

Composición, estructura, diversidad y biomasa en bosques: Influencia de las prácticas de manejo en comunidades étnicas en Lloró, Chocó-Colombia

Henry Hernan Medina-Arroyo¹, y Juan Carlos Camargo-García²

Resumen

Para evaluar el efecto del aprovechamiento de bosques húmedos tropicales en la región del Chocó biogeográfico, se realizó un inventario forestal en el que se analizó la diversidad de plantas, el área basal y la biomasa en bosques aprovechados por tres comunidades étnicas en Lloró (Chocó, Colombia). Se establecieron 40 parcelas temporales de muestreo de 20 x 50 m (0,1 ha), en sitios con y sin manejo, distribuidas en grupos de cinco parcelas por condición y comunidad (afrodescendientes, afrodescendientes con entable, indígenas y mestizos). El mayor número de individuos (2034/ha-1) se registró en la condición de bosque no manejado bajo influencia de comunidades afrodescendientes. Por su parte, la mayor riqueza taxonómica expresada en número de géneros (86), especies (117) y familias (40) se encontró en la misma condición en bosques asociados a comunidades indígenas, las cuales también presentaron los valores más altos de biomasa y área basal (103,11 t/ha-1 y 47,66 m²/ha), seguidas por las comunidades afrodescendientes con 81,51 t/ha-1 y 38,84 m²/ha-1. En contraste, el menor número de individuos (534/ha-1) se registró en bosques manejados por mestizos y respecto a géneros (49), especies (57) y familias (24) fue más bajo en bosques manejados por afrodescendiente con entable. Asimismo, la biomasa y el área basal resultó más bajo en sitios manejados por afrodescendientes con entable (12,48 t/ha-1 y 7,52 m²/ha) y mestizos (13,26 t/ha-1 y 8,42 m²/ha-1). Así, la riqueza y abundancia de los bosques decrece con la intensidad del aprovechamiento, evidenciando que la forma e intensidad con que las comunidades realizan esta práctica es determinante en la composición de estos bosques y útil para definir estrategias de manejo de estos.

Palabras clave: comunidad, intensidad del aprovechamiento, tala selectiva, manejo forestal.

*FR: 13-V-2025. FA: 16-X-2025.

¹ Ph.D. e Ingeniero Agroforestal. Profesor, Universidad Tecnológica del Chocó, Facultad de Ingeniería, Programa Ingeniería Agroforestal, Quibdó, Colombia. Correo electrónico: d-henry.hernan@utuch.edu.co

 orcid.org/0000-0002-9596-9054 **Google scholar**

² Ph.D. y Agrólogo. Profesor, Universidad Tecnológica de Pereira, Facultad de Ciencias Ambientales, Programa Doctorado Interinstitucional en Ciencias Ambientales, Pereira, Colombia. Correo electrónico: jupipe@utp.edu.co

 orcid.org/0000-0002-3325-0810 **Google Scholar**



COMO CITAR:

Medina-Arroyo, H.H., y Camargo-García, J.C. (2025). Composición, estructura, diversidad y biomasa en bosques: Influencia de las prácticas de manejo en comunidades étnicas en Lloró, Chocó-Colombia. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 29(2), 51-81. <https://doi.org/10.17151/bccm.2025.29.2.3>



Forest composition, structure, diversity and biomass: The influence of management practices in ethnic communities in Lloró, Chocó, Colombia.

Abstract

In order to evaluate the impact of tropical rainforest exploitation in the Chocó biogeographic region, a forest inventory was conducted to analyse the diversity of plants, the basal area and the biomass of forests exploited by three ethnic communities in Lloró (Chocó, Colombia). Forty temporary sampling plots measuring 20 x 50 m (0.1 ha) were established in managed and unmanaged areas, with five plots per condition and community (Afro-Colombians, Afro-Colombians with entables, indigenous peoples, and mestizos). The highest number of individuals ($2034/\text{ha}^{-1}$) was recorded in unmanaged forests under the influence of Afro-descendant communities. The greatest taxonomic richness, expressed as the number of genera (86), species (117) and families (40), was found in forests associated with indigenous communities in the same condition. These forests also had the highest values for biomass and basal area (103.11 t/ha^{-1} and $47.66 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$), followed by forests associated with Afro-descendant communities (81.51 t/ha^{-1} and $38.84 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$). In contrast, the lowest number of individuals ($534/\text{ha}^{-1}$) and the lowest number of genera (49), species (57) and families (24) were recorded in forests managed by mestizos. The lowest number of genera (49), species (57) and families (24) were found in forests managed by Afro-descendants with entable. Similarly, biomass and basal area were lower in sites managed by Afro-descendants with entable (12.48 t/ha and $7.52 \text{ m}^2/\text{ha}$) and mestizos (13.26 t/ha and $8.42 \text{ m}^2/\text{ha}$). Thus, forest richness and abundance decreases with the intensity of exploitation, showing that the intensity and manner with which communities carry out this practice is decisive in determining the composition of these forests, and is useful for defining management strategies.

Keywords: forest management, community, intensity of exploitation, selective logging.

Introducción

Los bosques tropicales albergan más de la mitad de la biodiversidad de la tierra y ofrecen servicios cruciales y diversos a las sociedades humanas a escala global. Estos ecosistemas actúan como hábitats primarios para una amplia gama de especies, suministrando madera, apoyando el mantenimiento y la conservación de la biodiversidad y siendo indispensables para el mantenimiento general de la salud humana (Chaudhury et al., 2022).

Según Borma et al., (2022), la biodiversidad de estos ecosistemas contribuye a la conservación a corto y largo plazo de las reservas del carbono y mejora su absorción. Sin embargo, la fuerte presión antropogénica sobre estos ecosistemas amenaza su

papel en la mitigación del cambio climático y la pérdida de biodiversidad debido a la creciente deforestación y degradación forestal generada por las prácticas de aprovechamiento comunitarias (Gauí et al., 2019).

De acuerdo con Cazzolla et al., (2015), uno de los problemas del manejo realizado por las comunidades es la tala selectiva, la cual, puede reducir significativamente la riqueza de especies, además de la biomasa (Tene et al., 2023). En la tala selectiva, se presentan consecuencias ecológicas, degradación forestal significativa y severos impactos en la estructura de los bosques remanentes, lo cual genera variaciones en el ecosistema (Asuk et al., 2023). Estas variaciones incluyen la reducción de la densidad de árboles y por lo tanto del área basal, lo que reduce el almacenamiento de carbono, la abundancia de especies de árboles con alta densidad de madera, afectando la biomasa por unidad de volumen (Buragohain et al., 2023).

Asimismo, se ha demostrado que bosques con tala más intensiva presentan menor densidad de vegetación en comparación con los bosques sin talar (Santos et al., 2024). Lo que incide, en la capacidad de los bosques para amortiguar la variabilidad climática a gran escala, generando alteraciones en las condiciones microclimáticas y afectando el sotobosque (Santos et al., 2024). Además, de las características funcionales de los árboles en regeneración en los claros de tala (Baraloto et al., 2012). Por esta razón, la composición de especies de los bosques talados difiere significativamente de la de los bosques no talados, con una disminución de la diversidad de especies dentro de los bosques talados (Kissa et al., 2024). Por lo anterior, recuperar la composición de especies en los bosques talados selectivamente tiende a ocurrir más cerca del estado previo a la tala con el tiempo, lo que sugiere que los bosques talados selectivamente con intensidades bajas a moderadas son compatibles con la conservación de la biodiversidad, al menos durante el primer ciclo de explotación (Gauí et al., 2019).

Además, la tala, no solo afecta la composición vegetal, sino que se ha comprobado que reduce la abundancia de especies de aves y mamíferos, especialmente para las especies clasificadas como “vulnerables” o “casi amenazadas” por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Costantini et al., 2016).

En Colombia, que es considerado uno de los países megadiversos del mundo, y que alberga alrededor del 10% de la biodiversidad del planeta (Rodríguez et al., 2018), se encuentra la región del Pacífico, la cual, es la mayor productora de maderas tropicales y presenta características especiales asociadas a la ubicación geográfica del bosque y la asignación de derechos de propiedad colectiva (Rodríguez et al., 2018). En esta región está ubicado el municipio de Lloró, donde, la información sobre el manejo de bosques es limitada y las investigaciones se han enfocado en tópicos como la cuantificación de tasas de descomposición de hojarasca (Quinto y Ramos, 2009), principales especies

aprovechadas y su comercialización (Rengifo y García, 2010), inventario y etnobotánica de especies frutales silvestres comestibles (Córdoba y García, 2011) y uso de alimentos silvestres de origen animal en comunidades rurales asociadas con bosques húmedos tropicales al noroeste de Colombia (Asprilla y Díaz, 2020).

Lo anterior, pone en evidencia el desconocimiento sobre las consecuencias de las prácticas de aprovechamiento forestal, partiendo de las culturas de las comunidades en el sitio y su efecto en el ecosistema. En este sentido, evaluar el impacto del aprovechamiento realizado por comunidades étnicas sobre la composición, estructura, diversidad y biomasa en ecosistemas boscosos, es importante para adaptar medidas de conservación y manejo de acuerdo con las condiciones particulares. Además, es fundamental para implementar estrategias eficaces de gestión y conservación para mitigar los efectos negativos y apoyar la recuperación de estos ecosistemas críticos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Lloró, ubicado en el departamento del Chocó - Colombia (Figura 1), abarcando los territorios de comunidades étnicas (afrodescendientes e indígenas). Los ecosistemas boscosos, se encuentran a 75 m.s.n.m y, según el sistema de Holdrige (Derguy et al., 2019) corresponden a la zona de vida bosque pluvial tropical (bp-T), con una temperatura mayor de 24°, pendientes con rangos entre 1 % a 21 % y precipitación media anual de 12,94 mm. Las principales actividades económicas son el aprovechamiento forestal, minería, pesca y agricultura a baja escala.

