



Diversidad arbórea y carbono almacenado en selvas bajo manejo forestal comunitario en Yucatán, México

Tree diversity and carbon stored in communally managed tropical forests in Yucatan, Mexico

María Camila Hurtado-Torres¹, Juan Manuel Dupuy-Rada^{*2}, Patricia Montañez-Escalante¹ y Juan Jiménez-Osornio¹

¹ Universidad Autónoma de Yucatán. Departamento de Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales. Mérida, Yucatán, México.

² Centro de Investigación Científica de Yucatán. Unidad de Recursos Naturales. Mérida, Yucatán, México.

* Autor de correspondencia. jmdupuy@cicy.mx

RESUMEN

El manejo forestal comunitario sustentable favorece la economía de las comunidades rurales sin comprometer la capacidad de regeneración ni los servicios ecosistémicos que brindan las selvas, como el almacenamiento de carbono. Esta actividad ha sido ampliamente documentada en la Península de Yucatán, pero escasamente evaluada en el estado de Yucatán. En esta investigación se hizo una comparación de composición arbórea, estructura, diversidad y carbono almacenado en la biomasa aérea en tres áreas de selva mediana subcaducifolia con diferente tiempo de regeneración después de un aprovechamiento forestal en el ejido San Agustín (AAF1, AAF10 y AAF+50 años). En cada una se establecieron dos conglomerados conformados por cuatro parcelas circulares de 400 m², en las que se identificaron y midieron (diámetro y altura) todos los árboles de diámetro mayor o igual a 7.5 cm. Se analizó la distribución de tamaños de los árboles, la diversidad de especies, su valor de importancia relativo y la biomasa aérea (a partir de ecuaciones alométricas). La especie más dominante fue *Bursera simaruba* y el AAF+50 presentó la menor dominancia. La distribución de clases diamétricas no varió entre las áreas de aprovechamiento y mostró un patrón de J invertida, lo cual sugiere un alto potencial de regeneración. La diversidad tampoco varió entre las áreas de aprovechamiento, mientras que el carbono almacenado en la biomasa aérea sí, siendo mayor en el AAF+50 (65.2 t /ha). Los resultados indican que el plan de manejo establecido por el ejido no ha afectado la diversidad arbórea ni su potencial de regeneración y permite un alto almacenamiento de carbono.

PALABRAS CLAVE: aprovechamiento forestal, biomasa aérea, distribución de tamaños, diversidad verdadera, servicios ecosistémicos, selva mediana subcaducifolia.

ABSTRACT

Sustainable community forest management supports the economy of many rural communities without compromising the capacity of the forest to regenerate and, thus, to provide ecosystem services such as carbon storage. This activity has been widely documented in the Yucatan Peninsula but has been scarcely evaluated in the State of Yucatan. For this research we compared the tree composition, structure, diversity, and carbon stored in aboveground biomass in three areas of a tropical dry forest with different ages of regrowth after forest management in the ejido San Agustín (AAF1, AAF10 and AAF+50 years). In each one, two 1-ha clusters were established consisting of four circular 400 m² plots, where all trees ≥ 7.5 cm in diameter were identified and measured (diameter and height). We analyzed tree size distribution, species diversity, relative importance value, and aboveground biomass (using allometric equations). The most dominant species was *Bursera simaruba* and the AAF+50 showed the lowest dominance. The tree diameter distribution did not vary among the forest management areas and showed an inverted J pattern suggesting a high regeneration potential. Diversity did not differ among the management areas, whereas the carbon stored in aboveground biomass did and, was higher in the AAF+50 (65.2 t /ha). The results indicate that the management plan established by the ejido has not affected tree diversity or the regeneration potential and allows a high carbon storage.

KEYWORDS: forest management, aboveground biomass, tree size distribution, true diversity, ecosystem services, semi-deciduous tropical forest.

