

Análisis ecológico de comunidades en la vegetación arbórea del parque Chicaque, Cundinamarca

Sebastián Emilio Díaz-C.¹, Derly Johana Londoño-Hernández², William Ariza-Cortés³


Resumen

Los bosques andinos son áreas fundamentales para la provisión de servicios ecosistémicos –SE– de regulación hídrica y climática, por medio del secuestro de carbono; sin embargo, la dinámica antrópica ha llevado sus coberturas a un estado de transformación superior al 70%. En este contexto, es pertinente caracterizar, en un nivel multidimensional de la diversidad forestal, los relictos remanentes; por tanto, se realizó un análisis ecológico de la vegetación arbórea del parque natural Chicaque. Para tal fin, se hizo un muestreo simple al azar de 11 parcelas de 0,1 hectárea –ha– (10 x 100 m), recopilando la información de individuos con DAP \geq 10 cm. Se encontró un valor medio de 17 especies y 58 individuos en 0,1 ha, a un coeficiente de variación de 36%; se estima un acumulado de 72 especies por hectárea. Las familias con mayor riqueza son Rubiaceae, Euphorbiaceae y Lauraceae. El dosel medio se encuentra entre los 12 y 15 m. La importancia y dominancia se concentra principalmente en *C. angustifolia*, *P. excelsa* y *M. symplocoidea*. Se estimó una cantidad de 20,62 \pm 4,94 Mg 0,1ha⁻¹ de biomasa aérea, 10,31 \pm 2,47 Mg 0,1 ha⁻¹ de carbono y 37,84 \pm 9,06 Mg 0,1 ha⁻¹ de CO₂e; a un error de muestreo de 23,94%. Las especies que secuestran la mayor cantidad de carbono en su biomasa aérea son *C. angustifolia*, *Q. humboldtii* y *M. symplocoidea*. Las cantidades estimadas (206,22 \pm 49,37 Mg ha⁻¹) coinciden con los niveles medios de los bosques andinos del norte de Sudamérica. Se reconoce el aporte al SE de habitat, al conservar el *pool* genético de dos especies en categoría de amenaza (*Q. humboldtii*, *C. montana*). La vegetación arbórea presenta diversidad alfa media y condiciones ecológicas de bosque secundario de desarrollo tardío.


Palabras clave: bosques andinos, diversidad forestal, servicios ecosistémicos, áreas protegidas.

*FR: 11 X 2022. FA: 16 X 2023.


¹ Ingeniero Forestal (Universidad Distrital “Francisco José de Caldas” –UD–); Magíster en Manejo, Uso y Conservación del Bosque (UD). Institución: Grupo de Investigación en Uso y Conservación de la Diversidad Forestal (UD). E-mail: sdiazco@ncsu.edu

 orcid.org/0000-0002-7387-5073 **Google Scholar** **CVLAC**

² Ingeniera Forestal (UD). Institución: Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial “La Macarena”, Villavicencio, Colombia. E-mail: djlondonoh@correo.udistrital.edu.co

 orcid.org/0000-0002-8733-5852 **Google Scholar** **CVLAC**

³ Ingeniero Forestal (UD); Máster en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Colombia). Institución: Proyecto Curricular de Ingeniería Forestal, Universidad Distrital, Bogotá D.C., Colombia. E-mail: wgarizac@udistrital.edu.co

 orcid.org/0000-0002-8423-8256 **Google Scholar** **CVLAC**



COMO CITAR:

Díaz-C, S. E., Londoño-Hernández, D. J. y Ariza-Cortés, W. (2023). Análisis ecológico de comunidades en la vegetación arbórea del parque Chicaque, Cundinamarca. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 27(2), 49-69. <https://doi.org/10.17151/bccm.2023.27.2.3>



Ecological analysis of communities on the tree vegetation of Chicaque Park, Cundinamarca

Abstract

Andean forests are fundamental areas for the provision of ecosystem services –ES– of water and climate regulation through carbon sequestration. However, anthropic dynamics have brought their coverage to a state of transformation greater than 70%. In this context, it is pertinent to characterize the remaining remnants at a multidimensional level of forest diversity, and therefore, an ecological analysis of the tree vegetation of the Chicaque natural park was carried out. A simple random sampling of 11 plots of 0,1 hectares –ha– (10 x 100 m) was carried out for this purpose, collecting information on individuals with DBH \geq 10 cm. An average value of 17 species and 58 individuals was found in 0.1 ha, at a coefficient of variation of 36%. A cumulative of 72 species per hectare is estimated. Rubiaceae, Euphorbiaceae and Lauraceae are the families with the greatest richness. The average canopy is between 12 and 15 m. The importance and dominance are mainly concentrated in *C. angustifolia*, *P. excelsa* and *M. symplocoidea*. Amounts of 20.62 ± 4.94 Mg 0.1ha^{-1} of above ground biomass –AGB–, 10.31 ± 2.47 Mg 0.1ha^{-1} of carbon and 37.84 ± 9.06 Mg 0.1ha^{-1} of CO₂e were estimated at a sampling error of 23.94%. The species that sequester the greatest amount of carbon in their AGB are *C. angustifolia*, *Q. humboldtii* and *M. symplocoidea*. The estimated amounts (206.22 ± 49.37 Mg ha⁻¹) coincide with the average levels of the Andean forests of northern South America. The contribution to habitat ES is recognized by conserving the genetic pool of 2 species in threat category (*Q. humboldtii*, *C. montana*). Tree vegetation presents medium alpha diversity and ecological conditions of late-developing secondary forest.

Key words: Andean Forest, forest diversity, ecosystem services, protected areas.

Introducción

Los bosques andinos se consideran como uno de los principales centros de expresión de diversidad en el mundo debido a la alta presencia de endemismos y procesos de especiación originados por la confluencia de especies de origen austral-antártico y holártico (Churchill *et al.*, 1995; van der Hammen, 2000). La dinámica tectónica, geomorfológica y climática de la región andina, que en su conjunto influyeron en la diversidad genética, ha generado condiciones particulares en la vegetación, a tal punto de ser considerada un “paraíso biogeográfico” (Sugden, 1996; van der Hammen y Cleef, 1983). Un factor relevante en este ecosistema es la presencia de niebla o el fenómeno conocido como “precipitación horizontal” cuya causa principal es la condensación de masas de aire húmedo desplazadas en el proceso de ascenso adiabático (Stadtmüller, 1987); esta característica propia de los bosques andinos les confiere una función fundamental en la regulación del ciclo hidrológico (Cavelier, 1997; Rodríguez *et al.*, 2006).

Los bosques andinos en Colombia han sido fuertemente fragmentados. La principal causa en dicha dinámica es el cambio de uso del suelo de vocación forestal a actividades agropecuarias como la ganadería y el establecimiento de cultivos (Armenteras *et al.*, 2003). Reportes de Cavellier y Etter (1995) indican que dichas coberturas se encuentran en un proceso de transformación superior al 70% de su estado inicial.

En esta situación, se hace necesario evaluar el estado de la diversidad, las funciones y beneficios que provee dicho ecosistema con el fin de tomar acciones en su planificación y manejo (Noss, 1990). Uno de los principales servicios ecosistémicos que prestan los bosques es el de regulación climática por medio del secuestro de carbono (de Groot *et al.*, 2010). En consecuencia, la declaratoria de diferentes figuras de áreas protegidas ha contribuido en su permanencia y provisión (Llambí *et al.*, 2020).

En este contexto, el siguiente estudio tiene como objetivo realizar un análisis ecológico, a nivel de comunidad, de la vegetación arbórea de bosques andinos ubicados en el Parque Natural Chicaque. Para lograr dicho fin, se caracterizó la composición y estructura de la vegetación. Adicionalmente, se interpretó la diversidad. Posteriormente, se determinaron las existencias aproximadas de la biomasa aérea.

Metodología

Área de estudio

El parque natural Chicaque se localiza en Colombia, región andina, cordillera oriental - vertiente occidental, departamento de Cundinamarca, municipio de San Antonio del Tequendama, vereda Chicaque (Figura 1). El predio del parque abarca 312 ha, de las cuales 243 se encuentran, registradas ante el sistema nacional de áreas protegidas, como reserva natural de la sociedad civil (Barbosa y Saénz, 2017). La vegetación del área es conocida como bosque de niebla, el cual es su principal objeto de conservación.