Grupos étnicos

Las comunidades afrodescendientes e indígenas realizan el aprovechamiento forestal utilizando herramientas manuales y mecánicas, tales como motosierra, metro, machete, hilo, lima y destornilladores. Además, utilizan insumos como aceite, aceite quemado, grasa y gasolina. Las jornadas de trabajo se desarrollan generalmente entre las 7:00 am y las 4:00 pm. En todos los casos, los integrantes de estos grupos son habitantes del municipio de Lloró.

Por su parte, los afrodescendientes y mestizos vinculados con entables madereros, además de los recursos mencionados previamente, utilizan animales de carga (mulas y caballos) para la extracción de la madera. Los entables madereros cuentan con trabajadores permanentes y ranchos construidos en las inmediaciones del bosque, con dimensiones aproximadas de 4-5 m de frente por 8-10 m de largo. Estas estructuras presentan paredes y pisos de madera, techos de plástico y espacios interiores destinados a dormitorios rústicos. En este caso, los trabajadores retornan a sus viviendas cada 8

o 15 días. Mientras que los afrodescendientes vinculados a entables son originarios del área de estudio, en la comunidad mestiza aproximadamente el 40 % provienen de otros departamentos y el resto corresponde a habitantes locales.

Para la construcción de los entables madereros, se tienen en cuenta las características del bosque, especialmente la cantidad y diversidad de especies maderables que ameriten la inversión, y la fácil movilidad en un principio de los trabajadores al sitio de tala.

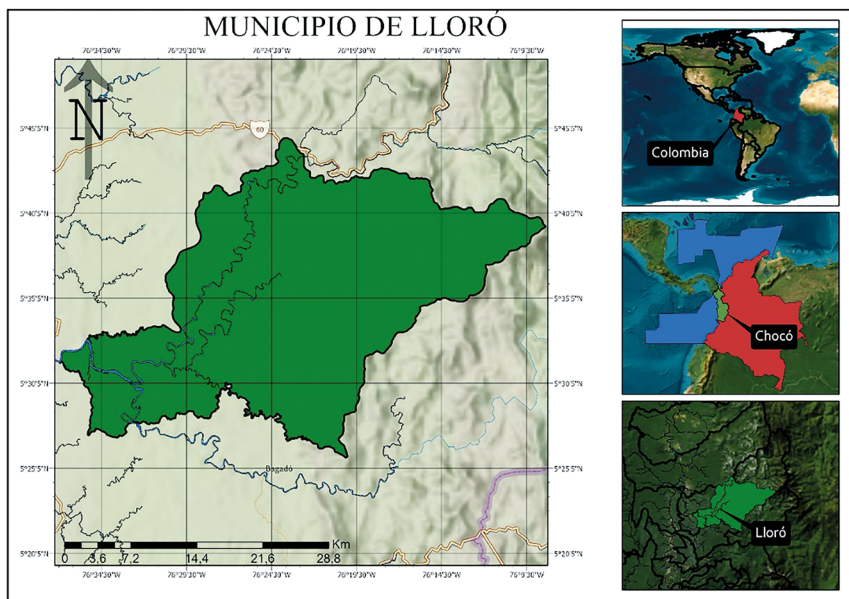


Figura 1. Ubicación del área de estudio, Lloró, Chocó, Colombia.
Fuente: elaboración propia

Establecimiento de parcelas

En total se establecieron 40 parcelas temporales de muestreo (PTM) de 20 x 50 m (0,1 ha), siguiendo la metodología propuesta por Torres et al., (2017) cuya permanencia en el ecosistema depende en gran medida de que no se manifiesten fenómenos naturales y antropogénicos; por lo que se hace necesario emprender estrategias para su conservación y manejo. Se cuantificó el carbono almacenado en la biomasa aérea en bosques de 12, 30 y 40 años, ubicados en el Jardín Botánico del Pacífico, Bahía Solano Chocó Colombia. Para ello, se les midió diámetro y altura total a todos los individuos presentes con DAP ≥ 10 cm, en nueve Parcelas Temporales de Muestreo de 0,1 ha. Se estimó la biomasa aérea a través de ecuaciones alométricas, el carbono almacenado en la biomasa aérea con

una fracción de carbono de 0,5, la tasa de fijación de carbono y dióxido de carbono equi-valentes (CO₂ eq). De estas, 20 parcelas se distribuyeron en sitios con cobertura boscosa manejada; las otras 20 parcelas se ubicaron en áreas aledañas a las primeras, pero correspondientes a sitios no manejados.

Las 20 parcelas establecidas en sitios manejados se distribuyeron de manera equitativa entre las tres comunidades consideradas en el estudio, asignándose cinco parcelas a territorios de comunidades afrodescendientes, cinco parcelas a comunidades afrodescendientes con entable maderero, cinco parcelas a comunidades indígenas y cinco parcelas a comunidades mestizas. De manera análoga, las 20 parcelas establecidas en sitios no manejados se distribuyeron siguiendo el mismo criterio, con cinco parcelas ubicadas en el territorio de cada comunidad.

Al interior de cada parcela se establecieron sub-parcelas cuadradas anidadas de 4 m², 25 m² y 100 m² al inicio y final de la parcela, en los extremos opuestos del lado más largo de la parcela para el muestreo de la regeneración natural, considerando las categorías de renuevo o plántula, brinzal y latizal.

Medición de variables

En la subparcela de 4m² se midió el diámetro a la base (Db) con un calibrador y la altura con una vara graduada para todos los individuos clasificados como renuevo o plántula, definidos como aquellos con una altura menor de 30 cm. En la subparcela de 25 m² se registraron igualmente el diámetro a la base (Db) y la altura de todos los individuos correspondientes a la categoría brinzal, con alturas comprendidas entre 31cm y 150 cm.

En la subparcela de 100 m² se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) con cinta diamétrica a todos los individuos con altura mayor a 150 cm y diámetro menor a 9,9 cm (brinzal), además, se estimaron las alturas. En la parcela 1000 m², se midió con cinta diamétrica el DAP a todos los individuos con DAP $\geq$ 10 cm y se estimaron las alturas de fustal (Tabla 1).

Tabla 1. Categoría de tamaño de la regeneración y fustales.

Categoría del tamaño	Nombre de clase	Tamaño de clase o categoría	Símbolo
Regeneración	Renuevo o plántula	Altura menor de 30 cm	Ct1
	Brinzal	Altura entre 31cm y 150 cm	Ct2
	Latizal	Altura mayor a 150 cm y diámetro menor a 9,9 cm	Ct3
Fustal		DAP $\geq$ 10 cm	Ct4

Fuente: elaboración propia

Diseño de muestreo

El diseño de muestreo combinó dos criterios de evaluación: comunidades y el tipo de manejo, lo que dio lugar a ocho factores o tratamientos y cinco réplicas, correspondientes a parcelas de muestreo.

La ubicación de las parcelas se definió de acuerdo con los criterios del método de muestreo propuesto por Gentry (1982), en el cual, las parcelas deben estar distanciadas una de otra máximo por 20 m entre sí, no se pueden interceptar y en lo posible se deben concentrar en un solo tipo de hábitat, ya sea bosque no manejado o manejado.

Identificación de especies vegetales

En campo se identificaron todas las especies hasta el máximo nivel taxonómico posible (especie, género, familia botánica). Para las especies registradas cuya identificación fue desconocida o dudosa, se enviaron fotografías a grupos de expertos. Además, se identificaron utilizando claves especializadas y por confrontación con el material depositado en la colección del herbario Chocó de la Universidad Tecnológica del Chocó. Posteriormente, todos los nombres científicos se comprobaron utilizando la base de datos *World Flora Online*.

Evaluación del estado del bosque

Se describió la composición florística y, la estructura mediante el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual, es el peso ecológico de cada especie dentro de su comunidad, en este caso, la importancia de las especies dentro de un tipo de bosque Cottam y Curtis (1956).

Así mismo, se determinó el **Índice** de Valor de Importancia Familiar (IVIF), el cual considera la abundancia, la dominancia y la frecuencia relativa de cada familia de plantas (Whittaker, 1972). Las variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de familia de 0% a 100%.

La diversidad alfa (dentro de bosques influenciados por cada comunidad) y beta (entre bosques), se evaluó a través de los siguientes índices:

Índice de Shannon-Wiener (H'): reconoce la uniformidad de los valores de importancia de las especies que integran la muestra analizada (Magurran, 1988; Krebs, 1989).

Índice de Simpson: consiste en calcular la probabilidad de existencia de dos individuos tomados al azar de una muestra, ambos de la misma especie (Magurran, 1988; Krebs, 1989).

Índice de similitud de Sorensen; similitud entre ecosistemas, cuyos cualitativos están basados en la presencia y ausencia de especies (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

Margalef; variedad o riqueza de especies dentro de la comunidad y puede ser expresado cuantitativamente

Índice de diversidad de Menhinick; se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que aumenta al aumentar el tamaño de la muestra (Whittaker 1972).

Biomasa aérea

A partir de variables como D y la densidad de la madera (Dm), estas con valores de la literatura Base Global de Datos de Densidad de la Madera (BGDM) (Zanne et al., 2009), fue estimada la biomasa de los fustales utilizando las ecuaciones de Alvarez et al., (2012) para los bosques pluviales tropical. Ecuación alométrica utilizada fue: $\exp$ El carbono almacenado en la biomasa aérea de fustales se usó de una fracción de carbono promedio de 0,5 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007).