INTRODUCCIÓN

Se estima que alrededor de 1200 millones de personas de países tropicales (y 48 millones en el continente americano) dependen únicamente de la naturaleza para satisfacer necesidades básicas como materiales para vivienda, agua, energía y alimentación (Gamfeldt et al., 2013). De acuerdo con Poorter et al. (2015) las selvas cubren 10% de la superficie del planeta y se estima que almacenan una cuarta parte del carbono terrestre por encima y debajo del suelo; además son responsables de 34% de la productividad primaria terrestre, entendida como la acumulación de nueva biomasa, y adicionalmente albergan una alta diversidad de especies vegetales, siendo el continente americano el de mayor riqueza (18 753) (Chazdon, 2014; Cazzola et al., 2022).

Entre los objetivos de desarrollo sostenible, propuestos por la ONU para enfrentar la crisis climática, se encuentran conservar la diversidad, disminuir las tasas de deforestación y aumentar las tasas de almacenamiento de carbono (Smith et al., 2021). México, como país miembro de la ONU, se comprometió a aumentar las zonas de conservación de selvas en el país, por ello es necesario establecer políticas públicas que consideren la relación entre las comunidades humanas y estos ecosistemas, a través del manejo forestal comunitario (Frechette et al., 2018).

De acuerdo con Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES] (2019) los servicios que proveen los ecosistemas se clasifican en tres categorías: regulación de procesos ambientales (RPA), material y asistencia (MA), y no material (NM). Una gestión forestal sustentable contribuye con la RPA al mitigar las emisiones de CO₂ y aumentar la provisión de servicios como el almacenamiento de carbono, polinización, refugio de plantas y animales; con los MA a través del suministro de insumos materiales y con los NM a través de la preservación de saberes tradicionales (Allen et al., 2017).

Yucatán posee diferentes tipos de vegetación (Flores et al., 2010), con un alto potencial de almacenamiento de carbono, pero se encuentran sujetos a altas tasas de deforestación (Dupuy-Rada et al., 2015). Aunque el manejo forestal comunitario ha sido documentado en la Península de

Yucatán, existen muy pocos estudios para el estado de Yucatán (Sanabria, 1986; Velasco y Torres, 2019), debido a que se le considera de escasa vocación forestal (Tadeo-Noble et al., 2014; Tadeo-Noble et al., 2018; Pat-Aké et al., 2018).

El ejido de San Agustín, ubicado en el municipio de Tekax, es el más grande de Yucatán (casi 35 000 ha de selva bien conservada) y en 2011 diseñó un plan de manejo forestal, a 20 años en una superficie de 2254 ha, divididas en 20 zonas de 112 ha cada una (Bioasesores, 2011). El manejo se realiza a través de la corta selectiva de especies de maderas comunes tropicales, con valor comercial para la obtención de madera en rollo para aserrío y rolliza para construcción de casas y artesanías. Los individuos de especies que no fueron seleccionados para el aprovechamiento forestal se dejan en pie, y podrán ser aprovechados cuando se cumpla el ciclo establecido para el plan (Bioasesores, 2011). El manejo forestal de la selva que realiza el ejido ha permitido el aprovechamiento de recursos necesarios para la subsistencia y la venta de otros elementos como carbón, madera y estacas. A una década de la implementación del plan es importante conocer cómo repercute el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento sobre la estructura, diversidad arbórea y el almacenamiento de carbono, comparado con un área aún no aprovechada. En esta investigación se espera encontrar: (1) diferencias en la composición de especies entre las áreas con diferente tiempo de aprovechamiento y menor dominancia en el área que aún no ha sido aprovechada, derivado de la extracción selectiva de especies que hace el manejo forestal; (2) una distribución de tamaños de las plantas más indicativa de un alto potencial de regeneración en el área que aún no ha sido aprovechada, debido a la extracción de los árboles de mayor tamaño y el impacto de su derribo y extracción sobre los renuevos en las áreas que ya fueron aprovechadas; (3) un aumento en la diversidad de especies con la edad sucesional de la vegetación (tiempo transcurrido desde la última tala o corta), asociado a la regeneración natural, principalmente el reclutamiento de nuevos individuos y especies, en los claros generados por el aprovechamiento; (4) un aumento en la biomasa aérea con la edad de la vegetación, asociado al reclutamiento de nuevos individuos, y el crecimiento de los remanentes durante la regeneración.