Las condiciones climáticas medias corresponden a temperaturas de 14,6 a 15,3°C; precipitación bimodal (máximos de marzo a mayo y de octubre a noviembre), promedio anual de 2000 mm; y humedad relativa de 75 a 86% (Rivera y Córdoba, 1998). El rango altitudinal de la reserva va de los 2000 a los 2700 msnm, reuniendo vegetación de selva subandina a andina (Cuatrecasas, 1958), clasificándose en la zona de vida bosque muy húmedo montano bajo -bmh-MB- (Holdridge, 1967). En el parque natural Chicaque se encuentra la formación geológica Guadalupe, compuesta de areniscas compactas y friables con intercalaciones de limolitas y arcillolitas/lutitas, proveniente del cretáceo superior y de origen marino (van der Hammen, 1995). Los suelos son de origen coluvio-aluvial y de textura franco arcillosa, en la cota superior del parque, y arcillosos, en el límite inferior (Peréz-Preciado, 2000).

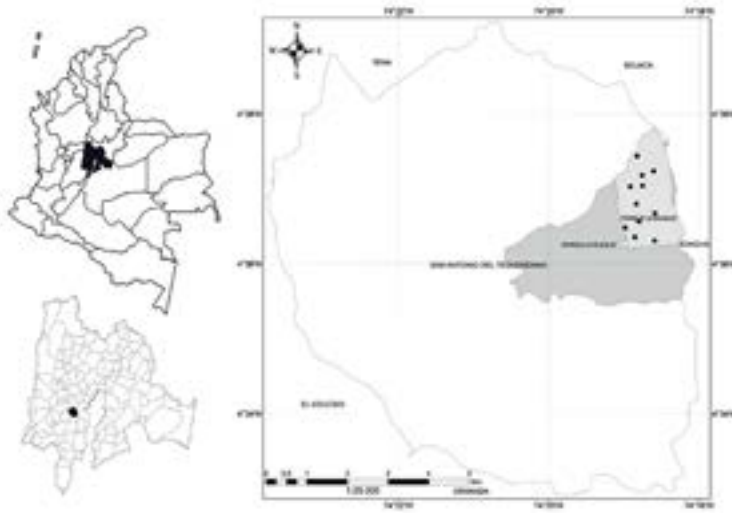


Figura 1. Localización del parque natural Chicaque y puntos de muestreo.
Fuente: elaboración propia.

Muestreo

Se realizó un muestreo simple al azar de 11 parcelas de 10 x 100 m o 0,1 ha, recolectando la información de todos los individuos que presentaran DAP ≥ 10 cm (Rangel y Velásquez, 1997). En este, se registraron las variables generales de un inventario forestal (Carrera, 1996): nombre común; nombre científico; circunferencia a la altura del pecho –CAP– (cm), calculado a DAP; altura total (m); altura fustal (m); y diámetro de la copa (m). Cabe aclarar que los datos de altura se recolectaron a partir de estimación visual, por la misma persona en todas las parcelas. Paralelamente, por cada taxón distinguido, se colectó un espécimen botánico de un individuo que presentara la mayor cantidad de rasgos morfológicos y reproductivos, de ser posible, para el proceso de determinación taxonómica (Liesner, 1997).

Análisis y procesamiento de los datos de vegetación

Composición y estructura

Se identificó y se hizo ingreso de los especímenes botánicos en el Herbario Forestal “Gilberto Emilio Mahecha Vega” -UDBC- de la Universidad Distrital (Carvajal-Rojas, 2002). Además, se confirmaron y actualizaron las determinaciones empleando las plataformas Tropicos (Missouri Botanical Garden, 2018) y JStor Global Plants

(Ryan, 2018). Así mismo, se evaluaron las singularidades bióticas por especie (Bernal *et al.*, 2015; MADS, 2017).

Posteriormente, se halló el índice de valor de importancia (Finol, 1971) y el índice de predominio fisionómico (Matteucci y Colma, 1982). En suma, se integró el concepto de gremios ecológicos a las especies más importantes y dominantes de la vegetación muestreada (Budowski, 1965). Las condiciones ecológicas del bosque se evaluaron en función de las categorías propuestas por Guariguata y Ostertag (2001).

Adicionalmente, se incluyó un diagrama de cajas y bigotes (Williamson *et al.*, 1989) de las alturas totales de cada parcela, analizándolas desde los estratos propuestos por Holdridge (1967), adaptados por Rangel y Lozano (1986): Rasante (ra), < 0,3 m; Herbáceo (h), 0,31-1,5 m; Arbustivo (ar), 1,51-5 m; Arbolitos (Ar), 5-12 m; Arbóreo inferior (Ai) 12-25 m; Arbóreo superior (As), > 25 m. Complementariamente, se agregó el cálculo de los coeficientes de asimetría $-Ap-$ (Pearson, 1895) y curtosis $-Cp-$ (Pearson, 1902) para cada unidad de muestra. La interpretación de los coeficientes se dió de la siguiente forma: $Ap > 0$, asimetría positiva o a la derecha; $Ap < 0$, asimetría negativa o a la izquierda; $Ap \approx 0$, simetría / $Cp > 3$, leptocurtosis; $Cp < 3$, platicurtosis; $Cp \approx 3$, mesocurtosis.

Los datos de los inventarios se procesaron en el software R (R Development Core Team, 2017). La diversidad se calculó utilizando el paquete vegan (Oksanen *et al.* 2018); se incluyeron índices de diversidad alfa y riqueza (Simpson, 1949; Shannon y Weaver, 1963; Hulbert, 1971). También, se generó una curva de acumulación de especies en función del área muestreada (Smith y van Belle, 1984), agregando un estimador de representatividad estadística con el método de remuestreo Bootstrap (Efron, 1979); y se verificó el nivel de significancia con la prueba de X^2 (Pearson, 1992), donde la hipótesis nula (H_0) se asocia a la ausencia de diferencias significativas entre los valores calculados (riqueza acumulada) y los valores estimados (*bootstrap*), y la hipótesis alterna (H_1) a su presencia.

Biomasa aérea

Se estimó la cantidad de biomasa aérea, en función de las características meteorológicas de la zona de vida del área de estudio, utilizando el modelo tipo I - 1.3. - LMm de Álvarez *et al.* (2012) (Ecuación 1), en árboles, y el modelo Cagtrfn de Beets *et al.* (2012) (Ecuación 2), en helechos arbóreos. Para los cálculos de los modelos mencionados, se utilizaron los datos de altura total (m) y DAP (cm) del inventario; adicionalmente, se consultó la densidad básica de la madera ($g\ cm^{-3}$), por especie, en los reportes de Zanne *et al.* (2009) y Kindt *et al.* (2017), en el caso de no encontrar el dato específico, se empleó el promedio de la categoría taxonómica disponible (media del género o de la familia), acorde al principio de conservadurismo filogenético

(Eloisa-León *et al.*, 2010). Consecuente a la determinación de los valores de biomasa aérea, se procedió a hallar las cantidades estimadas de carbono -C- (Ecuación 3) y dióxido de carbono equivalente -CO₂e- (Ecuación 4) (Phillips *et al.*, 2011).

$$\text{AGB} = e^{-2,032+0,937\ln(D^2 H\rho)} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$\text{C}_H = 2.7 \times 10^{-3} \times (D^2 H)^{1,19} \quad \text{Ecuación 2}$$

$$\text{C} = \text{AGB} \times 0,5 \quad \text{Ecuación 3}$$

$$\text{CO}_2^e = \text{C} \times 3,67 \quad \text{Ecuación 4}$$

Siglas: AGB, Biomasa Aérea (kg); C, Carbono (kg); CH, Carbono de helecchos arbóreos (kg); D, DAP (cm); H, Altura Total (m); ρ , Densidad Básica de la Madera (g cm⁻³).