Análisis de información

Con el IVI se comparó la diversidad a través de la abundancia y riqueza. Luego con el paquete Vegan (Oksanen. et al., 2022) de R (R Core Team 2022) se calcularon los índices de diversidad alfa y beta. Para la diversidad beta, se incluyó un análisis de redundancia y a partir de un análisis multivariado se evaluó la influencia del manejo del bosque dentro de cada comunidad. Con un análisis de clúster, se confirmó la disimilitud entre los tratamientos (comunidades y el manejo del bosque) lo cual se efectuó con base en (Oksanen et al., 2022) donde la matriz de distancias se calcula a partir del índice de Bray Curtis. En este caso, se usó el paquete vegan con R studio (Oksanen et al., 2022). Posteriormente, se integró la información de las variables dendrométricas dap : diámetro a la altura del pecho (cm); Ht : altura total (m); Hc : altura comercial (m); Dc : diámetro de copa (m) y las variables de masa bio: biomasa (t ha⁻¹), C: carbono (t ha⁻¹), G : área basal (m² ha⁻¹) y Vo : volumen (m³ ha⁻¹). Se obtuvieron, estadísticas descriptivas por bosques de acuerdo con su condición (manejado o no) y también por comunidades. Luego, se compararon mediante una prueba de ANOVA utilizando el paquete Stats que viene en R y Ri (R Core Team, 2022). En los datos de regeneración se comparó el DAP por tipo de manejo y comunidad. Además, se evaluó bio: biomasa (t/ha), C: carbono (t/ha), G : área basal (m²/ha) y Vo : volumen (m³/ha) entre comunidades y tipo de manejo. Finalmente, en un análisis de componentes principales se integró la información de diversidad y variables dendrométricas y de masa, utilizando el paquete facto extra de (Kassambara y Mundt, 2020) y Rstudio (R Core Team, 2022).

Resultados

Composición y estructura florística

El análisis de la diversidad beta, muestra que los valores más altos de abundancia y riqueza están dentro de cada comunidad en la condición de bosque no manejado. Como se muestra en la Tabla 2, el mayor número de individuos (2034/ha-1) se registró en la condición de bosque no manejado asociado a los afrodescendientes, mientras que la mayor riqueza taxonómica de género (86), especies (117) y familias (40) se observó en la misma condición de bosque, pero en territorios de las comunidades indígenas. En contraste, los valores más bajos de abundancia (534/ha-1) se reportaron en bosques manejados por mestizos con entable maderero. Asimismo, la menor riqueza de géneros (49), especies (57) y familias (24) se presentó en bosques manejados asociados a la comunidad afrodescendientes con entable.

Además, las diez especies y familias más importantes para las comunidades por tipo de bosque se presentan en la Tabla 3. Estas especies y familias registran una participación significativa en la estructura y dinámica de la comunidad, por lo tanto, el comportamiento de estas es importante en la representación futura de los mecanismos ecológicos que operan dentro de los bosques.

Tabla 2. Familias, especies y géneros por comunidades y tipo de manejo para toda la vegetación.

Comunidades	Sitios	Tratamiento	Familias	Especies	Géneros	Individuos/ha-1
Indígena	Manejado	1	34	87	82	822
	No manejado	2	40	117	86	1442
Afrodescendiente	Manejado	3	28	69	57	886
	No manejado	4	36	94	78	2034
Afrodescendiente con entable	Manejado	5	24	57	49	1086
	No manejado	6	28	91	72	1906
Mestizo con entable	Manejado	7	28	61	55	534
	No manejado	8	39	98	84	1444

Nota. Individuos ≤ 9.9 cm y ≥10cm de DAP.
Fuente: elaboración propia.

Tabla 3. Índice de valor de importancia (toda la vegetación) para las diez especies y familias con mayor peso ecológico en cada comunidad y tipo de manejo del bosque.

Comunidades/Sitio		Especies	IVI	Familias	IVIF
Indígena	Manejado	<i>Inga nobilis</i> Willd.	6,83	Urticaceae	11,20
		<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	9,74	Apocynaceae	11,55
		<i>Inga</i> sp.	10,38	Myristicaceae	12,76
		<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Prusk	10,58	Asteraceae	13,72
		<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	11,02	Annonaceae	14,02
		<i>Anaxagorea allenii</i> RE Fr.	11.076	Melastomataceae	17,17
		<i>Welfia regia</i> H.Wendl.	11,86	Malvaceae	20,90
		<i>Huberodendron patinoi</i> Cuatrec.	12,34	Moraceae	27,08
		<i>Castilla elastica</i> Cerv.	17,48	Fabaceae	35,37
	No manejado	<i>Wettinia quinaria</i> (OF Cook & Doyle) Burret	25,01	Arecaceae	43,99
		<i>Pouteria amygdalicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	8,16	Gesneriaceae	8,00
		<i>Ecclinusa</i> Sp.	8,91	Meliaceae	8,08
		<i>Welfia regia</i> H.Wendl.	9,91	Urticaceae	8,78
		<i>Protium colombianum</i> Cuatrec.	9,98	Myristicaceae	10,73
		<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	10,40	Burseraceae	15,39
		<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	11,41	Malvaceae	21,01
		<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	13,30	Sapotaceae	25,95
		<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	14,39	Moraceae	31,75
		<i>Castilla elastica</i> Cerv.	15.90	Fabaceae	40,65
		<i>Wettinia quinaria</i> (OF Cook & Doyle) Burret	19,35	Arecaceae	42,59

Afrodescendiente	Manejado	<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez	8,80	Hypericaceae	9,12
		<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.	9,18	Sapotaceae	12,93
		<i>Pourouma bicolor</i> C.Mart.	10,70	Urticaceae	13,33
		<i>Pouteria amygdallicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	10,72	Malvaceae	16,38
		<i>Tococa spadiceflora</i> Triana	11,74	Lauraceae	19,60
		<i>Castilla elastica</i> Cerv.	11,74	Melastomataceae	20,46
		<i>Andira inermis</i> (W.Wright) DC.	11,86	Moraceae	21,07
		<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	15,57	Meliaceae	22,12
		<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	19,48	Arecaceae	35,60
		<i>Wettinia quinaria</i> (OF Cook & Doyle) Burret	24,48	Fabaceae	38,84
	No manejado	<i>Huberodendron patinoi</i> Cuatrec.	8,05	Sapotaceae	14,69
		<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	8,08	Annonaceae	15,79
		<i>Castilla elastica</i> Cerv.	8,73	Lauraceae	16,87
		<i>Andira inermis</i> (W.Wright) DC.	10,19	Malvaceae	17,46
		<i>Xylopia columbiana</i> R.E.Fr. - GBIF	10,54	Lecythidaceae	8,71
		<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	11,05	Meliaceae	17,98
		<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	11,09	Melastomataceae	19,68
		<i>Pouteria amygdallicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	11,31	Arecaceae	21,62
		<i>Wettinia quinaria</i> (OF Cook & Doyle) Burret	14,07	Moraceae	24,91
		<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	16,08	Fabaceae	40,39

Afrodescendiente con entable	Manejado	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	10,33	Melastomataceae	13,53
		<i>Tococa spadiciiflora</i> Triana	10,47	Myristicaceae	14,75
		<i>Iryanthera tricornis</i> Ducke	11,01	Putranjivaceae	17,37
		<i>Garcinia intermedia</i> (Pittier) Hammel	11,25	Lecythidaceae	17,66
		<i>Manicaria saccifera</i> Gaertn.	11,78	Burseraceae	18,66
		<i>Eschweilera integrifolia</i> (Ruiz & Pav. ex Miers) R.Knuth	14,45	Myrtaceae	18,82
		<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	16,21	Clusiaceae	20,23
		<i>Protium amplum</i> Cuatrec.	17,22	Sapotaceae	21,86
		<i>Eugenia</i> Sp.	17,38	Arecaceae	24,97
	No manejado	<i>Pouteria amygdalicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	18,33	Fabaceae	25,30
		<i>Gyrocarpus americanus</i> Jacq.	7,48	Apocynaceae	9,87
		<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	7,62	Malvaceae	9,89
		<i>Guatteria amplifolia</i> Triana & Planch.	7,70	Lecythidaceae	11,06
		<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	9,84	Burseraceae	12,20
		<i>Protium amplum</i> Cuatrec.	10,70	Moraceae	13,30
		<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	10,84	Myrtaceae	13,68
		<i>Iryanthera tricornis</i> Ducke	11,11	Myristicaceae	14,51
		<i>Eugenia</i> Sp.	11,62	Arecaceae	18,40
		<i>Diploptropis martiusii</i> Benth.	12,17	Sapotaceae	31,21
		<i>Pouteria amygdalicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	24,94	Fabaceae	38,28

Manejado	<i>Wettinia quinaria</i> (OF Cook & Doyle) Burret	9,17	Moraceae	12,33
	<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.) Planch.	9,68	Burseraceae	14,94
	<i>Inga aff. mucuna</i> Walp.	9,93	Arecaceae	15,23
	<i>Tococa spadiceiflora</i> Triana	11,07	Putranjivaceae	16,92
	<i>Protium amplum</i> Cuatrec.	12,78	Rubiaceae	18,57
	<i>Psychotria micrantha</i> Kunth	12,94	Fabaceae	20,21
	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	16,03	Lecythidaceae	20,98
	<i>Eschweilera integrifolia</i> (Ruiz & Pav. ex Miers) R.Knuth	18,57	Myristicaceae	21,91
	<i>Iryanthera tricornis</i> Ducke	19,61	Melastomataceae	25,07
	<i>Pouteria amygdallicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	35,89	Sapotaceae	39,88
Mestizo con entable	<i>Psychotria micrantha</i> Kunth	7,40	Urticaceae	11,73
	<i>Wettinia quinaria</i> (OF Cook & Doyle) Burret	8,20	Malvaceae	12,53
	<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	8,44	Meliaceae	12,54
	<i>Tococa spadiceiflora</i> Triana	8,72	Lecythidaceae	15,51
	<i>Pourouma bicolor</i> C.Mart.	9,19	Arecaceae	16,22
	<i>Eschweilera integrifolia</i> (Ruiz & Pav. ex Miers) R.Knuth	9,30	Moraceae	16,63
	<i>Protium amplum</i> Cuatrec.	9,46	Melastomataceae	23,52
	<i>Inga aff. mucuna</i> Walp.	11,39	Myristicaceae	26,13
	<i>Iryanthera tricornis</i> Ducke	17,50	Sapotaceae	27,55
	<i>Pouteria amygdallicarpa</i> (Pittier) T.D.Penn.	18,76	Fabaceae	30,00

Fuente: elaboración propia

Diversidad alfa

Los resultados muestran que las condiciones de bosque no manejados a nivel general presentan alta diversidad en relación con los bosques manejados, menos diversidad, siendo los bosques manejados por la comunidad indígena los de mayor diversidad (Tabla 4).

