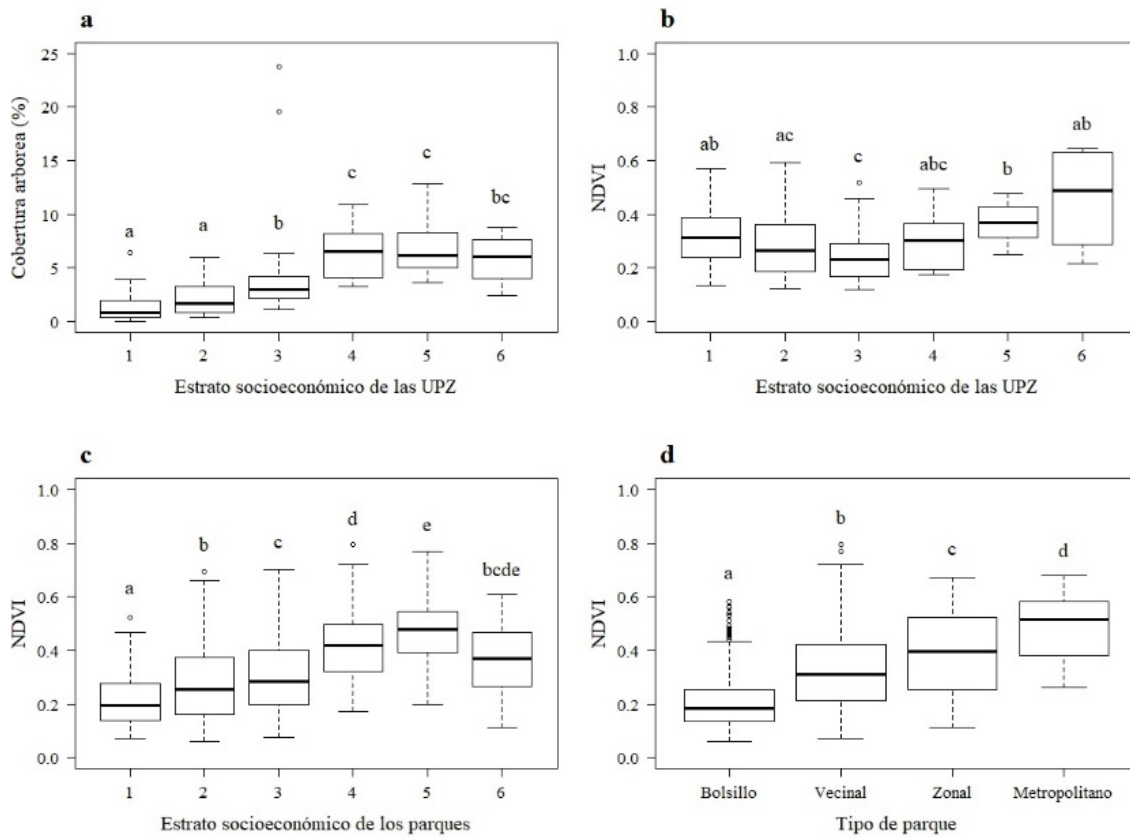


Figura 3. a) Porcentaje de cobertura arbórea en las UPZ de cada estrato socioeconómico; b) NDVI de las UPZ según su estrato socioeconómico; c) NDVI de los parques públicos según el estrato socioeconómico donde se ubican; d) NDVI según tipo de parque urbano. Letras no repetidas representan valores diferentes ($p < 0.05$).