OBJETIVOS

Determinar la composición arbórea, estructura, diversidad y carbono almacenado en la biomasa aérea en tres áreas de selva mediana subcaducifolia con diferente tiempo de recuperación desde su aprovechamiento (2020: 1 año; 2011: 10 años; 2030 más de 50 años de sucesión después de un uso agrícola, es decir, vegetación madura como testigo) en el ejido San Agustín, Yucatán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ejido San Agustín se localiza en el municipio de Tekax del estado de Yucatán, en el centro de la península homónima (Fig. 1) y fue establecido en 1966 (Hurtado-Torres et al., 2022). El clima es cálido subhúmedo (Aw_1) de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García en 1973. La temperatura promedio es de 26 °C y la

precipitación media anual fluctúa entre 1000 mm y 1200 mm. Sus suelos, aunque son pedregosos, tienen una pequeña capa de materia orgánica formada por la gran cantidad de hojas que dejan caer los árboles. La característica distintiva más importante de la vegetación es que las plantas pierden entre la mitad y tres cuartas partes de su follaje debido a la presencia de una temporada de sequía muy marcada (noviembre-abril) seguida de una época de lluvia (mayo-octubre), las cuales condicionan los periodos de reproducción de varias especies (Flores et al., 2010). Las especies que se observan en este ecosistema presentan alturas entre 10 m y 15 m, destacando especies como *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Piscidia piscipula* (L.) Sarg., *Lysiloma latisiliquum* subsp. *latisiliquum* (L.) Benth., *Gymnopodium floribundum* Rolfe., *Lonchocarpus xuul* Lundell., *Vitex gaumeri* Greenm, *Caesalpinia gaumeri* Greenm, *Thouinia paucidentata* Radlk, entre otras (Zamora et al., 2008; Hurtado-Torres et al., 2022).