Esta diferencia en los valores de diversidad probablemente puede estar asociada con el grado de intervención antrópica que se presenta en estos ecosistemas y cambios naturales, determinados por condiciones ambientales como las oscilaciones climáticas asociados con cambios en los regímenes de precipitación, inundaciones, sedimentación, deslizamientos de tierra y vientos fuertes que ocasionan la caída de árboles.

Tabla 3. Diversidad alfa

Comunidades	Sitios	Tratamiento	H	D	S	J	Menhinick	Margalef	Alfa
Indígena	Manejado	1	3,78	0,96	87	0,85	4,29	14,29	33,70
Indígena	No manejado	2	3,94	0,96	117	0,83	4,36	17,63	39,60
Afrodescendiente	Manejado	3	3,55	0,95	69	0,84	3,28	11,16	22,90
Afrodescendiente	No manejado	4	3,82	0,97	94	0,84	2,95	13,43	25,27
Afrodescendiente con entable	Manejado	5	3,32	0,95	57	0,82	2,45	8,89	16,06
Afrodescendiente con entable	No manejado	6	3,82	0,97	91	0,85	2,95	13,12	24,75
Mestizo con entable	Manejado	7	3,62	0,96	61	0,88	3,73	10,74	24,71
Mestizo con entable	No manejado	8	3,92	0,96	99	0,85	3,68	14,89	31,05

Nota aclaratoria: H: Shannon, D: Simpson, S: Riqueza, J: Equidad.
Fuente: elaboración propia

Análisis de redundancia

El análisis de redundancia permitió examinar la relación entre la composición de especies, los sitios de muestreo y los tipos de manejo forestal. Para el caso en estudio, se observó una mayor abundancia (st7, st8) y una menor rareza (st5, st6) hacia el extremo derecho del diagrama, correspondiente a valores altos en el eje de PC1, lo que sería indicador de mayor intervención y dominancia de especies pioneras. Por el contrario, hacia el extremo izquierdo del diagrama caracterizado por valores bajos en PC1 y altos en PC2 se identificaron sitios con mayor riqueza y rareza de especies (st1, st2, st3), los cuales corresponden a territorios manejados por comunidades indígenas y afrodescendientes con menor nivel de intervención (Figura 2).

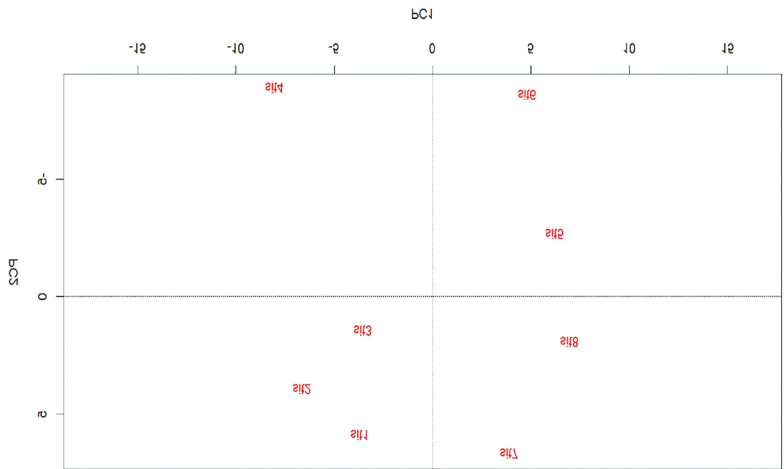


Figura 2. Análisis de redundancia.
Fuente: elaboración propia

De acuerdo con lo anterior, se evidenció que las comunidades afrodescendientes e indígenas difieren del resto y se relacionan moderadamente entre ellos en cuanto a las formas de aprovechamiento del bosque.

Estos resultados indican que los bosques aprovechados por los afrodescendientes y mestizos con entables madereros pueden llegar a reducir drásticamente sus poblaciones, a diferencia de los manejados por los indígenas y afrodescendientes.

De igual manera, el análisis clúster aplicado a las comunidades en relación con el tipo de manejo del bosque y su biodiversidad confirma que los afrodescendientes e indígenas (tratamientos 1-4) son los más parecidos, en contraste, las comunidades diferentes son los mestizas y los afrodescendientes con entables (tratamientos 5,6,7 y 8) (Figura 3).

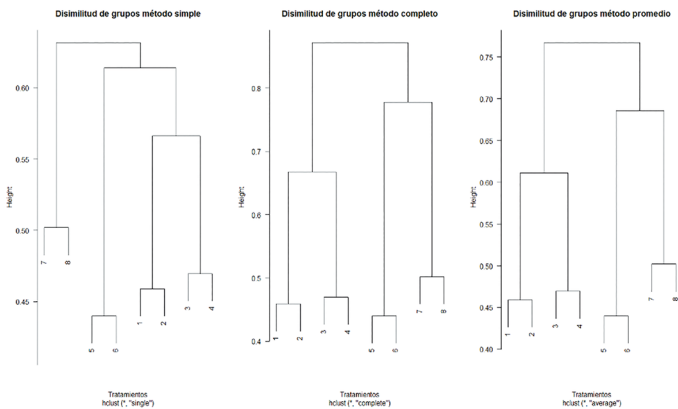


Figura 3. Análisis clúster.
Fuente: elaboración propia.

Distribución dimétrica

En los afrodescendientes, la distribución diamétrica mostró que el área de bosque manejada y no manejada presenta mayor número de individuos en las clases de tamaño (<20 cm DAP). En ambas condiciones se observan espacios en los tamaños ≥ 40 cm (Figura 4). No obstante, la condición no manejada muestra una frecuencia mucho mayor en todas las clases diamétricas.

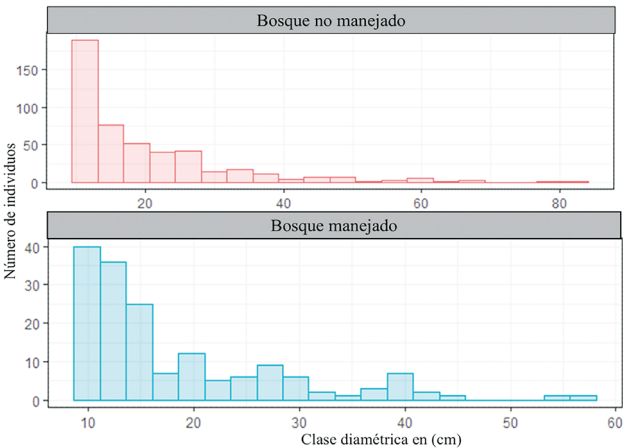


Figura 4. Frecuencia absoluta del diámetro (cm) de individuos en bosque manejado y no manejado en la comunidad afrodescendiente.
Fuente: elaboración propia.

En los indígenas, en el área de bosque no manejado se encontraron individuos en todas las clases de diámetro, aunque con disminución en los tamaños grandes; sin embargo, en el bosque manejado se observó que en el rango entre 50 cm y 70 cm hay pocos individuos en las clases de tamaño (Figura 5). Las diferencias en las frecuencias para las clases diamétricas entre manejado y no manejado es menor.

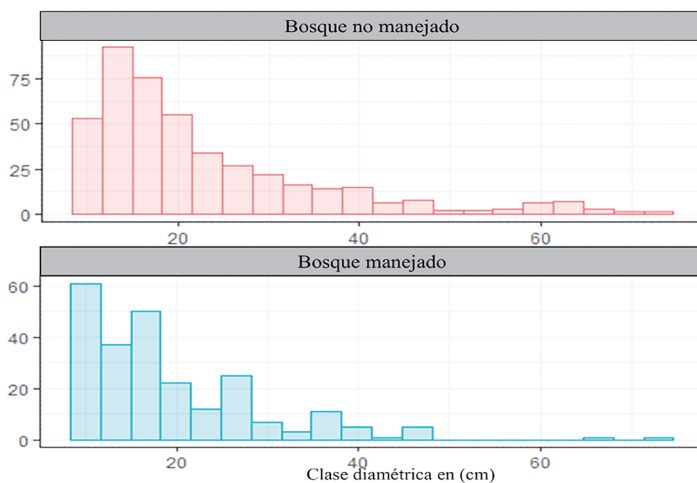


Figura 5. Frecuencia absoluta del diámetro (cm) de individuos en bosque manejado y no manejado en la comunidad indígena.
Fuente: elaboración propia.

Para la comunidad afrodescendiente con entables madereros, en las clases de tamaño (≤ 20 cm) se encontró la mayor cantidad de individuos para ambas condiciones de bosques; no obstante, en el área de bosque manejada se observó que a partir de los 35 cm de diámetro no se encuentran individuos (Figura 6). Además, el área de conservación presenta evidencia de aprovechamiento en años anteriores, lo cual, se refleja en la disminución de árboles ≥ 40 cm.