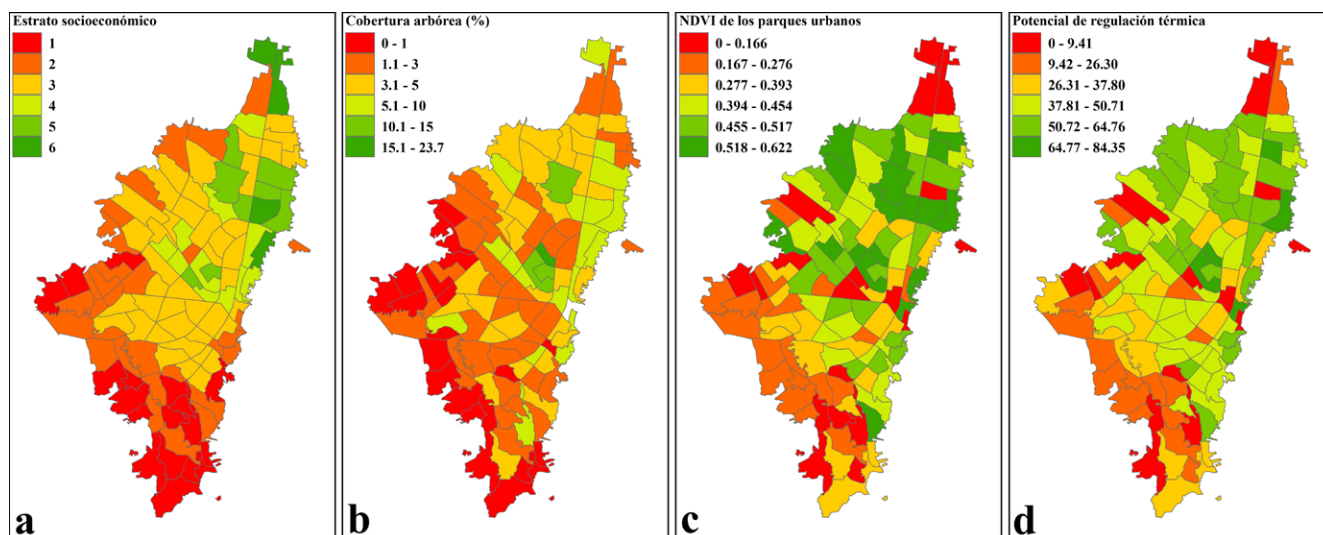


Figura 4. a) Estratificación socioeconómica de la ciudad de Bogotá; b) distribución espacial de la cobertura arbórea de la ciudad; c) media ponderada del NDVI de los parques urbanos; d) puntaje de potencial de regulación térmica.

determinación de autocorrelación espacial local. Los clústeres del estrato socioeconómico evidencian una clara división de la ciudad, en donde los estratos socioeconómicos altos, se agrupan en la zona norte y los bajos, en la zona sur de la ciudad (figura 5a). La zona suroccidental de la ciudad presentó un coldspot para el porcentaje de cobertura arbórea (figura 5b). Los parques públicos registraron valores bajos de NDVI agrupados principalmente al sur de la ciudad y los valores altos se agruparon predominantemente al norte (figura 5c). Finalmente, el potencial de regulación de temperatura registró nuevamente coldspots al sur de la ciudad y hotspots en la zona norte (figura 5d). En general, las variables analizadas presentaron intersección de algunas áreas de sus coldspots en el sur y suroccidente, y hotspots en el norte.

DISCUSIÓN

El presente estudio analizó la distribución de la infraestructura verde pública de la ciudad de Bogotá con respecto a las UPZ, con énfasis en el

arbolado y los parques urbanos, y su potencial para regular la temperatura con el fin de evaluar la inequidad ambiental. Aunque otros estudios han analizado la inequidad ambiental de Bogotá (Brown, 2012; Escobedo *et al.*, 2015), ninguno ha analizado la distribución de la cobertura arbórea usando las UPZ como unidad de análisis, ni ha evaluado el verdor con datos obtenidos mediante teledetección. De igual manera, estos análisis han tenido como objetivo evaluar servicios ecosistémicos como la remoción de contaminantes del aire y el almacenamiento de carbono en biomasa, pero ninguno ha relacionado la distribución de las coberturas vegetales urbanas con el potencial de regulación térmica.

Los resultados obtenidos evidencian que la distribución de la infraestructura verde y su potencial para regular la temperatura es heterogénea en la ciudad de Bogotá respecto a los estratos socioeconómicos. En el caso del porcentaje de cobertura arbórea, se evidenció una clara tendencia a la disminución en las áreas con menor estrato socioeconómico. Esto concuerda con estudios realizados previamente en Bogotá, los cuales indicaron que