Finalmente, se definió una distribución de la biomasa aérea por categorías diamétricas, cada 10 cm (Bradford y Murphy, 2019). Las gráficas se desarrollaron empleando las librerías ggplot2 (Wickham *et al.*, 2020) y ggpmisc (Aphalo y Slowikowski, 2020); en suma, se incluyó un análisis de varianza (Marden, 2003). Con fines comparativos, se calculó una inferencia a hectárea, definiendo el error de muestreo mediante una prueba t a un alfa del 95% (Student, 1908). Adicionalmente, se incluyó un análisis en las especies dominantes que acumularan más del 50% de la biomasa aérea, agregando líneas de tendencia con el método de regresión ponderada localmente -LOESS- (Cleveland y Devlin, 1988) para identificar patrones de concentración de biomasa según los DAP.

Resultados

Composición

Se encontró un total de 75 especies arbóreas, distribuidas en 58 géneros y 36 familias; de estas, cuatro morfotipos se determinaron a nivel de género, 1 a familia y 3 están indeterminados (Anexo 1). Las familias con mayor riqueza se muestran en la Tabla 1. Las especies que presentan algún grado de amenaza son: roble (*Quercus humboldtii* Bonpl., Fagaceae), en categoría vulnerable -VU-; y cedro (*Cedrela montana* Moritz ex Turcz., Meliaceae), en categoría casi amenazada -NT- (UICN, 2012). Así mismo, la palma boba (*Cyathea* indet.) se reporta en el Apéndice II de CITES (CITES, 2017).

Tabla 1. Familias con mayor riqueza en la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque.

Familia	Géneros	Especies
Rubiaceae	4	5
Meliaceae	3	4
Asteraceae	3	3
Melastomataceae	2	7
Clusiaceae	2	4
Araliaceae	2	3

Fuente: elaboración propia.

Estructura

El dosel medio se encuentra entre los 12 y los 15 m, acorde a la mediana de las alturas totales (Figura 2). A nivel general, se muestra un estado homogéneo en la estructura vertical del bosque; donde los cuartiles $-Q-1$ y 2 , en su mayoría, se asocian al estrato de arbolitos (5-12 m) y los cuartiles 3 y 4 al arbóreo inferior (12-25 m). Se hace excepción de las parcelas 11, donde una proporción considerable de individuos se concentra en $Q1$ y $Q2$ (2-7 m), y 2 , que por el contrario de la 11, reúne buena parte de la densidad en $Q3$ y $Q4$ (17-22 m). Por otra parte, a pesar de ser pocos, se evidencia la presencia de individuos en el estrato arbóreo superior (>25 m).

En cuanto a las medidas de forma, las parcelas 3, 10 y 11, que son leptocurticas, tienen mayor concentración de árboles en el dosel medio (12-15 m); las demás, al ser platicurticas o mesocurticas (6), presentan dispersión de los individuos en los estratos dominantes (arbolitos y arbóreo inferior). Esta misma tendencia es evidente en las unidades de muestra 1, 2, 6, 8 y 9, que se caracterizan por ser simétricas. El resto de las parcelas (4, 5 y 7) tienen una proporción considerable en los estratos arbóreo inferior y superior, lo que explica su asimetría positiva.

Por otra parte, el 50% del índice de valor de importancia se concentró en 13 especies, el 70% en 24. Así mismo, el 50% del índice de predominio fisiómico se acumuló en 11 especies, el 70% en 19. Dos especies se caracterizan por su alta abundancia: *Cyathea* indet. y *Montanoa quadrangularis* Sch. Bip.; estas se distinguen, de las presentes en la Tabla 2, por no coincidir con las de mayor aporte de biomasa aérea (Figura 5).

Los gremios ecológicos corresponden en su mayoría a especies heliofitas durables -HD, solo una se encuentra en la categoría esciofita parcial -EP- (Ariza *et al.*, 2015). Los resultados contrastan con lo esperado en bosques con crecimiento antiguo, donde los índices de importancia y dominancia tienden a acumularse en menos especies y se encuentran más taxones asociados al gremio esciófita (Guariguata y Ostertag, 2001).

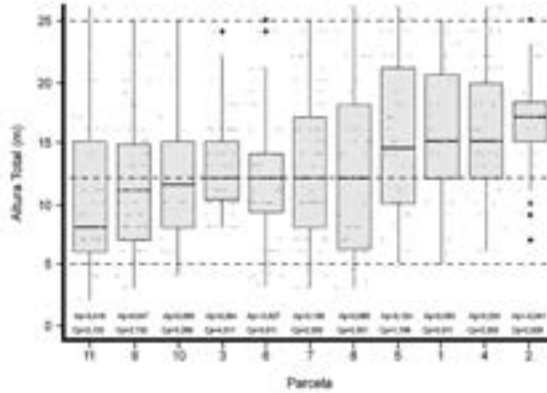


Figura 2. Diagrama de cajas y bigotes de alturas totales por parcela en la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque. Las líneas punteadas representan los límites de las categorías propuestas por Holdridge (1967), adaptadas por Rangel y Lozano (1986). Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. IVI, IPF y gremios ecológicos de especies importantes y dominantes (50% del IPF) en la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque.

Especie	IVI (%)	IPF (%)	Gremio
<i>Cecropia angustifolia</i>	5,98	6,79	HD
<i>Miconia symplocoidea</i>	5,03	6,25	HD
<i>Picrasma excelsa</i>	5,26	5,81	HD
<i>Cyathea</i> indet.	4,49	5,19	HD
<i>Styloceras laurifolium</i>	4,16	4,53	HD
<i>Montanoa quadrangularis</i>	3,90	4,84	HD
<i>Croton</i> cf. <i>gossypifolius</i>	3,66	4,41	HD
<i>Aegiphila bogotensis</i>	2,83	3,97	HD
<i>Miconia floribunda</i>	3,19	3,60	HD
<i>Ficus pertusa</i>	3,41	3,53	HD
<i>Quercus humboldtii</i>	2,90	3,52	EP

Fuente: elaboración propia.

Diversidad

Diversidad alfa

Los índices calculados evidencian diferentes niveles de heterogeneidad y diversidad: alta para las parcelas 4, 7 y 8 (rangos de $D = 0,91-0,93$, $H' = 2,67-2,88$); media en 5 y 10 ($D = 0,89$, $H' = 2,39-2,63$); baja en 1, 3, 6 y 9 ($D = 0,80-0,87$, $H' = 2,06-2,32$); y muy baja en 2 y 11 ($D = 0,64-0,71$, $H' = 1,60-1,63$) (Magurran, 2004). La considerable abundancia de *Cyathea* indet. y de *Miconia symplocoidea* Triana en las unidades muestrales 11 y 2, respectivamente, explica los resultados obtenidos. En cuanto a la riqueza: las parcelas 4 y 8 poseen el valor más alto; las parcelas 3, 5, 6 y 9 se encuentran cercanos a la media del muestreo; y la parcela 2 presenta la menor cantidad de especies.

La media general del muestreo se encuentra en 17 especies arbóreas y 58 individuos en 0,1 hectárea (Tabla 3). El mayor coeficiente de variación se encontró en la densidad, donde es evidente la incidencia de la amplitud del rango, por los valores de las parcelas 1, 10 y 2; esta última, también influye en la dispersión de la riqueza.

Tabla 3. Densidad, diversidad alfa y riqueza en la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque. Siglas: \bar{X} , Media; DE, Desviación estándar; CV, Coeficiente de variación.

Parcela	Densidad	Diversidad alfa		Riqueza
	No. de Individuos	Shannon (H')	Simpson (D)	No. de Especies
1	27	2,27	0,86	14
2	40	1,60	0,71	8
3	78	2,30	0,87	16
4	70	2,68	0,89	24
5	48	2,63	0,91	19
6	62	2,06	0,80	15
7	77	2,67	0,91	20
8	59	2,88	0,93	23
9	86	2,32	0,85	19
10	34	2,39	0,89	14
11	55	1,63	0,64	14
\bar{X}	57,82	2,31	0,84	16,91
DE	19,17	0,42	0,09	4,64
CV (%)	33,16	18,00	10,81	27,42
Rango	27-86	1,60-2,88	0,64-0,93	8-24

Fuente: elaboración propia.