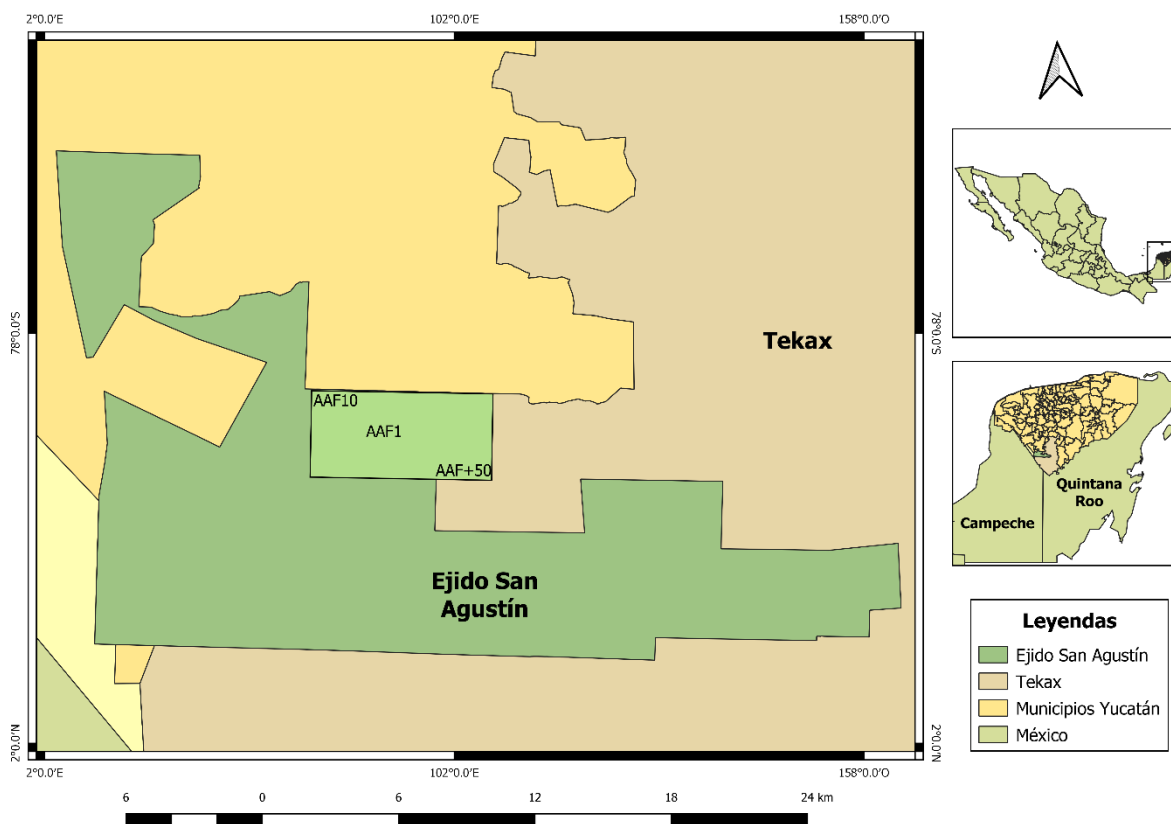


FIGURA 1. Mapa ejido San Agustín, Yucatán.

El área verde clara simboliza la zona de aprovechamiento forestal 2011-2030 (2254 ha).

Cuenta con 34 506 ha de selva de las cuales 7127 han estado bajo esquema de pago por servicios hídricos, 92 corresponden al área urbana y 2254 se encuentran bajo el plan de manejo forestal, el cual se divide en 20 zonas de 112 ha cada una (Ramírez et al., 2019). Las especies seleccionadas fueron agrupadas de acuerdo con el ciclo de corte en dos categorías, la primera son las de ciclo corto, las cuales deben tener un diámetro mínimo de 5 cm para ser aprovechadas y están destinadas para construcción, carbón y/o leña; la segunda categoría corresponde a las de ciclo largo, con un diámetro mínimo de aprovechamiento de 25 cm principalmente para madera en rollo para aserrío y madera rolliza para construcción de casas. Los individuos de especies que no fueron seleccionados para el aprovechamiento forestal se dejan en pie, y podrán ser aprovechados cuando se cumpla el ciclo establecido para el plan (Bioasesores, 2011).

Muestreo

De acuerdo con el plan de manejo propuesto en 2011, se seleccionaron tres áreas de 112 ha cada una con diferente tiempo de regeneración desde su aprovechamiento forestal, la primera con un año de aprovechamiento (AAF1), la segunda con 10 años (AAF10) y la tercera con más de 50 años de sucesión tras un uso para agricultura tradicional de roza-tumba-quema que será aprovechada en el año 2030 (AAF+50). Esta última contiene vegetación madura, es decir, se considera que ya ha recuperado la estructura, diversidad y composición originales de la selva (Dupuy et al., 2012) y fue seleccionada como testigo, dado que el aprovechamiento forestal en este ejido data del año 2011. Aunque el tamaño de muestra es muy pequeño, se considera que es representativo.

Para el levantamiento de datos en campo se tomó como base la metodología aplicada por el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFS) (Conafor, 2013). En las AAF seleccionadas se establecieron dos conglomerados de 1 ha cada uno, separados entre sí por 2 km. A cada uno de estos se les asignó un código (AAF1A, AAF1B, AAF10A, AAF10B, AAF+50A, AAF+50B). En cada conglomerado se delimitaron cuatro parcelas circulares de

400 m² (11.28 m de radio) cada una dispuestas en forma de Y invertida. En cada parcela se identificaron y midieron todos los árboles con un DAP (diámetro a la altura del pecho, medido a 1.3 m sobre el suelo) ≥ 7.5 centímetros. De cada individuo arbóreo se registraron los siguientes parámetros: nombre científico, altura (m) de cada tallo (en caso de tener más de uno) y su DAP (cm) (Tadeo-Noble et al., 2018; Ramírez et al., 2019).