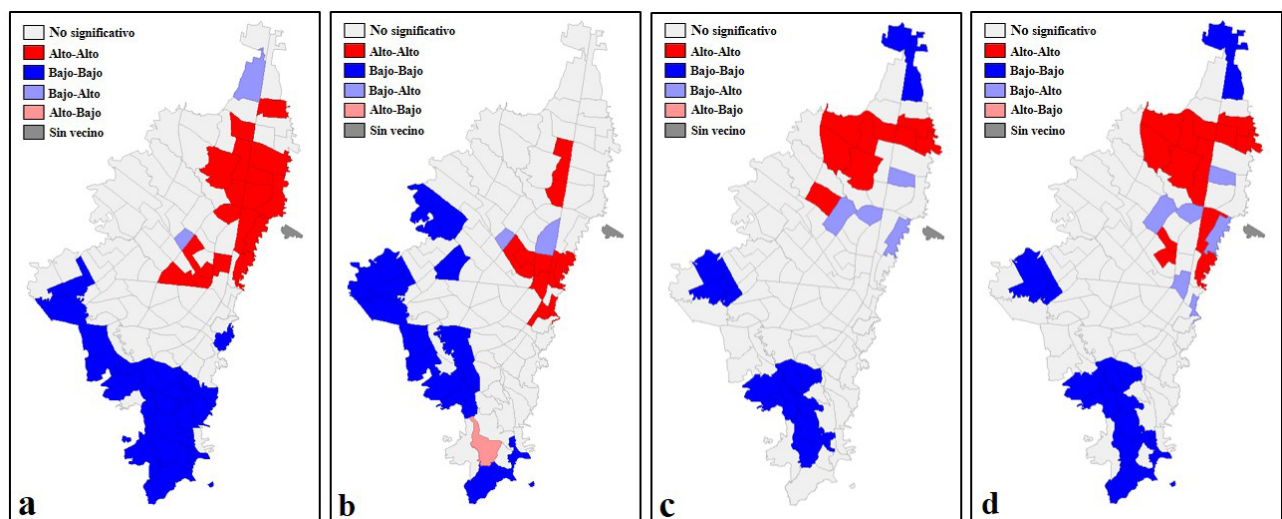


Figura 5. Análisis de LISA univariados (agrupaciones) para las variables analizadas en la ciudad de Bogotá: a) mapa de agrupaciones para el estrato socioeconómico; b) mapa de agrupaciones para el porcentaje de cobertura arbórea pública; c) mapa de agrupaciones para la media ponderada del NDVI de los parques públicos; d) mapa de agrupaciones para el puntaje de potencial de regulación térmica. Resultados significativos con $p < 0.05$.

tanto la cantidad de árboles (Brown, 2012) como su diversidad, área de copa y otros atributos estructurales (Escobedo *et al.*, 2015), son mayores en los estratos más altos. De manera similar, este patrón de mayor abundancia y calidad de la infraestructura verde en las zonas con mejor condición socioeconómica, ha sido observado en otras ciudades de Latinoamérica (De la Maza *et al.*, 2002; Pedlowski *et al.*, 2002; Escobedo *et al.*, 2016), Norteamérica (Schwarz *et al.*, 2015; Nesbitt y Meitner, 2016) y Europa (Kabisch y Haase, 2014). Teniendo en cuenta que los estratos socioeconómicos buscan capturar las diferencias socioeconómicas de la población (Hernández, 2016), los resultados obtenidos indican problemas de inequidad ambiental en Bogotá, tal como han concluido previamente otros autores (Brown, 2012; Escobedo *et al.*, 2015).

Las diferencias en la distribución de la cobertura arbórea se pueden explicar a partir del rápido aumento poblacional que ha experimentado Bogotá durante los últimos años (Cristancho y Triana, 2018) como respuesta a la tendencia global de migración hacia las áreas urbanas (Aide y Grau, 2004), particularmente acentuada en Colombia por decenios de conflicto armado (Shultz *et al.*, 2014). Esto generó un proceso descontrolado de ocupación en las zonas periféricas de la ciudad sin ningún tipo de planificación (Romero, 2010; Muñoz y Ducón, 2016). De acuerdo con Romero (2010), a partir de la década de 1970, el crecimiento de la ciudad por la presión poblacional se direccionó hacia el norte, sur y suroccidente de la ciudad, los dos últimos casos como consecuencia de desplazamientos rurales a zonas urbanas, generando procesos de parcelación, urbanización, edificación desordenada y reducción de áreas libres hasta aproximadamente 5 %. Teniendo en cuenta que la historia de los sistemas urbanos, la interacción de sus componentes y la configuración espacial en un momento específico determinan las posibilidades futuras de manejo (Pickett *et al.*, 2017), la ocupación desordenada de las áreas periféricas al sur y suroccidente de la ciudad se refleja actualmente en la baja cantidad de áreas verdes

y cobertura arbórea en estas áreas (Brown, 2012; Escobedo *et al.*, 2015).

Se ha reportado que la historia de urbanización en la ciudad de Bogotá no solo afecta la disponibilidad de coberturas vegetales sino también aspectos fundamentales de la flora urbana como la composición y la diversidad de especies en los jardines, y la forma en la que los habitantes de las diferentes áreas interactúan con estos elementos (Sierra-Guerrero y Amarillo-Suárez, 2017). Esta inequidad en el acceso al arbolado urbano implica también inequidad en el disfrute de los múltiples beneficios que esto genera para la salud pública (Ernstson, 2013; Wolch *et al.*, 2014). Mitchell y Popham (2008), además, plantean que los vecindarios con menores ingresos económicos enfrentan una serie de problemáticas asociadas a la salud y mayores tasas de mortalidad, y como consecuencia estas poblaciones vulnerables recibirían un mayor beneficio neto de estas coberturas que aquellas que gozan de mejores capacidades económicas.