Representatividad del muestreo

La curva de acumulación de especies reúne un total de 75 especies en 11 parcelas de 0,1 ha; se estima un aproximado de 72 especies arbóreas por hectárea (Figura 3). Tras el resultado de la prueba de χ^2 se acepta la hipótesis nula, dado que no se encontraron diferencias significativas con los valores estimados en el remuestreo Bootstrap. Por tanto, se afirma que el muestreo es representativo a nivel florístico.

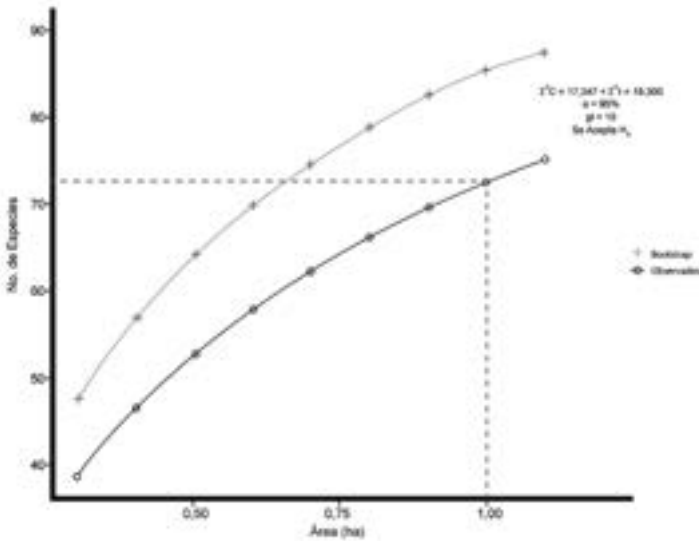


Figura 3. Curva de acumulación de especies de la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque.
Fuente: elaboración propia.

Biomasa aérea, carbono y CO_2 equivalente

Se estimó una cantidad media de $20,62 \pm 4,94 \text{ Mg } 0,1\text{ha}^{-1}$ de biomasa aérea, $10,31 \pm 2,47 \text{ Mg } 0,1\text{ha}^{-1}$ de carbono y $37,84 \pm 9,06 \text{ Mg } 0,1\text{ha}^{-1}$ de CO_2e ; a un error de muestreo de 23,94% (Tabla 4). Se infiere un valor de $206,22 \pm 49,37 \text{ Mg ha}^{-1}$. Las parcelas 1 y 8 presentaron los menores valores, debido a la baja densidad, en el primer caso, y a la ausencia de individuos en categorías diamétricas superiores a los 30 cm, en la segunda unidad de muestreo en mención.

Por otro lado, las categorías diamétricas no presentaron diferencias significativas entre ellas, según el análisis de varianza (p -valor = 0,181); sin embargo, se evidencia una

tendencia de mayor aporte medio de biomasa aérea, y menor desviación estándar, en 10-20 cm y > 70 cm de DAP (Figura 4). Este comportamiento difiere de lo esperado en bosques con crecimiento antiguo, donde la biomasa aérea debería concentrarse en el intervalo de 30 a 70 cm de DAP (Bradford y Murphy, 2019). Complementariamente, los cálculos de asimetría y curtosis indican que: la categoría 20-30 cm es simétrica, 10-20 presenta asimetría a la izquierda, las demás se caracterizan por asimetría a la derecha; por otra parte, 40-50 es leptocúrtica, las otras son platicúrticas. Cabe mencionar la reducción en la cantidad de parcelas que presentan individuos en las categorías diamétricas superiores a los 30 cm.

Las especies que secuestran la mayor cantidad de carbono en su biomasa aérea son *Cecropia angustifolia* Trécul, *Q. humboldtii* y *M. symplocoidea*. El 50% de esta variable se acumuló en nueve especies; de estas, la presencia de individuos dispersos o únicos en las categorías diamétricas superiores a los 50 cm se da en *Q. humboldtii*, *Ficus pertusa* Aubl., *Ficus* sp. y *C. angustifolia* (Figura 5). En contraste, *Q. humboldtii* no presenta individuos en las categorías 10-20 cm y 30-40 cm; así mismo, *F. pertusa* es ausente en 20-30 cm y de *F. maxima* solo se encuentran dos árboles en clases diamétricas extremas.

Las regresiones ponderadas localmente de biomasa aérea aplicadas fueron estadísticamente significativas en *C. angustifolia*, *Croton gossypifolius* Vahl, *F. pertusa*, *Q. humboldtii* y *Picrasma excelsa* (Sw.) Planch. Por otra parte, las especies difieren en los alcances de la categoría diamétrica en la que pueden encontrarse individuos: *Aegiphila bogotensis* (Spreng.) Moldenke, *M. symplocoidea*, *P. excelsa* y *C. gossypifolius* llegan hasta los 50 o 60 cm; *Q. humboldtii*, *C. angustifolia*, *F. pertusa* y *F.* sp. pueden presentar diámetros de 70 cm o mayores; y *Styloceras laurifolium* (Willd.) Kunth se limita en 40 cm. De estos grupos, se evidencian tendencias similares: en el caso del primero, existe relación directamente proporcional entre la biomasa aérea y el diámetro; para el segundo, con un comportamiento similar al descrito anteriormente, que difiere por la reducción en los individuos con mayor diámetro; y *S. laurifolium*, con patrón continuo, que sugiere estabilidad de la biomasa en las categorías intermedias.

Discusión

Composición

En los bosques altoandinos de la reserva de Carpanta, Gentry (1993) realizó muestreos de 0,1 ha y divulgó datos promedio de 30 especies para árboles con DAP > 10 cm; así mismo, los reportes exponen una cantidad promedio de 91 árboles con DAP > 10 cm. Los niveles de riqueza y de densidad encontrados en este estudio, en promedio (17 especies y 58 individuos en 0,1 ha), son inferiores a los encontrados por el autor anteriormente mencionado. En cuanto a los registros, la vegetación evidencia relación taxonómica con lo reportado por Franco *et al.* (1986), Rangel-Ch.

y Aguirre (1986), Cantillo *et al.* (2004), Rangel-Ch. *et al.* (2008), Cantillo y Gracia (2013), Avella y Ávila (2017) y Rojas (2017).

Tabla 4. Biomasa aérea, carbono y CO₂ equivalente en la vegetación arbórea del bosque de niebla del parque natural Chicaque. Siglas: EM, error de muestreo; LC, límite de confianza.

Parcela	AGB (Mg 0,1ha ⁻¹)	C (Mg 0,1ha ⁻¹)	CO ₂ e (Mg 0,1ha ⁻¹)
1	10,809	5,405	19,835
2	22,034	11,017	40,433
3	26,320	13,160	48,297
4	31,268	15,634	57,378
5	28,590	14,295	52,462
6	22,105	11,053	40,563
7	26,235	13,118	48,141
8	8,180	4,090	15,010
9	20,720	10,360	38,021
10	15,803	7,901	28,998
11	14,781	7,390	27,123
\bar{X}	20,622	10,311	37,842
DE	7,439	3,720	13,651
CV (%)		36,075	
EM (%)		23,940	
LC	4,937	2,469	9,059

Los resultados encontrados coinciden con lo encontrado por Mendoza-Cifuentes (2012) para la familia Melastomataceae, promedio de 7 especies en transectos de 80 x 5 m en gradientes de 2000 a 2500 msnm; sin embargo, son inferiores respecto a Rubiaceae, cuya media varía de 10 a 12 especies. Por otra parte, en Araliaceae y Clusiaceae la cantidad de géneros fue cercana a los tres taxones característicos, para cada familia, registrados en el norte de los Andes (Gentry, 1982). Así mismo, el número de especies se aproxima a los reportes de Galindo *et al.* (2003), en Asteraceae (4) y Lauraceae (6). Por último, este estudio concuerda con Hernández *et al.* (2011), en cuanto a riqueza en Meliaceae (5 especies, 3 géneros); pero, difiere a lo cuantificado por Reina *et al.* (2010) en Euphorbiaceae (6 géneros).