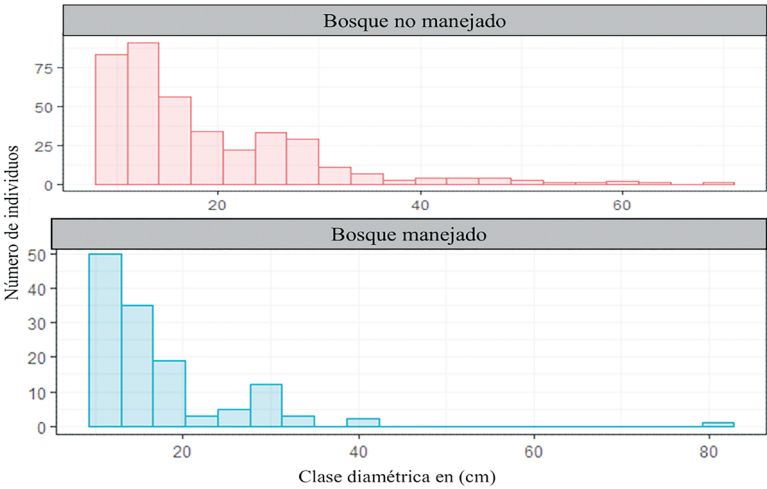


Figura 6. Frecuencia absoluta del diámetro (cm) de individuos en bosque manejado y no manejado en la comunidad afrodescendiente con entable maderero.
Fuente: elaboración propia.

En los bosques asociados a la comunidad mestiza, la mayoría de los individuos se concentra en el rango ≤ 20 cm, tanto en bosques manejados como no manejados. No obstante, en ambas condiciones de bosques se observan pocos individuos en las clases de tamaño ≥ 30 cm (Figura 7).

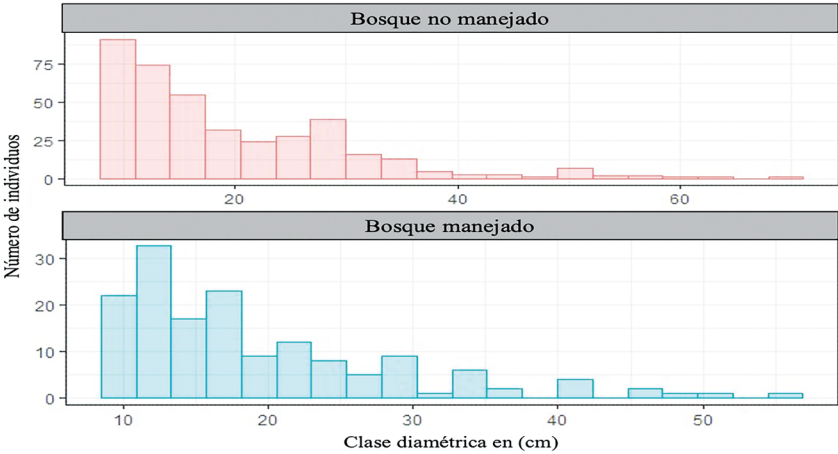


Figura 7. Frecuencia absoluta del diámetro (cm) de individuos en bosque manejado y no manejado en la comunidad mestiza con entable maderero.
Fuente: elaboración propia.

En términos generales, la disminución de individuos en las clases diamétricas mayores reduce la posibilidad de aprovechamiento maderero; por lo tanto, las comunidades se ven obligadas a buscar otras áreas dentro del ecosistema para continuar con las labores.

Regeneración y diámetro

El ANOVA (Figura 8) para la media del DAP muestra que T7 y 8; es estadísticamente diferente ($p < 0,0001$) a T1, 2, 3, 4, 5 y 6. De otra parte, la media del diámetro reporta que los valores más altos se presentaron en los afrodescendientes (1,60 cm) y afrodescendientes con entable (1,71 cm), ambos en la condición de bosque no manejado; en contraste, los valores más bajos se observaron en los bosques de la comunidad mestiza en ambas condiciones (0,01 cm y 0,02 cm). Sin embargo, los mejores resultados en cuanto al número de individuos se presentaron en la comunidad afrodescendiente con entable, en la condición de bosque no manejado con 562.

De otra parte, el bosque en el primer mes después de la intervención pareciera haber sido aprovechado mediante tala rasa en algunos sitios. Asimismo, las áreas perturbadas recientemente presentan claros y procesos de sucesión; donde, las especies favorecidas son heliófitas pioneras con muy bajo valor comercial como Hormigo hoja larga (*Miconia affinis* DC.) (114 ind/ha-1), Palma meme (*Wettinia quinaria* (OF Cook y Doyle) Burret (76 ind/ha) y Hormigo hoja ancha (*Tococa spadiceflora* Triana) (78 ind/ha-1), lo cual, afecta los ciclos de tala económicamente. Además, las áreas del bosque presentan bajo potencial (2 - 30 arb/ha-1) para la implementación de proyectos basados en la regeneración natural de especies de alto valor comercial.

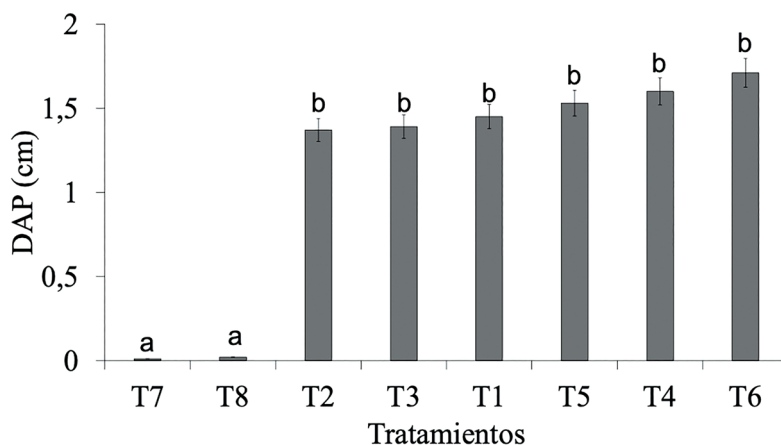


Figura 8. Regeneración natural, comunidades y condición del bosque.
Fuente: elaboración propia.

Nota. Indígena: Manejado Tratamiento 1, No manejo Tratamiento 2, Afro: Manejado Tratamiento 3, No manejo Tratamiento 4, Afro con entable: manejo Tratamiento 5, No manejo Tratamiento 6, Mestizo con entable: Manejado Tratamiento 7, No manejo Tratamiento 8.
Fuente: elaboración propia.

Variables dendrometricas fustales

Los valores mas altos de DAP: 22,72, Ht: 19,21, Hc: 14,36, Dc: 9,31, G: 0,05, vo: 0,88, Bio: 0,23 y c: 0,12 se presentaron en la condición bosque no manejado por la comunidad indígena. Estos resultados demuestran que el área más conservada de bosques en la zona de estudio pertenece a los indígenas, a diferencia de los afrodescendientes con entable, donde se obtuvieron los valores más bajos de DAP, ht, hc, dc, vo, Bio., lo cual, está relacionado con la intensidad del manejo realizado en el ecosistema.

De igual manera, usando como variables de respuestas las medias de DAP (cm), ht (m), Hc (m) y Dc (m), se presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre variables y tratamientos (Figura 9). Letras diferentes indican que existen diferencias estadísticas entre variables y tratamientos ($P < 0,05$). Los valores promedios provienen del total de árboles ≥ 10 cm.

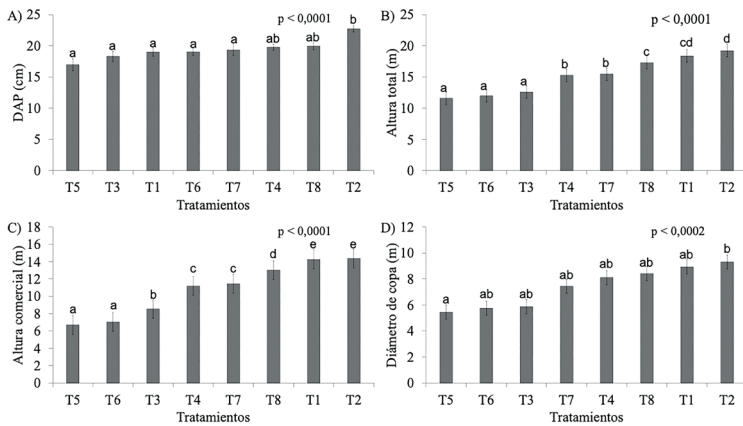


Figura 9. Diámetro a la altura del pecho, altura total, altura comercial y diámetro de copa.
Fuente: elaboración propia.

Nota. (A) Diámetro a la altura del pecho, (B) altura total, (C) altura comercial y (D). diámetro de copa.
Fuente: elaboración propia.

En el mismo sentido, las variables de respuesta G (m^2), Vo (m^3), C (t) y Bio (t) presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) (Figura 10).

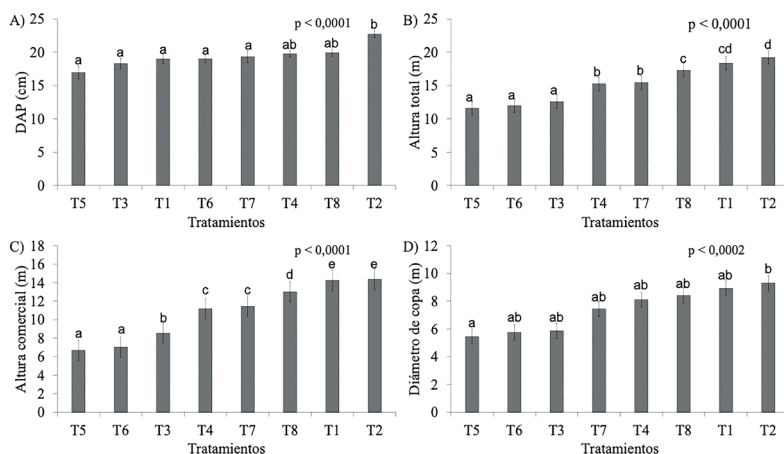


Figura 10. Área basal, volumen, biomasa aérea, carbono aéreo.
Fuente: elaboración propia.

Nota. (A) área basal, (B) volumen, (C) biomasa aérea y (D) carbono aéreo. Fuente: elaboración propia.