Las comparaciones del verdor permiten observar que los estratos 6, 5 y 1 registran los valores más altos respectivamente. Esto puede ser consecuencia de analizar no solo las áreas verdes públicas, sino toda la superficie de las UPZ, teniendo en cuenta que en el caso de los estratos más altos se presenta el mayor número de áreas verdes privadas y en el estrato 1 gran influencia de áreas verdes periféricas de la ciudad. Por otra parte, podría ser el resultado de la heterogeneidad espacial de las ciudades y la resolución espacial de los datos empleados para los análisis (Pickett *et al.*, 2017; Zhou, Pickett y Cadenasso, 2017). Al analizar los parques según su estrato, se observan valores más altos de verdor a medida que incrementa el estrato, con un comportamiento similar a la cobertura arbórea. Nuevamente, esto tiene implicaciones en el disfrute de los beneficios generados por los parques en las diferentes zonas de la ciudad (Tzoulas *et al.*, 2007; Bowler *et al.*, 2010). El NDVI ha sido relacionado inversamente con la temperatura superficial en áreas urbanas (Weng *et al.*, 2004; Weng, 2009; Huang y Ye, 2015) y con toda una

serie de procesos fisiológicos tales como la capacidad de evapotranspiración, que determinan la funcionalidad de las coberturas vegetales no solo para regular la temperatura sino para la generación de bienestar en las poblaciones humanas (Kerr y Otrovsky, 2003; Glenn *et al.*, 2008; Ayanu *et al.*, 2012). Particularmente en las ciudades, se ha identificado la importancia del NDVI y otras medidas de verdor en los vecindarios, sobre la calidad de vida por su relación con la salud física, psicológica y la sensación de bienestar (Zhou *et al.*, 2009; Leslie *et al.*, 2010). Conjuntamente, lo anterior sugiere que la calidad de estas áreas verdes respecto a su capacidad de regulación de temperatura y a la provisión de otros servicios y beneficios es mayor en las zonas con mayor estrato socioeconómico.

De igual forma, el NDVI cambió de acuerdo con el tipo de parque. Si bien la clasificación de los parques se basa en su tamaño, entre otros criterios (Secretaría Distrital de Planeación, 2009), con este análisis se buscó no solo determinar la calidad de cada tipo de parque para prestar servicios ecosistémicos, sino también la variación del verdor que pueden presentar áreas con el mismo uso del suelo. Los parques metropolitanos presentaron un mayor verdor seguido por los vecinales, los zonales y los de bolsillo; esto significa que, en ese mismo orden, cada categoría tiene un mayor potencial para la oferta de servicios ecosistémicos por unidad de área. Por otra parte, la variación del verdor que existe para esta clase de uso del suelo es una evidencia de las carencias que tienen las estimaciones de servicios ecosistémicos basados en el uso del suelo a escalas pequeñas y en áreas altamente heterogéneas como las ciudades (Eigenbrod *et al.*, 2010), ya que tienen en cuenta la variabilidad existente entre categorías de uso del suelo pero no la variabilidad al interior de cada una de ellas.

Los análisis de autocorrelación espacial indican que la distribución del estrato socioeconómico y las demás variables analizadas no es aleatoria. Esto se confirma con los resultados de los análisis Lisa,

que evidencian claramente, primero, la ampliamente reconocida y marcada dualidad socioeconómica entre el norte y el sur de Bogotá (Muñoz y Ducón, 2016); y, segundo, un patrón diferencial en la distribución de la cobertura arbórea, el verdor de los parques y el potencial de regulación térmica. En pocas palabras, los hotspots y coldspots de estas variables se distribuyeron de una forma similar y refuerzan los resultados previamente analizados que indican la presencia de inequidad en la distribución del potencial de regulación de temperatura.

Si bien los resultados aportan conocimiento valioso para comprender la capacidad de regulación de temperatura en las diferentes zonas de la ciudad, la aproximación se basa en el análisis de la oferta. Un análisis más detallado que incluya la identificación de la demanda del servicio en las diferentes zonas de la ciudad en términos de la exposición y la vulnerabilidad a la temperatura, brindaría bases más sólidas para la implementación de acciones más efectivas (Norton *et al.*, 2015). Otro aspecto a tener en cuenta sobre los resultados obtenidos es la fuente de los datos. Se ha identificado que existen diferencias importantes en la cuantificación de la infraestructura verde urbana y los servicios que presta, como consecuencia de las variaciones que presentan las diferentes fuentes de datos y las fallas institucionales en consolidar y manejar datos comunes, entorpeciendo así los procesos de planificación, gestión e investigación (Feltynowski *et al.*, 2018). Bogotá tiene el privilegio de contar con el censo de arbolado urbano, el cual es una herramienta y una fuente de datos de gran valor en la búsqueda de una ciudad más sostenible, por su importancia para el estudio de los servicios ecosistémicos (Nowak *et al.*, 2008; Escobedo *et al.*, 2015). Esto recalca la importancia de contar con este tipo de datos medidos en terreno, lo más actualizados y depurados que sea posible. Aun así, es necesaria investigación adicional que contribuya al entendimiento de la prestación de este y otros servicios ecosistémicos en áreas

urbanas en lo concerniente a especie, teniendo en cuenta las diferencias en los procesos fisiológicos y los rasgos funcionales, con el fin de determinar las especies más adecuadas para el bienestar del ser humano y la biodiversidad en las ciudades.