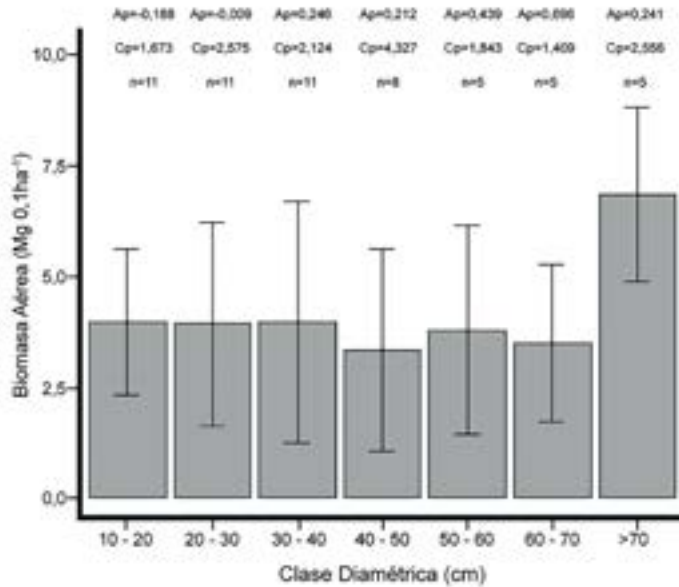


Figura 4. Biomasa aérea por distribución diamétrica de la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque. Los intervalos representan la desviación estándar de las categorías.
Fuente: elaboración propia.

Estructura

Estructuralmente, la vegetación analizada en este estudio contrasta con los resultados de Cantillo *et al.* (2004) y Cantillo y Gracia (2013), dado que los pesos ecológicos reportados por estos autores se concentran en una alta proporción (intervalos de 10 a 30% en el IVI y de 15 a 45% en el IPF) en tres especies (*Hedyosmum bonplandianum* Kunth, *Beilschmiedia pendula* (Sw.) Hemsl. y *Clusia ducu* Benth.; *Weinmannia rollotii* Killip, *Weinmannia tomentosa* L.f. y *Clusia multiflora* Kunth, respectivamente), acumulando entre el 30 y 60% de la importancia y dominancia del bosque. Así mismo, Rangel-Ch. (2015) menciona que, en las áreas andinas y altoandinas de la vertiente occidental de la cordillera oriental, se identifican los bosques dominados por *Clusia elliptica* Kunth e *Ilex pernervata* Cuatrec. A pesar de coincidir con taxones en la composición, la dominancia difiere notablemente con lo encontrado en esta investigación.

En cuanto a las condiciones de dosel, los estratos dominantes (arbolitos y arboréo inferior) coinciden con lo propuesto por Rangel (1991) en transectos de la región

andina. Sin embargo, contrasta con otras investigaciones por la baja cantidad de árboles cuya altura supera los 25 m (Cantillo *et al.*, 2004). Aunque, esta misma tendencia se ha evidenciado en otros levantamientos cercanos al área de estudio (Cortés *et al.*, 2020).

Diversidad

En cuanto a la diversidad, Restrepo (2016), en la vegetación de Guasca, reporta valores de $H' = 2,87$ y $D = 0,89$ en bosques de crecimiento antiguo, y para bosques con desarrollo tardío los datos corresponden a $H' = 2,27$ y $D = 0,83$; los resultados de este estudio muestran un promedio de 2,31 en Shannon y 0,84 en Simpson, son datos cercanos a la tendencia de bosques con desarrollo tardío. Cantillo *et al.* (2004), en la reserva Cárpatos, presenta resultados de $H' = 2,87-3,02$ y $D = 0,91$ a 0,93, situación similar a la presentada en la parcela 8; sin embargo, Cantillo y Gracia (2013) registran promedios de $H' = 3,61$ y $D = 0,97$ en los bosques de los cerros orientales de Bogotá, valores contrastantes con los índices calculados en esta investigación, los cuales son inferiores y dan noción de un estado de diversidad media.

Biomasa aérea

De las especies con mayor aporte, en aquellas con relación directamente proporcional entre el diámetro y la biomasa aérea, es evidente la ausencia de individuos en varias categorías diamétricas, indicador de alta heterogeneidad estructural en el bosque debido a patrones de desagregación por árboles con altos valores de área basal (Lutz *et al.*, 2013). Sin embargo, esta condición aplica para los taxones que pueden alcanzar los 70 cm o más, cuya biomasa se encuentra en función de la dominancia (*C. angustifolia*, *F. pertusa*, *F. sp.*, *Q. humboldtii*); dado que los que llegan a los 50 o 60 cm tienden a manifestar reducción al llegar a la última categoría, lo que puede ser indicio de biomasa condicionada por la abundancia (*C. gossypifolius*, *P. excelsa*, *M. symplocoidea* y *A. bogotensis*) (Bohn *et al.*, 2014). Así mismo, es posible que *S. laurifolium* se encuentre en condiciones similares al último grupo descrito, pero los árboles muestreados no manifiestan tendencia al no superar la tercera clase diamétrica.

Por último, Phillips *et al.* (2011) señalan que el valor de biomasa aérea total en bosques montanos en Colombia corresponde a una media de 131,9 Mg ha⁻¹ en un intervalo de 106,4 y 145,5 Mg ha⁻¹. También, Pérez y Díaz (2010) exponen cifras de biomasa aérea en fustales que varían entre 76,2 y 151,6 Mg ha⁻¹ para bosques en Santander, donde el principal aporte de dicha variable lo proporciona *W. tomentosa*; así mismo, en el caso de Cundinamarca, se registran de 62,8 a 171,9 Mg ha⁻¹ con un rol significativo de *Q. humboldtii*. En suma, Rodríguez *et al.* (2018) reportaron biomasa aérea en bosques de La Calera y Guasca, hallando intervalos de 141,4 a 244,4 Mg ha⁻¹.

Los resultados de otras investigaciones en biomasa aérea se posicionan en niveles inferiores a los encontrados en este estudio ($206,22 \pm 49,37 \text{ Mg ha}^{-1}$). Las existencias encontradas son similares a las reportadas por Álvarez *et al.* (2017) en bosques andinos con *Q. humboldtii* en el norte de Sudamérica ($229,9 \pm 85,8 \text{ Mg ha}^{-1}$), taxón que coincide con la dominancia, a nivel de biomasa, de la vegetación arbórea analizada.

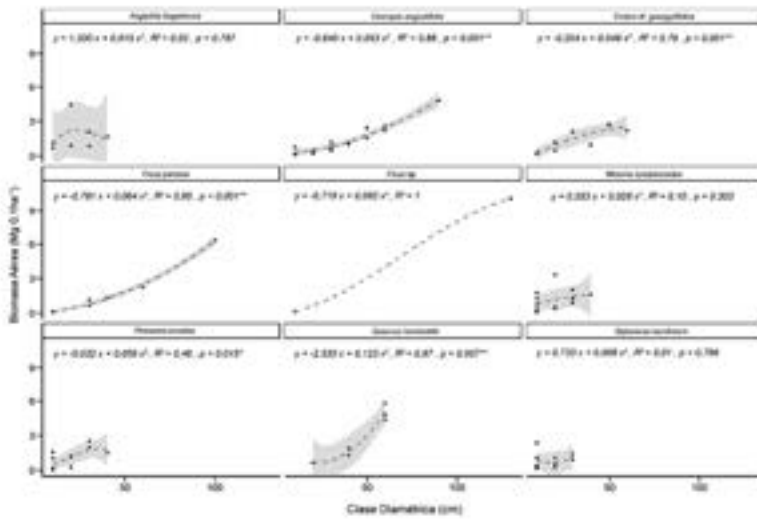


Figura 5. Biomasa aérea por distribución diamétrica en especies dominantes (50% de la AGB) de la vegetación arbórea del bosque andino del parque natural Chicaque. Siglas: *, $\alpha = 95\%$; **, $\alpha = 99\%$. Fuente: elaboración propia.