Para evaluar la importancia ecológica de cada una de las especies en las AAF evaluadas se utilizó el índice de valor de importancia relativa (IVIR), como la sumatoria de la abundancia, dominancia (estimada a partir del área basal) y frecuencias relativas de las especies (Mueller-Dumbois y Ellenberg, 1974).

Se evaluó la diversidad de especies a partir del índice de diversidad verdadera o números efectivos de Hill (Jost, 2007):

$$qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

donde:

qD : diversidad verdadera

p_i : abundancia relativa (abundancia proporcional) de la i ésima especie

S : número de especies

q : orden de la diversidad

El orden de la diversidad define la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies (Hill, 1973; Jost, 2007). Se consideraron tres medidas de diversidad verdadera: la diversidad de orden cero (0D), cuyo valor equivale a la riqueza de especies (0D = S); la diversidad verdadera de orden 1 (1D), que equivale al exponente del índice de Shannon ($\exp(H')$); y la diversidad de orden 2 (2D), que determina el número de especies dominantes y equivale al inverso del índice de Simpson (Hill, 1973; Jost, 2007).

Para comparar la distribución de tamaños de los árboles se establecieron cuatro categorías de altura y de diámetro (Tabla 1). Para evaluar si existían diferencias en la distribución de tamaños entre las tres AAF se aplicó una prueba de chi cuadrada.



Tabla 1. Categorías de alturas y diámetros a la altura del pecho establecidas para el tronco principal de los árboles muestreados para evaluar y comparar la estructura vertical y horizontal.

	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4
Diámetro (cm)	≤ 12.9	13-18.4	18.5-23.9	≥ 24
Altura (m)	≤ 7	7.1-8.9	9-10.9	≥ 11

Tabla 2. Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar la biomasa aérea.

Parámetro	Ecuación alométrica	R ²
DAP ≤ 10 cm	$AGB = \exp(-2.769 + 0.937 \ln(D^2 HPw))$	0.85
DAP ≥ 10 cm	$Y = \exp(-2.187 + 0.916 \times \ln(PwD^2 H))$	

AGB = Biomasa aérea (t/kg) para tallos con DAP ≤ 10 cm, Y = Biomasa (t/kg) para tallos con DAP ≥ 10 cm, D = Diámetro a la altura del pecho (1.30 m; cm), H = altura del árbol (m), Pw = densidad específica de la madera de cada especie.

Para estimar la biomasa aérea, se utilizaron ecuaciones alométricas empleadas para bosques tropicales de la Península de Yucatán. Para individuos con diámetros <10 cm se utilizó la ecuación de Ramírez et al. (2019), mientras que para árboles con DAP ≥ 10 cm se empleó la de Chave et al. (2005) (Tabla 2). Ambas ecuaciones fueron elaboradas a partir de árboles muestreados en la Península de Yucatán, la primera para la misma zona de estudio. Los valores de biomasa aérea fueron transformados a carbono usando una fracción de carbono de 0.47 g por gramo de biomasa aérea, de acuerdo con lo sugerido por el IPCC (Eggleston et al., 2006) para bosques tropicales.

Para evaluar el supuesto de normalidad de los datos se aplicó una prueba de Shapiro-Wilks con un nivel de significancia de 0.05. Dado que los datos no fueron normales se aplicaron pruebas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney para determinar si existían diferencias significativas entre las AAF.