CONCLUSIONES

Se identificaron diferencias en la distribución de la cobertura arbórea y en el verdor de los parques públicos de acuerdo con el estrato socioeconómico de las UPZ. Esto es un indicador de inequidad en la distribución de estos elementos y tiene implicaciones en la provisión del servicio de regulación térmica y otros servicios ecosistémicos en las distintas zonas de la ciudad. Los análisis de autocorrelación espacial global, así como la localización de los hotspots y coldspots de las variables analizadas confirman estas diferencias, dejando en evidencia la marcada y ampliamente reconocida dualidad que existe entre el sur y el norte de la ciudad.

La heterogeneidad en la distribución de la infraestructura verde y el potencial de regulación térmica evidencian la complejidad de los procesos e interacciones que tienen lugar en la ciudad de Bogotá entre los diferentes componentes del ecosistema urbano. Esto constituye un desafío en la búsqueda de una distribución más equitativa de los beneficios que proveen las coberturas vegetales urbanas.

Un factor importante que puede estar motivando la inequidad observada es la historia del desarrollo de las diferentes zonas de la ciudad, que resulta en una configuración actual y determina la gama de posibilidades de manejo y mejora de la infraestructura verde. Lidar con estas restricciones requiere encontrar soluciones diferentes a las tradicionales y que permitan mejorar el verdor y la calidad de vida de todos los ciudadanos.

Los parques públicos presentaron valores de verdor diferentes de acuerdo con su categoría de

clasificación en la estructura ecológica principal. Esto sugiere que la capacidad de proveer servicios ecosistémicos cambia con el tipo de parque. Usualmente, en los estudios de servicios ecosistémicos y en los procesos de manejo y gestión urbana, se consideran las variaciones entre clases de usos del suelo, pero no la variabilidad al interior de estas clases. Considerar las diferencias que existen entre áreas verdes maximizaría los esfuerzos tanto en cuantificar más adecuadamente estos servicios como en garantizar una provisión más equitativa.

Este trabajo aporta información clave para el manejo de la infraestructura verde, la maximización del potencial de regulación térmica y la provisión de otros servicios ecosistémicos, ante escenarios inminentes de cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece al Jardín Botánico de Bogotá por financiar el trabajo y compartir los datos del Sigau. A Ideca y la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá por poner a disposición del público las capas geográficas empleadas para los análisis. Al Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) por suministrar la imagen Landsat preprocesada para el desarrollo de este trabajo. A Alexander Bustos y Blanca Caleño por sus valiosos comentarios a las versiones preliminares del manuscrito.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