Conclusiones y recomendaciones

Las condiciones ecológicas de la vegetación arbórea del Parque Natural Chicaque corresponden a bosque secundario de desarrollo tardío, teniendo en cuenta los resultados encontrados en composición, diversidad alfa y estructura. No obstante, los valores determinados proporcionan un marco de referencia favorable en el reconocimiento del servicio ecosistémico de regulación climática que presta la zona, a través del secuestro de carbono en la biomasa aérea.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a David Escobar, quien ha sido parte fundamental en la construcción del convenio entre el Semillero de Investigación en Diversidad Forestal –DIFI–, de la Universidad Distrital, y el Parque Natural

Chicaque. Así mismo, se reconoce la contribución de los conocedores locales y funcionarios del área. También, se resaltan los aportes de los integrantes del semillero DIFI y el personal del Herbario Forestal.

Referencias bibliográficas

- Álvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., de las Salas, G., del Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S. y Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 267, 297-308. 10.1016/j.foreco.2011.12.013
- Aphalo, J. L. y Slowikowski, K. (2020). Package "ggpmisc": miscellaneous extensions to ggplot2, R Package Version 0.3.4. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpmisc/ggpmisc.pdf>
- Arellano, H. y Rangel-Ch., J. (2008). Patrones en la distribución de la vegetación en áreas de páramo de Colombia: heterogeneidad y dependencia espacial. *Caldasia*, 30(2), 355-411. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39177/41037>
- Ariza, W., Carvajal, L. y Puentes, D. (2015). *Árboles y arbustos del bosque altoandino del Sumapaz*. Universidad Distrital "Francisco José de Caldas".
- Armenteras, D., Gast, F. y Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256. 10.1016/S0006-3207(02)00359-2
- Avella, A. y Ávila, F. (2017). La flora vascular de los bosques de Roble (Fagaceae) en Colombia: aproximación inicial. En: O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica XV, Los bosques de robles (Fagaceae) en Colombia: composición florística, estructura, diversidad y conservación* (pp. 215-259). Universidad Nacional de Colombia.
- Barbosa, T. y Saénz, N. (2017). *Diseño de interpretación ambiental y análisis de capacidad de carga turística del sendero colonial del parque natural Chicaque (San Antonio del Tequendama-Cundinamarca)* (tesis de pregrado). Universidad Distrital "Francisco José de Caldas".
- Bare, M. C. y Ashton, M. S. (2016). Growth of native tree species planted in montane reforestation projects in the Colombian and Ecuadorian Andes differs among site and species. *New Forests*, 47, 333-355. 10.1007/s11056-015-9519-z
- Beets, P. N., Mark, O. K., Oliver, G. R., Pearce, S. H., Graham, J. D. y Brandon, A. (2012). Allometric equations for estimating carbon stocks in natural forest in New Zealand. *Forests*, 3, 818-839. 10.3390/f3030818
- Bernal, R., Gradstein, S. y Celis, M. (eds) (2020). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. <http://www.catalogodeplantasdecolombia.unal.edu.co>
- Berry, P. (2002). Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. En M. Guariguata y G. Kattan, (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (pp. 83-96). Ediciones LUR.
- Bohn, K., Pavlick, R., Reu, B. y Kleidon, A. (2014). The strengths of r and K selection shape diversity-disturbance relationships. *PLoS One*, 9(4), e95659. 10.1371/journal.pone.0095659
- Bradford, M. y Murphy, H. T. (2019). The importance of large-diameter trees in the wet tropical rainforests of Australia. *PLoS One*, 14(5), e0208377. 10.1371/journal.pone.0208377
- Budowski, G. (1965). *Distribution of tropical american rain-forest species in the light of successional processes*. CATIE.
- Cantillo, E., Rodríguez, K. y Avella, A. (2004). Diversidad y caracterización florística-estructural de la vegetación arbórea de la reserva forestal Cárpatos (Guasca, Cundinamarca). *Colombia Forestal*, 8(17), 5-27. 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2004.1.a01
- Cantillo, E. y Gracia, M. (2013). Diversidad y caracterización florística de la vegetación natural en tres sitios de los cerros orientales de Bogotá D.C. *Colombia Forestal*, 16(2), 228-256. 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2013.2.a08
- Carrera, F. (1996). *Guía para la planificación de inventarios forestales en la zona de usos múltiples de la reserva de la Biosfera Maya, Peten, Guatemala*. CATIE.
- Carvajal-Rojas, L. (2002). Herbario Forestal "Gilberto Emilio Mahecha Vega" -UDBC-. *Colombia Forestal*, 7, 151-152. 10.14483/2256201X.3316
- Cavelier, J. (1997). Selvas y bosques montanos. En: M. Chaves y N. Arango (eds.), *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad, Tomo I: diversidad biológica*. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt.
- Cavelier, J. y Etter, A. (1995). Deforestation of montane forest in Colombia as result of illegal plantations of opium (*Papaver somniferum*). En: S. Churchill, H. Baslev, E. Forero y J. Luteyn (eds.), *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests* (pp. 541-550). The New York Botanical Garden.
- Churchill, S., Baslev, H., Forero, E. y Luteyn, J. (eds.). (1995). *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests*. The New York Botanical Garden.
- Cleveland, W. S. y Devlin, S. J. (1988). Locally weighted regression: an approach to regression analysis by local fitting. *Journal of the American Statistical Association*, 83(403), 596-610. 10.2307/2289282
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres -CITES-. (2017). Apéndices I, II y III. CITES.
- Cortés-Ballén, L., Camacho-Ballesteros, S. y Matoma-Cardona, M. (2020). Estudio de la composición y estructura del bosque andino localizado en Potrero Grande, Chipaque (Colombia). *Revista U.D.C.A.: Actualidad y Divulgación Científica*, 23(1), e1483. <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/1483/1897>
- Cuatrecasas, J. (1958). Aspectos de la vegetación natural de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de las Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 10(40), 221-264. 10.18257/fraccefy.599
- de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. y Willems, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, 260-272. 10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Efron, B. (1979). Bootstrap methods: another look at the Jackknife. *The Annals of Statistics*, 7(1), 1-26. 10.1007/978-1-4612-4380-9_41
- Eloisa-León, H., Nieto-Montes de Oca, A. y Navarro-Carbajal, M. C. (2010). Conservadurismo filogenético del nicho ecológico: un enfoque integral de la evolución. *Ciencias*, 98, 64-69. <http://www.revistas.unam.mx/index.php/cns/article/view/22874>
- Finol, U. (1971). Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. *Revista Forestal Venezolana*, 14(2), 29-42.
- Franco, P., Rangel-Ch., J. y Lozano, G. (1986). Estudios ecológicos en la cordillera oriental colombiana: la vegetación de los alrededores de la laguna de Chingaza (Cundinamarca). *Caldasia*, 15(71-75), 219-248. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/35517/35910>