Área basal, volumen, biomasa y carbono fustal

En lo concerniente al área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), volumen ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) y productividad expresada en carbono (t ha^{-1}) y biomasa (t ha^{-1}) por comunidad y tipo de bosque, se observa que los valores más altos se presentaron en la condición de bosque no manejado (Tabla 5); mientras que, los más bajos en los bosques manejados, lo cual indica, que las prácticas de aprovechamiento realizadas por las comunidades reducen al inicio de las intervenciones las variables en estudio, lo cual, afecta la productividad del bosque.

De otra parte, los bosques de la comunidad indígena presentan los mejores valores para las variables antes mencionadas, así mismo, se evidencia que los bosques de los afrodescendientes con entables presentan los valores más bajos, lo cual, puede estar relacionado con la intensidad del aprovechamiento maderero. Sin embargo, el aprovechamiento maderero impacta de manera positiva el abastecimiento de madera en las comunidades.

Tabla 5. Área basal, volumen, biomasa y carbono.

Comunidades	Sitios	Área basal (m2 ha-1)	volumen (m3 ha-1)	Biomasa (t ha-1)	Carbono (t ha-1)
Afrodescendiente	Manejado	10,94	122,98	37,61	18,81
	No manejado	38,84	558,66	163	81,51
Indígena	Manejado	17,46	239,80	72,41	36,21
	No manejado	47,66	687,86	206,23	103,13
Afrodescendiente con entable	Manejado	7,52	67,94	24,94	12,48
	No manejado	28,66	279,36	98,86	49,42
Mestizo	Manejado	8,42	107,42	26,52	13,26
	No manejado	31,44	470,00	92,68	46,34

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales incluyó variables de biodiversidad y de estructura (dendrométricas y de masa), mostró que dos dimensiones o componentes explican 81% de la variabilidad total: la dimensión uno explica 62,47 %, mientras que la dimensión dos explica el 18,59 % (Figura 11).

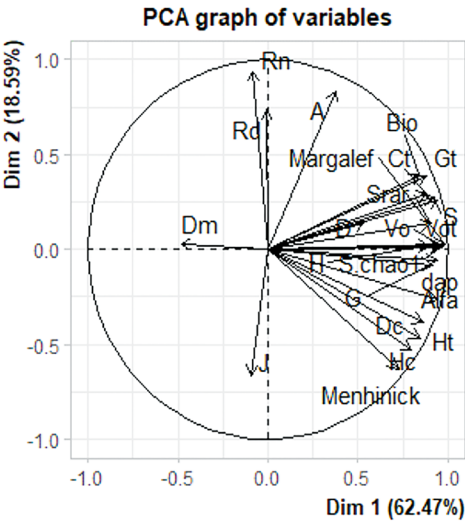


Figura 11. Contribución de las variables a la definición de los componentes o dimensiones. Fuente: elaboración propia.

La dimensión uno mostró mayores correlaciones con variables que representan la biodiversidad y la productividad, lo que sugiere una relación estrecha entre ambos atributos. Por su parte, la dimensión dos, estuvo principalmente asociada con la regeneración natural y la abundancia.

En la Figura 12 se presenta la relación de las comunidades y las dimensiones, donde la uno explica el 62,47 % y la dos el 18,59 %.

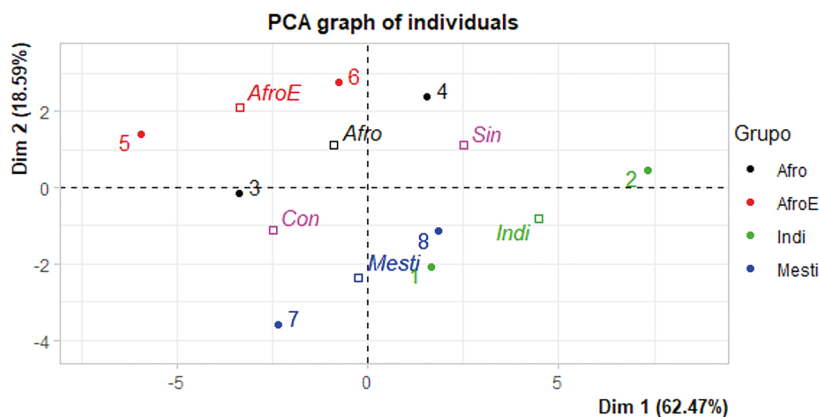


Figura 12. Relación de comunidades y dimensiones.
Fuente: elaboración propia.

Cuando se incluyen las comunidades en el plano de las dimensiones (Figura 12), se observa que, en general, la condición sin manejo representa la mejor relación con las dimensiones analizadas. En cuanto a las comunidades, los bosques de la comunidad indígena muestran los valores más altos en la dimensión uno, mientras que los bosques de la comunidad afrodescendiente con entable tienen los valores más bajos para esta misma dimensión. Por su parte, en los mestizos se observan los valores más bajos para la dimensión dos.

Los valores de la dimensión uno, posiblemente están relacionados con las prácticas de manejo realizada por las comunidades, donde las áreas más conservadas de bosques se encuentran en la comunidad indígena y en los afrodescendientes en la condición de bosque sin manejo.

Además, las variables correlacionadas positivamente se agrupan. Las variables correlacionadas negativamente se colocan en lados opuestos del origen del gráfico (cuadrantes opuestos). Asimismo, la distancia entre las variables y el origen mide la

calidad de las variables en el mapa de factores. Las variables que están alejadas del origen están bien representadas en el mapa de factores.

Discusión

Composición y estructura

En las comunidades, el género Inga fue el más representativo, aspecto que se relaciona con lo reportado por Mena et al., (2020), quienes mencionan a Inga como uno de los géneros más importantes.

De otra parte, los resultados de este estudio coinciden parcialmente con los obtenidos por Mena et al. (2020) e Ibargüen et al., (2023). Los primeros reportan la familia Moraceae como una de las más representativas en el bosque y los segundos a *Arecaceae* y *Fabaceae*. No obstante, Torres et al., (2016) mencionan como las familias más representativas a Moraceae, Arecaceae, Fabaceae, resultados que coinciden con este trabajo. Los mismos autores manifiestan que las familias más importantes determinan la composición florística y van a tener una representación a futuro por su distribución en el bosque.

Otro estudio que también estuvo relacionado con este trabajo fue el realizado por Alvarez et al. (2021) sobre la composición florística, estructura y diversidad arbórea de un bosque húmedo subtropical amazónico en Perú (BH-st) en transición a BHT, en el cual manifiestan que las familias Moraceae, Arecaceae, Fabaceae, Myristicaceae se caracterizan por tener elevada importancia por su distribución.

De igual manera, Pesantes y Bonifaz (2022) caracterizaron el bosque húmedo tropical (BHT) primario en la Provincia Los Ríos- Ecuador y reportaron como las familias más representativas a Fabaceae y Moraceae, aspectos que se relacionan con este trabajo y coinciden con el planteamiento de Carim et al., (2015) para un bosque húmedo tropical en Brasil. Cabe mencionar que la familia Moraceae tiene una distribución bastante amplia, debido a que también ha sido reportada en otros países del continente americano, especialmente en Sudamérica. Esta coincidencia de resultados para esta familia en regiones geográficas tan distantes se puede explicar porque las especies hiperdominantes tienen rangos de distribución más grandes que los otros taxa (Quinto y Moreno, 2014).

Referente a las especies de mayor IVI encontradas en este estudio, nuestros resultados difieren con los de Mena et al., (2020), los cuales mencionan como las de mayor IVI a *Brosimum utile*, *Virola reidi*, *Chrysophyllum argenteum*, *Protium veneralense* y *Schweilera Pittier*. Sin embargo, coinciden con el estudio de Ibargüen et al., (2023), los cuales reportan a la especie *Wettinia quinaria* como una de las de mayor importancia.

Asimismo, Torres et al., (2022) registraron las especies *Pouteria amygdallicarpa* e *Iryanthera tricornis* Ducke, aspecto que se relacionan con este trabajo. De acuerdo con Mena et al., (2020), las especies más representativas son las que más generan resistencia en la pérdida de diversidad de especies.

Diversidad

Los resultados de este trabajo en la condición de bosque no manejado son superiores a los obtenidos por Mena et al., (2020), quienes reportan para *Equidad de Shannon* y *Diversidad de Margalef* (3,6 y 10,3), no obstante, se relacionan con los alcanzados en la condición de bosque manejado de esta investigación.

Sin embargo, los resultados de esta investigación son inferiores a los logrados por Quinto y Moreno (2014) en el bosque pluvial del corregimiento de Salero municipio de Unión Panamericana Chocó (Colombia), respecto a *Equidad de Shannon* y *Diversidad de Margalef* 4,8 y 33,2.

De otra parte, los resultados de este trabajo evidencian que la intensidad del manejo realizado por las comunidades ejerce influencia, debido a que las aberturas del dosel en el bosque talado favorecen a las especies de árboles que demandan luz, aspectos que se relacionan con lo manifestado por Yano et al., (2021), quienes mencionan que la tala disminuyó la diversidad, probablemente debido a un cambio en las especies dominantes, de especies arbóreas de sucesión tardía a especies pioneras con un hábitat más amplio.

Distribución diamétrica

El ecosistema se encuentra en proceso de recuperación o regeneración, resultado similar a los reportados por Mena et al., (2020). No obstante, esta cantidad de individuos con $DAP \leq 20\text{cm}$ disminuye conforme aumenta la clase diamétrica, y esto también puede que se deba a la competencia y exigencia lumínica que necesitan algunas especies para desarrollarse, dando como resultado una gran mortalidad de especies que no logran adaptarse a nuevas condiciones (Pesantes y Bonifaz, 2022). Además, la capacidad productiva del área manejada depende de la categoría de árboles aprovechados y de la intensidad de corta aplicada en el bosque para la producción de madera Romero et al., (2021).

La cosecha de madera dirigida a los árboles más grandes y valiosos a lo largo de múltiples ciclos de cosecha, como se evidencio en este estudio, pone en riesgo la comunidad de árboles del dosel, lo que exige una mejor conservación y protección de estas comunidades de árboles muy grandes durante la tala Bousfield et al., (2023).