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

REFERENCIAS

- Aide, T. M. y Grau, H. R.** (2004). Globalization, migration and Latin American ecosystems. *Science*, 305, 1915-1916.
<https://doi.org/10.1126/science.1103179>
- Ángel, L., Ramírez, A. y Domínguez, E.** (2010). Isla de calor y cambios espacio-temporales de la temperatura en la ciudad de Bogotá. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 34(131), 173-183.
- Anselin, L., Syabri, I. y Kho, Y.** (2006). GeoDa: An introduction to spatial data analysis. *Geographical Analysis*, 38(1), 5-22.
<https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>
- Ayanu, Y. Z., Conrad, C., Nauss, T., Wegmann, M. y Koellner, T.** (2012). Quantifying and mapping ecosystem services supplies and demands: A review of remote sensing applications. *Environmental Science & Technology*, 46, 8529-8541.
<https://doi.org/10.1021/es300157u>
- Basara, J. B., Basara, H. G., Illston, B. G. y Crawford, K. C.** (2010). The impact of the urban heat island during an intense heat wave in Oklahoma City. *Advances in Meteorology*.
<http://doi.org/10.1155/2010/230365>
- Bolund, P. y Hunhammar, S.** (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29, 293-301.
[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M. y Pullin, A. S.** (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and urban planning*, 97(3), 147-155.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>
- Brown, M.** (2012). *The Bogotá Green Divide: Inequality in Street Tree Coverage Across Estratos*. Recuperado de http://www.citnature.org/uploads/4/7/4/0/4740372/citnature_report_bogota_green_divide.pdf
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. y Windhorst, W.** (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services - a concept for Land-Cover based assessments. *Landscape online*, 15, 1-22.
<https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- 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>
- Celemin, J. P.** (2009). Autocorrelación espacial e indicadores locales de asociación espacial. Importancia, estructura y aplicación. *Revista Universitaria de Geografía*, 18(1), 11-31. Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-42652009000100002
- Chander, G., Markham, B. L. y Helder, D. L.** (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote sensing of environment*, 113, 893-903.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>
- Chuvieco, E.** (2016). *Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach*. CRC press.
- Cortinovis, C. y Geneletti, D.** (2018). Mapping and assessing ecosystem services to support urban planning: A case study on brownfield regeneration in Trento, Italy. *One Ecosystem*, 3, e25477.
<https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25477>
- Cristancho, C. y Triana, E.** (2018). *Análisis demográfico y proyecciones poblacionales de Bogotá*. Bogotá: Secretaría Distrital de Planeación. Recuperado de http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/demografia_proyecciones_2017_0_0.pdf
- Dawes, L. C., Adams, A. E., Escobedo, F. J. y Soto J. R.** (2018). Socioeconomic and ecological perceptions and barriers to urban tree distribution and reforestation programs. *Urban Ecosystems*, 21(4), 657-671.
<https://doi.org/10.1007/s11252-018-0760-z>
- De la Maza, C. L., Hernández, J., Brown, H., Rodríguez, M. y Escobedo, F.** (2002). Vegetation diversity in the Santiago de Chile urban ecosystem. *Arbri-cultural Journal*, 126(4), 347-357.
<https://doi.org/10.1080/03071375.2002.9747349>
- Dirpen** (2006). *Manual del censista y auxiliar: censo del árbol urbano de Bogotá D.C.* Bogotá: Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, Departamento Nacional de Estadística.
- Egoh, B., Drakou, E. G., Dunbar, M. B., Maes, J. y Willemen, L.** (2012). *Indicators for Mapping Ecosystem*

Services: A Review. Luxemburgo: European Commission, Joint Research Centre.

Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C. y van Jaarsveld, A. S. (2008). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127, 135-140.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.013>

Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.V., ... y Gaston, K. J. (2010). The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47, 377-385.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x>

Ellis, E. C. y Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439-447.

<https://doi.org/10.1890/070062>

Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 7-17.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>

Escobedo, F. J., Clerici, N., Staudhammer, C. L. y Corzo, G. T. (2015). Socio-ecological dynamics and inequality in Bogotá, Colombia's public urban forests and their ecosystem services. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14, 1040-1053.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.011>

Escobedo, F. J., Palmas-Perez, S., Dobbs, C., Gezan, S. y Hernández, J. (2016). Spatio-Temporal Changes in Structure for a Mediterranean Urban Forest: Santiago, Chile 2002 to 2014. *Forests*, 7, 121.

<https://doi.org/10.3390/f7060121>

Feltynowski, M., Kronenberg, J., Bergier, T., Kabisch, N., Łaszkiwicz, E. y Strohbach, M. W. (2018). Challenges of urban green space management in the face of using inadequate data. *Urban Forestry and Urban Greening*, 31, 56-66.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.003>

Foley, A., DeFries, R., Asner, G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., ... y Snyder, P. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.

<https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Glenn, E. P., Huete, A. R., Nagler, P. L. y Nelson, S. G. (2008). Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors*, 8, 2136-2160.

<https://doi.org/10.3390/s8042136>

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>

Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Lange-meyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., ... y Kremer, P. (2013). Urban ecosystem services. En T. Elmquist, M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P.J. Marcotullio, R.I. McDonald, ... C. Wilkinson (eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (pp. 175-251). Dordrecht: Springer.

Grimmond, S. U. E. (2007). Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming. *The Geographical Journal*, 173(1), 83-88.

https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2007.232_3.x

Hardin, P. J y Jensen, R. R. (2007). The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: a Terre Haute case study. *Urban Forest Urban Green*, 6, 63-72.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2007.01.005>

Hernández, I. (ed.) (2016). *La estratificación en Bogotá: impacto social y alternativas para asignar subsidios*. Bogotá: Secretaría Distrital de Planeación.

Huang, C. y Ye, X. (2015). Spatial Modeling of urban vegetation and land surface temperature: A case study of Beijing. *Sustainability*, 7, 9478-9504.

<https://doi.org/10.3390/su7079478>

Isaacs, P. J. y Jaimes, V. I. (2014). *Análisis multitemporal de la estructura del paisaje del Distrito Capital, años 1991-2012*. Bogotá: Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.

Jensen, J. R. (2000). *Remote sensing of the environment: An earth resource perspective*. Upper River: Prantice Hall.

Jim, C. Y. y Chen, W. Y. (2009). Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities*, 26, 187-194.