- Galindo-T., R., Betancur, J. y Cadena-M., J. J. (2003). Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna Guanentá – Alto río Fonce, cordillera oriental colombiana. *Caldasia*, 25(2), 313-335. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39393/41286>
- Gentry, A. (1982). Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between central and south America, pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69(3), 557-593. 10.2307/2399084
- Gentry A. (1993). Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. En: Churchill, S., Balslev, H., Forero, E. y Luteyn J. (eds.) *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests: Proceedings of the neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium*. The New York Botanical Garden.
- Guariguata, M. R. y Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185-206. 10.1016/S0378-1127(00)00535-1
- Hernández-G., M., Rosales-C., N. y Cortés-S., S. P. (2011). Riqueza y diversidad florística de un bosque de niebla subandino en la reserva forestal laguna de Pedro Palo (Tena-Cundinamarca, Colombia). *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 7(1), 32-47. 10.18359/rfcb.2109
- Holdridge, L. (1967). *Life zone ecology*. Tropical Science Center.
- Hulbert, S. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52, 577-586. 10.2307/1934145
- Kindt, R., John, I., Ordoñez, J., Smith, E., Orwa, C., Mosoti, B., Chege, J., Dawson, I., Harja, D., Kehlenbeck, K., Luedeling, E., Lillesø, J., Muchugi, A., Munjuga, M., Mwanza, L., Sinclair, F., Graudal, L. y Jamnadass, R. (2020). *Agroforestry species switchboard: a synthesis of information sources to support tree research and development activities*. Version 1.4. <http://db.worldagroforestry.org/>
- Liesner, R. (1997). *Técnicas de Campo utilizadas por el Jardín Botánico de Missouri*. Missouri Botanical Garden.
- Llambí, L. D., Becerra, M. T., Peralvo, M., Avella, A., Baruffol, M. y Flores, L. J. (2020). Monitoring biodiversity and ecosystem services in Colombia's high andean ecosystems: toward an integrated strategy. *Mountain Research and Development*, 39(3), A8-A20. 10.1659/MRD-JOURNAL-D-19-00020.1
- Lutz, J. A., Larson, A. J., Freund, J. A., Swanson, M. E. y Bible, K. J. (2013). The importance of large-diameter trees to forest structural heterogeneity. *PLoS One*, 8(12), e82784. 10.1371/journal.pone.0082784
- Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science.
- Marden, J. I. (2003). *Notes on analysis variance: old school*. University of Illinois.
- Matteucci, S. y Colma, A. (1982). *Métodos de estudio de la vegetación*. Secretaría general de la organización de los estados americanos.
- Mendoza-Cifuentes, H. (2012). Patrones de riqueza específica de las familias Melastomataceae y Rubiaceae en la cordillera oriental, Colombia, norte de los Andes, y consideraciones para la conservación. *Colombia Forestal*, 15(1), 5-54. 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2012.1.a01
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible -MADS-. (15 de septiembre de 2017). Resolución 1912 de 2017: Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana continental y marino costera que se encuentran en el territorio nacional y se dictan otras disposiciones. MADS.
- Missouri Botanical Garden. (2018). Tropicos.org. <http://www.tropicos.org>.
- Noss, R. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364. 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M., Szocs, E. y Wagner, H. (2018). Vegan: community ecology package, R Package Version 2.5-2. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>.
- Pearson, K. (1895). Skew variation in homogeneous material. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 186, 343-414. 10.1098/rsta.1895.0010
- Pearson, K. (1902). On the mathematical theory of errors of judgment, with special reference to the personal equation. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 198, 274-286. 10.1098/rspa.1901.0059
- Pearson, K. (1992). On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *Breakthroughs in Statistics*, 11-28. 10.1007/978-1-4612-4380-9_2
- Pérez, M. y Díaz, J. (2010). *Estimación del carbono contenido en la biomasa forestal aérea de dos bosques andinos en los departamentos de Santander y Cundinamarca* (tesis de pregrado). Universidad Distrital "Francisco José de Caldas".
- Pérez-Preciado, A. (2000). *La estructura ecológica principal de la sabana de Bogotá*. Sociedad Geográfica de Colombia – Academia de Ciencias Geográficas.
- Phillips, J., Duque, Á., Yepes, A., Cabrera, K., García, M., Navarrete, D., Álvarez, E. y Cárdenas, D. (2011). *Estimación de las reservas actuales (2010) de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia: estratificación, alometría y métodos analíticos*. Instituto de hidrología, meteorología, y estudios ambientales - IDEAM-.
- R development core team. (2017). R: a language and environment for statistical Computing. <http://www.R-project.org>
- Rangel-Ch., J. (1991). *Vegetación y ambiente en tres gradientes montañosos de Colombia* (tesis de doctorado). Universiteit van Amsterdam.
- Rangel-Ch., J. (2015). La biodiversidad de Colombia: significado y distribución regional. *Revista de la Academia Colombiana de las Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(151), 176-200. 10.18257/raccefyn.136
- Rangel-Ch., J. y Aguirre, J. (1986). Estudios ecológicos en la cordillera oriental colombiana: la vegetación de la cuenca del lago de Tota (Boyacá). *Caldasia*, 15(71-75), 262-311. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/35045/35304>
- Rangel-Ch., J., Cleef, A. y Arellano, H. (2008). La vegetación de los bosques y selvas del transecto Sumapaz. En: T. van der Hammen (ed.), *La cordillera oriental colombiana transecto Sumapaz* (pp. 695-797). J. Cramer.
- Rangel-Ch., J. y Lozano-C., G. (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán de Puracé. *Caldasia*, 14(68-70), 503-547. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/34940/35206>
- Rangel-Ch., J. y Velázquez, A. (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En: J. Rangel-Ch., P. Lowry, y M. Aguilar (eds.), *Colombia diversidad biótica II: Tipos de vegetación en Colombia* (pp. 59-87). Universidad Nacional de Colombia.
- Reina, M., Medina, R., Ávila, F. A., Ángel, S. P. y Cortés-B., R. (2010). Catálogo preliminar de la flora vascular de los bosques subandinos de la reserva biológica Cachalú, Santander (Colombia). *Colombia Forestal*, 13(1), 27-54. 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a02
- Restrepo, J. (2016). *Caracterización vegetal del bosque altoandino en diferentes estados sucesionales de la reserva biológica "Encenillo", Guasca – Cundinamarca* (tesis de pregrado). Universidad Javeriana.
- Rivera, D. y Córdoba, C. (1998). Guía ecológica: parque natural Chicaque. Jardín botánico de Bogotá "José Celestino Mutis".

- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M. y Romero, M. (2006). *Ecosistemas de los andes colombianos*. Instituto de investigación de recursos biológicos "Alexander von Humboldt".
- Rodríguez-Alarcón, S., Rodríguez-Eraso, N., Pineda-Rincón, I. y López-Camacho, R. (2018). Effects of fragmentation on functional diversity associated with aboveground biomass in a high andean forest in Colombia. *Landscape Ecology*, 33, 1851-1864. 10.1007/s10980-018-0719-8
- Rojas, S. (2017). Estructura y composición florística de la vegetación en proceso de restauración de los cerros orientales de Bogotá. *Caldasia*, 39(1), 124-139. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/60084/60440>
- Ryan, D. (2018). Global Plants: a model of international collaboration. *Biodiversity Information Science and Standards*, 2, e28233. 10.3897/biss.2.28233
- Shannon, C. y Weaver, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press.
- Simpson, E. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688. 10.1038/163688a0
- Smith, E. y van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40, 119-129. 10.2307/2530750
- Stadtmüller, T. (1987). *Cloud forests in the humid tropics: a bibliographic review*. CATIE.
- Student. (1908). The probable error of a mean. *Biometrika*, 6, 1-25. 10.1007/978-1-4612-4380-9_4
- Sugden, A. (1996). The biographer's paradise. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(9), 390.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza -UICN-. (2012). Categorías y criterios de la lista roja de la IUCN: Versión 3.1. UICN.
- van der Hammen, T. (1995). Plioceno y cuaternario del altiplano de Bogotá y sus alrededores. *Análisis geográficos*, 24, 1-142.
- van der Hammen, T. (2000). Aspectos de historia y ecología de la biodiversidad norandina y amazónica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 24(91), 231-245. <https://raccelfyn.co/index.php/raccelfyn/issue/view/136/248>
- van der Hammen, T. y Cleef, A. (1983). Datos para la historia de la flora andina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 56, 97-107. http://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1983/2/Van_Der_Hammen_&_Cleef_1983.pdf
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H. y Dunnington, D. (2020). Package "ggplot2": create elegant data visualizations using the grammar of graphics, R Package Version 3.3.0. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf>
- Williamson, D. F., Parker, R. A. y Kendrick, J. S. (1989). The box plot: a simple visual method to interpret data. *Academia and Clinic*, 110(11), 916-921. 10.7326/0003-4819-110-11-916
- Zanne, A., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S., Miller, R., Swenson, N., Wiemann, M. y Chave, J. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad digital repository. <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.234>.

Anexos

Anexo 1. Lista de especies de la vegetación arbórea del bosque de niebla del parque natural Chicaque.