RESULTADOS

Caracterización de la composición florística

Se identificaron 1125 individuos agrupados en 22 familias botánicas, 45 géneros y 57 especies. La familia Fabaceae fue

la mejor representada con 20 especies, seguida de Polygonaceae con 5, Ebenaceae y Rubiaceae con 4. Los géneros con mayor número de especies fueron *Diospyros* con 4 y *Coccoloba*, *Acacia* y *Lonchocarpus* con 3. El mayor número de especies se encontró en el AAF10 (36), aunque no hubo diferencias significativas en la riqueza de especies entre las AAF ($p=0.99$). Las AAF presentaron 13 especies en común: *Acacia gaumeri*, *Bursera simaruba*, *Caesalpinia gaumeri*, *Gymnopodium floribundum*, *Lonchocarpus xuul*, *Lysiloma latisiliquum*, *Malpighia glabra*, *Neomillspaughia emarginata*, *Piscidia piscipula*, *Randia obcordata*, *Thoninia paucidentata*, *Vitex gaumeri* y *Zapoteca formosa*. En cuanto al índice de similitud de especies, la AAF1 y AAF10 fueron las más similares (índice de Jaccard = 0.543) (Tabla 3). El listado completo de las especies con sus nombres científicos, nombres mayas, valor de importancia y abundancia por área de aprovechamiento se encuentran en el Anexo 1.

Hubo una especie muy dominante en el AAF10 (*B. simaruba*), dos en el AAF1 (*L. latisiliquum* y *B. simaruba*) y 3 en el AAF+50 (*B. simaruba*, *P. piscipula* y *G. floribundum*). Las tres especies más importantes representaron 16.6%, 27.9% y 37.1% del VIR acumulado en estas tres AAF, respectivamente (Fig. 2).

TABLA 3. Principales resultados de la composición arbórea de las áreas de aprovechamiento forestal en San Agustín.

	AAF1	AAF10	AAF+50
Número de individuos	376	363	386
Núm. de especies compartidas entre las tres áreas	14		
Núm. de esp. compartidas entre AAF1 y AAF10 (índice de Jaccard)	25 (0.543)		
Núm. de esp. compartidas entre AAF1 y AAF+50 (índice de Jaccard)	15 (0.309)		
Núm. de esp. compartidas entre AAF10 y AAF+50 (índice de Jaccard)	19 (0.408)		

AAF1 = área de aprovechamiento de 2020 (1 año de regeneración), AAF10 = área de aprovechamiento de 2011 (10 años de regeneración), AAF+50 = área de aprovechamiento de 2030 (> 50 años de sucesión tras un uso agrícola).