Regeneración

La variabilidad en el número de árboles de la regeneración natural puede deberse a que las prácticas de aprovechamiento forestal afectan de manera distinta los individuos de acuerdo con el tiempo que transcurre entre la tala selectiva y el proceso de evaluación; hallazgo consistente como lo mencionan Bezerra et al., (2021), los cuales informan que el tiempo de sucesión del bosque tiene incidencia en el número de individuos de la regeneración natural. Además, según Carvalho et al., (2017), la regeneración natural de árboles en bosques talados selectivamente; varía según la intensidad y el tamaño de las perturbaciones.

Sin embargo, estas prácticas de tala selectiva generan la apertura del dosel y crean condiciones para el establecimiento y germinación de semillas, además, el crecimiento, desarrollo y conservación de plántulas de especies en el sitio de estudio; aspectos que se relacionan con lo manifestado por Mena et al., (2020), quienes mencionan que el aprovechamiento selectivo de los individuos de mayor diámetro y altura permiten abrir claros y contribuir a la regeneración natural.

Por lo general, los madereros se centran en árboles más grandes que aportan una mayor proporción de la producción total de semillas en el ecosistema forestal. Cuando esto sucede, las semillas caen al suelo y, si son viables y las condiciones del suelo son favorables, se inicia la regeneración. Aunque algunas semillas pueden estar latentes, durante la tala las expone a recursos como luz que inician su germinación (Lindenmayer y Laurance 2017).

Además, aunque las aberturas del dosel en el bosque talado favorecen a las especies de árboles que demandan luz, como lo muestra este estudio, la exposición repentina de especies tolerantes a la sombra a una mayor intensidad de luz en los bosques talados puede causar estrés fisiológico, limitando así la regeneración y el reclutamiento de árboles (Hall et al., 2003).

Otra explicación para la regeneración natural observada es la ocurrencia de palmas y pioneras que colonizaron áreas claras, relativamente frecuentes en esta tipología de bosque, como es el caso de Palma meme (*W. quinaria*), Hormigo hoja ancha (*T. spadiciiflora*) y Hormigo hoja larga (*M. affinis*), los cuales presentan el mayor número de individuos. Sin embargo, no son consideradas comerciales, por lo tanto, las existencias de madera suelen ser insuficiente para mantener ciclos de tala económicamente viables (Bousfield et al., 2020).

Variables dendrométricas fustales

En cuanto al diámetro promedio, los resultados de este estudio son inferiores a los reportados Mena et al., (2020), quienes obtuvieron un promedio de diámetro de 26 cm.

Con respecto a la altura total promedio, Mena et al., (2020) reportaron 16,25 m, la cual es superior a la encontrada en los bosques manejados de las comunidades (afrodescendientes, afrodescendientes con entables y mestizo). Sin embargo, es inferior a la registrada en los bosques manejados y no manejados de la comunidad indígena y, no manejado comunidad mestiza.

De acuerdo Lira et al., (2019), los promedios de la variable altura total mostraron una pequeña disminución ocasionada por el efecto de las cortas selectivas, que se caracterizan por el aprovechamiento del árbol maduro, que son el principal tratamiento silvícola de los bosques. Esta disminución de la altura es una amenaza adicional para la prestación futura de servicios ambientales clave, como la producción de madera y el secuestro de carbono (Rutishauser et al., 2016).

Biomasa, carbono y área basal

Según un estudio realizado por Torres et al., (2017) en el Chocó-Colombia, los autores encontraron una biomasa aérea de 96,3 (t/ha-1) y carbono almacenado de 48,2 (t/ha); resultados que son superiores a los reportados en este trabajo en bosque manejado e inferiores a los arrojados en bosques no manejados; con excepción de la comunidad mestiza, en la cual en ambas condiciones de bosque muestra valores bajos.

En igual sentido, Mena y Andrade (2021) reportaron carbono en bosque primario y secundario del pacífico colombiano (190,1 y 22,3 t/ha-1). Los datos del carbono para el bosque primario son superiores a los encontrados en este trabajo en ambas condiciones (manejado y no manejado); sin embargo, los resultados del bosque secundario están moderadamente relacionan con los obtenidos en esta investigación en los bosques manejados.

El almacenamiento de carbono, por su relación directa con la biomasa, se afecta de forma similar que el servicio de producción de madera según Monárrez (2018), aspectos que se relacionan con este trabajo. Del mismo modo, Paipa y Triana (2018) y Preciado et al., (2019) mencionan que la cantidad de carbono almacenado es muy variable y su capacidad de almacenar varía en función de la composición florística, la abundancia y el estado de desarrollo de este. Indican que, el grado de aprovechamiento del ecosistema incide en esta variable, aspectos que se relacionan con este trabajo, donde las áreas más conservadas de bosque (indígenas), son cruciales para gestionar las reservas de carbono.

Para el área basal, Mena et al., (2020) reportan 34,9 m²/ha-1, la cual es mayor que la registrada en este trabajo en la condición de bosque manejado; no obstante, es menor que la obtenida en bosques no manejados en las comunidades indígenas 47,66 m²/ha -1y afrodescendiente 38,84 m²/ha-1.

Según Addo et al., (2022), la variación en la densidad de árboles de gran diámetro es un determinante importante de los patrones del área basal. De manera similar, nuestros resultados revelaron que las variaciones en la densidad de árboles de gran diámetro impulsaron las diferencias del área basal entre los sistemas de manejo forestal y las comunidades.

Análisis de componentes principales

Referente a este componente, Gogoi y Sahoo (2018) afirman que las variaciones en la composición de especies, diversidad, regeneración y estructura de la población de árboles revelan el impacto de las perturbaciones antropogénicas en la dinámica de la vegetación de la selva tropical; características que se asocian en el área de estudios, donde las condiciones ambientales de la región y las intervenciones antrópicas asociadas a las comunidades ejercen influencia en el ecosistema.

Según Rödíg et al. (2018), las descripciones precisas de las variables de productividad, para el caso en estudio (biomasa) y la estructura de los bosques son esenciales para comprender las respuestas de los ecosistemas a los cambios generados por prácticas antropogénicas; aspecto que se corresponden con los resultados de este trabajo, donde la evaluación de las actividades productivas realizadas por las comunidades muestran incidencia en estas variables, y al mismo tiempo permiten determinar cuál de las comunidades ejercen menos impactos.

Conclusiones

Los valores de biodiversidad encontrados presentan gran relevancia en términos de abundancia y riqueza de especies. Sin embargo, la intensidad de manejo reduce y afecta considerablemente esta condición, lo cual es evidente en todos los casos cuando se hace manejo. Así mismo, en el bosque donde se realizan prácticas más intensas se reduce significativamente la diversidad y por lo tanto afecta la composición y la estructura.

Esta situación se refleja también en la reducción de la población de individuos de especies diamétricas mayores y por lo tanto afecta considerablemente las posibilidades de oferta de especies maderables. Esto es evidente en la distribución de clases diamétricas predominantes y confirmados con los valores de área basal y biomasa, razón por la cual se podría decir que se está afectando considerablemente la funcionalidad del bosque.

Estos resultados por lo tanto, permiten establecer criterios de límite ecológico y demuestran que los bosques en el municipio de Lloró bajo condición de aprovechamiento intenso disminuyen el número de individuos arbóreos y esto implica que cada vez se amplíen el área de influencia de los aprovechamientos, lo que resulta en incremento de área afectadas, pero también de mayor esfuerzo para la obtención de beneficios del bosque.

En los bosques indígenas y afrodescendientes, que realizan prácticas de menor intensidad, los bosques se encuentran en mejor estado respecto a su biodiversidad y oferta de especies maderables. De tal manera, que se podría inferir que los niveles más adecuados de intervención del bosque son similares a los que realizan estos dos grupos y opciones de manejo podrían considerar como referencia estos resultados para definir regímenes de cosecha adecuados.

Agradecimientos

A la universidad Tecnológica del Chocó; a la comunidad del municipio de Lloró, especialmente a los representantes de los consejos comunitarios y del resguardo indígena Tocolloró; y al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación, por el apoyo parcial recibido a través de la convocatoria Bicentenario-primer cohorte, para financiación de estudios de doctorado del autor principal.

Referencias

- Addo, P., Afram, I., & Oppong, J. (2022). Selective and clear-cut logging have varied imprints on tree community structure in a moist semi-deciduous forest in Ghana. *Heliyon*, 8(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11393>.
- Alvarez, C., Manrique, S., Fonseca, M., Cardozo, J., Callo, J., Bravo, P., & Álvarez, J. (2021). Composición florística, estructura y diversidad arbórea de un bosque amazónico en Perú. *Scientia Agropecuaria*, 12(1), 73-82. doi.org/10.17268/sci.agropecu.2021.009.
- Alvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., de Las Salas, G., del Valle, I., 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. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112711007444>
- Asprilla, P., y Díaz, P., J. (2020). Uso de alimentos silvestres de origen animal en comunidades rurales asociadas con bosque Húmedo Tropical al Noroeste de Colombia. *Interciencia*, 45 (2), 76-83. <https://www.redalyc.org/journal/339/33962521003/33962521003.pdf>
- Asuk, S., Matthews, T., Sadler, J., Pugh, T., Ebu, V., Ifebueme, N., & Kettridge, N. (2023). Impact of human foraging on tree diversity, composition, and abundance in a tropical rainforest. *Biotropica*, 55(1), 232-245. <https://doi.org/10.1111/btp.13180>.
- Baraloto, C., Hérault, B., Paine, C., Massot, H., Blanc, L., Bonal, D., & Sabatier, D. (2012). Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of applied ecology*, 49(4), 861-870. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02164>.
- Barragan, J., & Balseca, C. (2022). Caracterización del bosque húmedo primario de la estación biológica Pedro Franco Dávila, provincia los ríos, Ecuador. *Revista Científica Ciencias Naturales y Ambientales*, 16(1). <https://revistas.ug.edu.ec/index.php/cna/article/view/1490>.
- Bezerra, T., Ruschel, A., Emmert, F., & Nascimento, R. (2021). Changes caused by forest logging in structure and floristic diversity of natural regeneration: Relationship between climate variables and forest dynamics in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 482, 118862. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118862>.
- Borma, L., Costa, M., da Rocha, H., Arieira, J., Nascimento, N., Jaramillo, C., y Nobre, C. (2022). Beyond carbon: The contributions of South American tropical humid and subhumid forests to ecosystem services. *Reviews of Geophysics*, 60(4), e2021RG000766. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00820>.
- Bousfield, C., Cerullo, G., Massam, M y Edwards, D. (2020). Chapter One - Protecting environmental and socio-economic values of selectively logged tropical forests in the Anthropocene. *Advances in Ecological Research*, 62, 1-52. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0065250420300064>
- Bousfield, C., Massam, M., Peres, C., y Edwards, D. (2023). Large-scale impacts of selective logging on canopy tree beta-diversity in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*, 60(6), 1181-1193. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14403>.