<https://doi.org/10.1016/j.cities.2009.03.003>

- Kabisch, N. y Haase, D.** (2014). Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 122, 129-139.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.016>
- Kerr, J. T. y Ostrovsky, M.** (2003). From space to species: Ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(6), 299-305.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00071-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00071-5)
- Leslie, E., Sugiyama, T., Ierodiaconou, D. y Kremer, P.** (2010). Perceived and objectively measured greenness of neighbourhoods: Are they measuring the same thing? *Landscape and Urban Planning*, 95, 28-33.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.11.002>
- Livesley, S. J., McPherson, E. G. y Calfapietra, C.** (2016). The urban forest and ecosystem services: Impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 119-124.
<https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- 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>
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaa-ra, P., Schägner, J.P., ... y Bidoglio, G.** (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1, 31-39.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>
- Maes, J., Polce, C., Zulian, G., Vandecasteele, I., Perpiña, C., Rivero, I.M., Guerra, C., Vallecillo, S., Vizcaino, P. y Hiederer, R.** (2017). Mapping Regulating Ecosystem Services. En J. Burkhard y J. Maes (eds.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 179-188). Sofia: Pensoft Publishers.
- Mahecha, G., Sánchez, F., Chaparro, J., Cadena, H., Tovar, G., Villota, L., Morales, G., Castro, J., Boccanegra, F. y Quintero, M.** (2010). *Arbolado urbano de Bogotá: Identificación, descripción y bases para su manejo*. Bogotá: Secretaría Distrital de Ambiente.
- McPhearson, T.** (2011). Toward a sustainable New York City: Greening through urban forest restoration. En E. Slavin (ed.), *Sustainability in America's Cities: Creating the Green Metropolis* (pp. 181-204). Washington: Island Press.
- Mitchell, R. y Popham, F.** (2008). Effect of exposure to natural environment on health inequalities: An observational population study. *Lancet*, 372, 1655-1660.
[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(08\)61689-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(08)61689-X)
- Muñoz, J. H. y Ducón, J. C.** (2016). Análisis econométrico espacial de las localidades de Bogotá y municipios del borde urbano. *Criterios*, 9(2), 129-157. Recuperado de
<https://doi.org/10.21500/20115733.3088>
- Nesbitt, L. y Meitner, M. J.** (2016). Exploring relationships between socioeconomic background and urban greenery in Portland, OR. *Forests*, 7, 162.
<https://doi.org/10.3390/f7080162>
- Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M. y Williams, N.** (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134, 127-138.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., Hoehn, R. E., Walton, J. T. y Bond, J.** (2008). A ground based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 34(6), 347-358.
- Ochoa, V. y Urbina-Cardona, N.** (2017). Tools for spatially modeling ecosystem services: Publications trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosystem Services*, 26, 155-169.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.011>
- Patz, J. A., Campbell-Lendrum, D., Holloway, T. y Foley, J. A.** (2005). Impact of regional climate change on human health. *Nature*, 438, 310-317.
<https://doi.org/10.1038/nature04188>
- Pedlowski, M. A., Da Silva, V. A., Adell, J. J. y Heynen, N. C.** (2002). Urban forests and environmental inequality in Campos Dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *Urban Ecosystems*, 6, 9-20.
<https://doi.org/10.1023/A:1025910528583>