Familia	Género	Especie	Nombre Común	No. de Colección	
Actinidiaceae	<i>Saurauia</i>	<i>Saurauia scabra</i> (Kunth) D. Dietr.	N/A	NSR009	
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i>	<i>Ilex</i> cf. <i>guayusa</i> Loes.	Huesillo	ACW7686	
		<i>Oreopanax glabrifolius</i> Cuatrec.	Baloncillo	CPR018	
Araliaceae	<i>Oreopanax</i>	<i>Oreopanax bogotensis</i> Cuatrec.	N/A	Obs. en Campo	
		<i>Sciodaphyllum</i>	<i>Sciodaphyllum heterotrichum</i> Decne. & Planch.	N/A	CAP161
Asteraceae	<i>Critoniopsis</i>	<i>Critoniopsis bogotana</i> (Cuatrec.) H. Rob.	N/A	SED519	
		<i>Montanoa</i>	<i>Montanoa quadrangularis</i> Sch. Bip.	N/A	NSR004
		<i>Verbesina</i>	<i>Verbesina crassiramea</i> S.F. Blake	Árbol Loco	NSR006
Brunelliaceae	<i>Brunellia</i>	<i>Brunellia acutangula</i> Bonpl.	N/A	MAS190	
		<i>Brunellia sibundoya</i> Cuatrec.	Cedrillo	DJL738	
Buxaceae	<i>Styloceras</i>	<i>Styloceras laurifolium</i> (Willd.) Kunth	Naranjuelo, Tijereto	MAS210A	

Cannabaceae	<i>Trema</i>	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Látigo	CPR008
Caricaceae	<i>Vasconcellea</i>	<i>Vasconcellea goudotiana</i> Triana & Planch.	Papayuelo	DM011
Chlethraceae	<i>Clethra</i>	<i>Clethra fagifolia</i> var. <i>bicolor</i> (Kunth) Sleumer	N/A	MAS192
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum</i> cf. <i>goudotianum</i> Solms	Aguanoso	DJL725
		<i>Hedyosmum colombianum</i> Cuatrec.	Granizo	MAS208
Clusiaceae	<i>Chrysochlamys</i>	<i>Chrysochlamys</i> cf. <i>colombiana</i> (Cuatrec.) Cuatrec	Sangre toro	DJL070
		<i>Chrysochlamys dependens</i> Planch & Triana	Sangre toro	CPR059
	<i>Clusia</i>	<i>Clusia cundinamarcensis</i> Cuatrec.	Cope	MAS226
		<i>Clusia</i> cf. <i>multiflora</i> Kunth.	Cope	CAP166
Cordiaceae	<i>Cordia</i>	<i>Cordia bogotensis</i> Benth.	Nogal	ACW7682
Cyatheaceae	N/A	<i>Cyathea</i> indet.	Palma Boba	MAS245
Euphorbiaceae	<i>Acalypha</i>	<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	N/A	CAP017
	<i>Alchornea</i>	<i>Alchornea</i> cf. <i>bogotensis</i> Pax & K. Hoffm	N/A	CAP003
	<i>Croton</i>	<i>Croton</i> cf. <i>gossypifolius</i> Vahl	Drago, Sangregado	DJL067
	<i>Sapium</i>	<i>Sapium stylare</i> Mull. Arg.	Lechoso	SED515
Indeterminados	N/A	Indet. 1	N/A	Obs. en Campo
		Indet. 2	N/A	Obs. en Campo
		Indet. 3	N/A	Obs. en Campo
Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	Roble	TBS042
Lamiaceae	<i>Aegiphila</i>	<i>Aegiphila bogotensis</i> (Spreng.) Moldenke	Masato	ACW7690
	<i>Aiouea</i>	<i>Aiouea</i> indet.	Laurel rojo	MAS225
	<i>Beilschmiedia</i>	<i>Beilschmiedia costaricensis</i> (Mez & Pittier) C.K. Allen	Amarillo	CPR037
Lauraceae	N/A	Lauraceae indet.	Amarillo común, laurel	DJL061
	<i>Nectandra</i>	<i>Nectandra</i> cf. <i>discolor</i> (Kunth) Nees	Laurel yema de huevo, amarillo	MAS202
		<i>Nectandra</i> cf. <i>laurel</i> Klotzsch ex Nees	N/A	CAP164
Malpighiaceae	<i>Bunchosia</i>	<i>Bunchosia armeniaca</i> (Cav.) DC.	Ciruelo de monte	DJL069

	<i>Meriania</i>	<i>Meriania peltata</i> L. Uribe	N/A	DJL073
Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia caudata</i> (Bonpl.) DC.	Tuno esmeraldo	SED525
		<i>Miconia</i> cf. <i>symplocoidea</i> Triana	Tuno	DJL109
		<i>Miconia</i> indet.	Tuno	DJL036
		<i>Miconia floribunda</i> (Bonpl.) DC.	Tuno	DJL002
		<i>Miconia micropetala</i> Cogn.	Tuno	DJL001
		<i>Miconia symplocoidea</i> Triana	Tuno Esmeraldo	DJL012
			<i>Cedrela</i>	<i>Cedrela montana</i> Moritz ex. Turcz.
Meliaceae	<i>Guarea</i>	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Maco, Palo tigre, Turmae' Mono, Guacharaco	CPR030
	<i>Ruarea</i>	<i>Ruarea</i> cf. <i>pubescens</i> H. Karst.	N/A	CAP170
		<i>Ruarea glabra</i> Triana & Planch	Fique	YDG015
Monimiaceae	<i>Mollinedia</i>	<i>Mollinedia tomentosa</i> (Benth.) Tul.	N/A	AR020
Moraceae	<i>Ficus</i>	<i>Ficus pertusa</i> L.f.	Caucho, Mata palo	JV019
		<i>Ficus</i> indet.	Caucho	DJL032
	<i>Morus</i>	<i>Morus insignis</i> Bureau	Arracacho	SED018
Myrtaceae	<i>Myrcianthes</i>	<i>Myrcianthes orthostemon</i> (O. Berg) Grifo	Arrayán Levaduro, Arrayán chizo, Arrayán rojo	JV009
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma</i>	<i>Hieronyma huilensis</i> Cuatrec.	Chuguaca	AR010
Piperaceae	<i>Piper</i>	<i>Piper arbelaezii</i> Trel. & Yunck.	Cordoncillo	MAS239
		<i>Piper holtonii</i> C. DC.	Cordoncillo	DJL045
Primulaceae	<i>Cybianthus</i>	<i>Cybianthus</i> indet.	N/A	NC016
	<i>Myrsine</i>	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	Cucharro	NSR007
Proteaceae	<i>Panopsis</i>	<i>Panopsis suaveolens</i> (Klotzsch) Pittier	Yolombó	CPR011
	<i>Roupala</i>	<i>Roupala pachypoda</i> Cuatrec.	Maiz tostao'	KM010
Rosaceae	<i>Prunus</i>	<i>Prunus integrifolia</i> (C. Presl) Walp.	Botundo	ATM374

	<i>Hoffmannia</i>	<i>Hoffmannia sprucei</i> Standl.	Cafetillo	DJL028
	<i>Ladenbergia</i>	<i>Ladenbergia macrocarpa</i> (Vahl) Klotzsch	Quino	CAP173
Rubiaceae	<i>Palicourea</i>	<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (Ruiz & Pav.) DC.	N/A	DB024
	<i>Psychotria</i>	<i>Psychotria rufiramea</i> Standl.	Masato	DJL031
		<i>Psychotria</i> indet.	N/A	DJL108
Sabiaceae	<i>Meliosma</i>	<i>Meliosma bogotana</i> Steyerm.	Oreja e' Mula	CPR044
Salicaceae	<i>Casearia</i>	<i>Casearia</i> indet.	N/A	AR004
Sapindaceae	<i>Cupania</i>	<i>Cupania americana</i> L.	Guacharaco	DJL059
Sapotaceae	<i>Pouteria</i>	<i>Pouteria baehniiana</i> Monach.	Caimo, Maco	NC010
Simaroubaceae	<i>Picrasma</i>	<i>Picrasma excelsa</i> (Sw.) Planch.	Cuasio, Palo dulce	SED017
	<i>Brugmansia</i>	<i>Brugmansia arborea</i> (L.) Lagerh.	Borrachero	DM010
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum</i> indet.	N/A	CPR066
	<i>Cecropia</i>	<i>Cecropia angustifolia</i> Trécul	Yarumo	DJL076
Urticaceae	<i>Urea</i>	<i>Urea baccifera</i> (L.) Gaudich	Ortigo	SED009

Fuente: elaboración propia.