- Buragohain, M., Dar, A., Babu, K., & Parthasarathy, N. (2023). Tree community structure, carbon stocks and regeneration status of disturbed lowland tropical rain forests of Assam, India. *Trees, Forests and People*, 11, 100371. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100371>
- Carim, M., da Silva Guimarães, J., Tostes, L., Takiyama, L., & Wittmann, F. (2015). Composition, structure and floristic diversity in dense rain forest in the Eastern Amazon, Amapá, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 37(4), 419-426.
- Cazzolla, R., Castaldi, S., Lindsell, J., Coomes, D., Marchetti, M., Maesano, M., y Valentini, R. (2015). The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecological research*, 30, 119-132. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11284-014-1217-3>.
- Córdoba, T., y García, C. (2011). Inventario y etnobotánica de especies frutales silvestres comestibles en el municipio de Lloró, Chocó, Colombia. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 30 (1), 23-31.
- Costantini, D., Edwards, D., & Simons, M. (2016). Life after logging in tropical forests of Borneo: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 196, 182-188. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.020>.
- Cottam, G. y Curtis, J. (1956). The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37, 451- 460.
- Chaudhury, G., Darji, C., Basumatari, M., Dutta, G., Devi, A., & Bharadwaj, N. (2022). Stand structure, biomass and carbon stock along disturbance gradients in differently managed tropical forests of Assam, northeast India. *Trees, Forests and People*, 9, 100296. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100296>.
- de Carvalho, A., d'Oliveira, M., Putz, F., & de Oliveira, L. (2017). Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 392, 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.049>.
- Derguy, M., Drozd, A., y Martinuzzi, S., 2019. Mapa de zonas de vida de Holdridge República Argentina. *Investigación Joven*, 6(Especial), 127-127. <https://revistas.unlp.edu.ar/InvJov/article/view/6995>
- Gauí, T., Costa, F., de Souza, F., Amaral, M., de Carvalho, D., Reis, F., & Higuchi, N. (2019). Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25-year experiment in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 440, 258-266. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.033>.
- Gentry, A. 1982. Patterns of Neotropical plant diversity. *Evolutionary Biology*, 15, 1-84.
- Gogoi, A., & Sahoo, U. K. (2018). Impact of anthropogenic disturbance on species diversity and vegetation structure of a lowland tropical rainforest of eastern Himalaya, India. *Journal of Mountain Science*, 15(11), 2453-2465. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11629-017-4713-4>
- Hall, J. S., Harris, D. J., Medjibe, V., & Ashton, P. M. S. (2003). The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and management*, 183(1-3), 249-264. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00107-5).
- Ibargüen, Y., Mena, V., & Pino, W. (2023). Determinación de fracción de carbono de especies forestales de tres bosques del departamento de Chocó, Colombia. *Colombia forestal*, 26 (1), 22-35. doi.org/10.14483/2256201x.18673.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambio climático Informe de síntesis, (2007). http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf.
- Kassambara, A., y Mundt, F. (2020). *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. R package version 1.0.7, <<https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>>.
- Kissa, D., Nzunda, E., Tweheyo, M., Lussetti, D., Ssekubwa, E., & Sheil, D. (2024). Composition and diversity of understory and canopy species vary along a logging gradient in an African Semi-Deciduous tropical rainforest. *Forests*, 16(1), 6. <https://doi.org/10.3390/f16010006>.
- Krebs, J. 1989. *Ecology Methodology*. Harper & Row, Publishers, New York. Pp. 125 -166.
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews*, 92(3), 1434-1458. <https://doi.org/10.1111/brv.12290>.
- Lira, L., Corral, J., Padilla, J., López, P., García, M., & Cruz, F. (2019). Efecto del manejo forestal en biomasa y carbono en bosques de durango. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 6(1), 89 - 97.
- Magurran, A. E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- Margalef, R. (1969). El ecosistema pelágico del Mar Caribe. Memoria de la Sociedad de *Ciencias Naturales La Salle*, 29, 5-36.
- Mena, V y Andrade, H. (2021). Potencial de reducción de emisiones y captura de carbono en bosques y sistemas agroforestales con cacao en el Pacífico colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69(4), 1252-1263. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v69i4.45927>.
- Mena, V., Andrade, H., & Torres, J. (2020). Composición florística, estructura y diversidad del bosque pluvial tropical de la subcuenca del río Munguidó, Quibdó, Chocó, Colombia. *Entramado*, 16(1), 204-215. <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.1.6109>.
- Monárrez, J., Pérez, G., López, C., Márquez, M., & González, M. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madre y bosques*, 24(2). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-04712018000200301&script=sci_arttext.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg, 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York. 547 pp.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szocs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlinn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Paipa, N., y Triana, M. (2018). Estimación del carbono almacenado en la biomasa aérea de un bosque húmedo tropical en Paimadó, Chocó. *Ingenierías USBMed*, 9(1), 18-29. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6283796>.
- Preciado, J., Hurtado, C., & Triana, M. (2019). Estimation of stored carbon in a productive forest: Upper watershed of the river Domingodó. *Visión electrónica*, 2(1), 222-233. <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/visele/article/view/18427>.
- Quinto, H y Moreno, F. (2014). Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque Pluvial Tropical del Chocó Biogeográfico. En: *Revista Ávore*, 38, 1123-1132. <https://www.scielo.br/j/rarv/a/XZCDWDJgxH6nW8KrC8KnQNC/>
- Quinto, M y Ramos, Y. (2009). Descomposición de hojarasca en un bosque pluvial tropical intervenido en el municipio de Lloró, Chocó, Colombia. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 28 (1), 28-39. <https://www.revistas.utch.edu.co/ojs/index.php/revinvestigacion/article/view/397>.
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rengifo, I. R y García, C. F. (2010). -Estado de conservación de tres plantas útiles del municipio de Lloró, Chocó, Colombia. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo* 2010; 29 (1): 25-34.

- Rödig, E., Cuntz, M., Rammig, A., Fischer, R., Taubert, F., & Huth, A. (2018). The importance of forest structure for carbon fluxes of the Amazon rainforest. *Environmental Research Letters*, 13(5), 054013. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aabc61/meta>.
- Rodríguez, S., Martínez, O., Villarraga, L., & Ruiz, A. (2018). Timber market actors' values on forest legislation: A case study from Colombia. *Forest policy and economics*, 88, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.12.002>.
- Romero, F., Jacovine, L., Torres, C., Ribeiro, S., de Moraes Junior, V., da Rocha, S., & Fearnside, P. (2021). Forest management with reduced-impact logging in Amazonia: estimated aboveground volume and carbon in commercial tree species in managed forest in Brazil's State of Acre. *Forests*, 12(4), 481. <https://doi.org/10.3390/f12040481>
- Rutishauser, E., Hérault, B., Petronelli, P. y Sist, P. (2016). Tree Height Reduction After Selective Logging in a Tropical Forest. *Biotrópica*, 48 (3), 285-289. <https://doi.org/10.1111/btp.12326>
- Santos, E., Svátek, M., Nunes, M., Aalto, J., Senior, R., Matula, R. & Maeda, E. (2024). Structural changes caused by selective logging undermine the thermal buffering capacity of tropical forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 348, 109912. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109912>.
- Tene, L., Solefack, M., Takoudjou, S., Monthe, S., & Tchokomeni, A. (2023). Forest activities drive diversity and structure in the tropical rainforest. *African journal of ecology*, 61 (8)1-9. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/aje.13161>
- Torres, J., Mosquera, V., & Dávila, E. (2016). Composición y diversidad florística de tres bosques húmedos tropicales de edades diferentes, en el Jardín Botánico del Pacífico, municipio de Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 6 (1), 12-21. <https://www.researchgate.net/profile/Esteban-Alvarez-Davila/publication/298901873>.
- Torres, J., Mena-Mosquera, V. E., & Álvarez-Dávila, E. (2017). Carbono aéreo almacenado en tres bosques del Jardín Botánico del Pacífico, Chocó, Colombia. *Entramado*, 13(1), 200-209. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25110>.
- Torres, J., Mena, V., & Rueda, M. (2022). Influencia de la altitud sobre la estructura, composición florística y carbono de bosques del Chocó. *UNED Research Journal*, 14(1), e3746-e3746. <https://doi.org/10.22458/urj.v14i1.3746>.
- Whittaker, R.H., 1972. "Evolution and measurement of species diversity". *Taxon*, 21: 213-251.
- Yano, S., Aoyagi, R., Shogoro, F., Sugau, J., Pereira, J., & Kitayama, K. (2021). Effects of logging on landscape-level tree diversity across an elevational gradient in Bornean tropical forests. *Global Ecology and Conservation*, 29, e01739. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01739>.
- Zanne, A., Lopez, G., Coomes, D., Llic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., Miller, R., Swenson, N., Weman, M. y Chave, J. 2009. Global wood density database. <http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235>.