- Peng, S., Piao, S., Clais, P., Friedlingstein, P., Otle, C., Bréon, F. M., ... y Myneni, R. B.** (2012). Surface Urban Heat Island Across 419 Global Big Cities. *Environmental Science and Technology*, 46, 696-703. <https://doi.org/10.1021/es2030438>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Rosi-Marshall, E. J., Belt, K. T., Groffman, P. M., Grove, J. M., ... y Swan, C. M.** (2017). Dynamic heterogeneity: a framework to promote ecological integration and hypothesis generation in urban systems. *Urban Ecosystems*, 20(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0574-9>
- QGIS Development Team** (2011). *QGIS Geographic Information System*. Beaverton: Open Source Geospatial Foundation Project. Recuperado de <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team** (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://www.R-project.org/>
- Rizwan, A. M., Dennis, Y. C. L. y Liu, C.** (2008). A review on the generation, determination and mitigation of urban heat islands. *Journal of Environmental Sciences*, 20, 120-128. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60019-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60019-4)
- Rodríguez-Laguna, R., Meza-Rangel, J., Vargas-Hernández, J. y Jiménez-Pérez, J.** (2009). Variación en la cobertura de suelo en un ensayo de procedencias de *Pinus greggii* Engelm. en el cerro El Potosí, Galeana, Nuevo León. *Madera y Bosques*, 15(1), 47-59. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-04712009000100004&script=sci_abstract&tlng=en
- Romero, J. A.** (2010). Transformación urbana de la ciudad de Bogotá, 1990-2010: efecto espacial de la liberalización del comercio. *Perspectiva Geográfica*, 15, 85-112.
- Rouse, J. W., Haas, R. W., Schell, J. A., Deering, D. W. y Harlan, J. C.** (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation*. Greenbelt: NASA/GSFCT.
- Santamouris, M., Cartalis, C., Synnefa, A. y Kolokotsa, D.** (2015). On the impact of urban heat island and global warming on the power demand and electricity consumption of buildings—A review. *Energy and Buildings*, 98, 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.09.052>
- Schneiders, A., Van Daele, T., Van Laduyt, W. y Van Reeth, W.** (2012). Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management? *Ecological Indicators*, 21, 123-133. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.021>
- Schwarz, K., Fragkias, M., Boone, C. G., Zhou, W., McHale, M., Grove, J. M., ... y Ogden, L.** (2015). Trees grow on money: urban tree canopy cover and environmental justice. *PLoS One*, 10(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122051>
- Secretaría Distrital de Planeación** (2009). *Conociendo Bogotá y sus localidades: resumen de los principales aspectos físicos, demográficos y socioeconómicos*. Bogotá: Alcaldía Mayor de Bogotá. Recuperado de <http://oab.ambientebogota.gov.co/es/con-la-comunidad/ES/cartilla-conociendo-las-localidades-de-bogota>
- Shashua-Bar, L. y Hoffman, M. E.** (2000). Vegetation as a climatic component in the design of an urban street: An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. *Energy and Buildings*, 31(3), 221-235
- Shultz, J. M., Garfin, D. R., Espinel, Z., Araya, R., Oquendo, M. A., Wainberg, M. L., ... y Wilson, F. E.** (2014). Internally displaced “victims of armed conflict” in Colombia: the trajectory and trauma signature of forced migration. *Current Psychiatry Reports*, 16(10), 475.
- Sierra-Guerrero, M. C. y Amarillo-Suárez, A. R.** (2017). Socioecological features of plant diversity in domestic gardens in the city of Bogotá, Colombia. *Urban Forestry and Urban Greening*, 28, 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.09.015>
- Storey, J., Choate, M. y Lee, K.** (2014). Landsat 8 Operational Land Imager On-Orbit Geometric Calibration and Performance. *Remote Sensing*, 6, 11127-11152. <https://doi.org/10.3390/rs6111127>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J. y James, P.** (2007).

- Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167-178.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- United Nations** (2018). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. Nueva York: Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- United States Geological Survey** (2017). *Product guide: Landsat 8 Surface Reflectance Code (LaRSC) Product*. Sioux Falls: Department of Interior.
- Weng, Q.** (2009). Thermal infrared remote sensing for urban climate and environmental studies: Methods, applications and trends. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(4), 335-344.
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.03.007>
- Weng, Q., Lu, D. y Schubring, J.** (2004). Estimation of land surface temperature – vegetation abundance relationship for urban heat island studies. *Remote Sensing of Environment*, 89(4), 467-483.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.11.005>
- Wilson, N. R., Norman, L. M., Villareal, M., Gass, L., Tiller, R. y Salywon, A.** (2016). Comparison of remote sensing indices for monitoring of desert cienegas. *Arid Land Research and Management*, 30(4), 460-478.
<https://doi.org/10.1080/15324982.2016.1170076>
- Wolch, J. R., Byrne, J. y Newell, J. P.** (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities ‘just green enough’. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>
- Zar, J. H.** (2010). *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M. y Van Eupen, M.** (2017). Estimating the cooling capacity of Green infrastructures to support urban planning. *Ecosystem Services*, 26, 225-235.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.016>
- Zhao, S., Da, L., Tang, Z., Fang, H., Song, K. y Fang, J.** (2006). Ecological consequences of rapid urban expansion: Shanghai, China. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(7), 341-346.
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0341:ECORUE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0341:ECORUE]2.0.CO;2)
- Zhou, W., Pickett, S. T. y Cadenasso, M. L.** (2017). Shifting concepts of urban spatial heterogeneity and their implications for sustainability. *Landscape ecology*, 32(1), 15-30.
<https://doi.org/10.1007/s10980-016-0432-4>
- Zhou, W., Troy, A., Grove, J. M. y Jenkins, J. C.** (2009). Can money buy green? Demographic and socioeconomic predictors of lawn-care expenditures and lawn greenness in urban residential areas. *Society and Natural Resources*, 22(8), 744-760.
<https://doi.org/10.1080/08941920802074330>
- Zulian, G., Liekens, I., Broekx, S., Kabisch, N., Koppe-roinen, L. y Geneletti, D.** (2017). Mapping urban ecosystem services. En J. Burkhard y J. Maes (eds.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 312-318). Sofia: Pensoft Publishers.