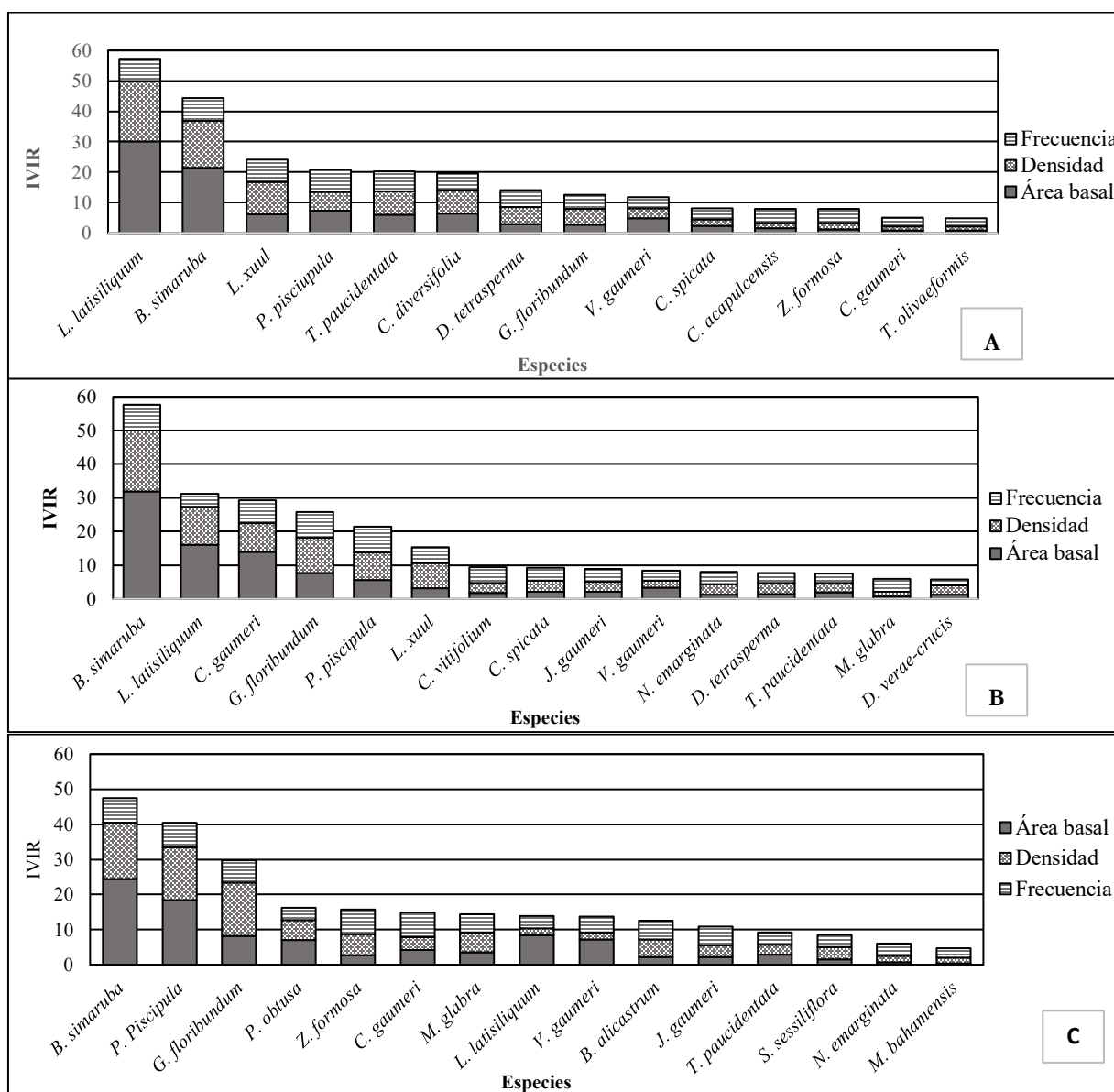


FIGURA 2. Índices de valor de importancia relativa (IVIR) de las especies que representan 80% del IVIR acumulado en cada área de manejo forestal: AAF1 (A), AAF10 (B) y AAF+50 (C).



En relación con las categorías diamétricas, no se encontraron diferencias significativas en su distribución entre las AAF ($X^2_{2,3} = 7.19$; $p = 0.303$) y se observó que la mayoría de los individuos se ubicaron consistentemente en la categoría de menor a 12.9 cm (721 en total), mientras que la categoría de mayores a 24 cm presentó el menor número de individuos (58). Se encontraron diferencias significativas en las distribuciones de las categorías de altura entre las AAF ($X^2_{2,3} = 211.6$; $p = 6.337 \times 10^{-43}$). La mayor frecuencia de individuos correspondió a diferentes categorías de altura en cada AAF: 9.0-10.9 m para la AAF1, ≤ 7 m para la AAF10 y 7.1-8.9 m para la AAF+50 (Fig. 3).

La diversidad de especies no varió significativamente entre las AAF ($p = 0.99$). Es importante reconocer cuántas especies efectivas del conjunto de datos se encuentran en cada AAF considerando las abundancias relativas, para ello se obtuvo el índice de diversidad verdadera (Jost, 2007). El índice de diversidad verdadera de orden 0 (q_0) varió entre 24 y 26 especies; el de orden 1 (q_1) entre 14 y 16 igualmente abundantes, mientras que en el orden 2 (q_2) fluctuó entre 1.11 y 1.13 dominantes por área. La especie más abundante fue *B. simaruba* con 186 individuos, seguida de *L. latisiliquum* y *G. floribundum* con 123 y 116 individuos, respectivamente (Anexo 1).

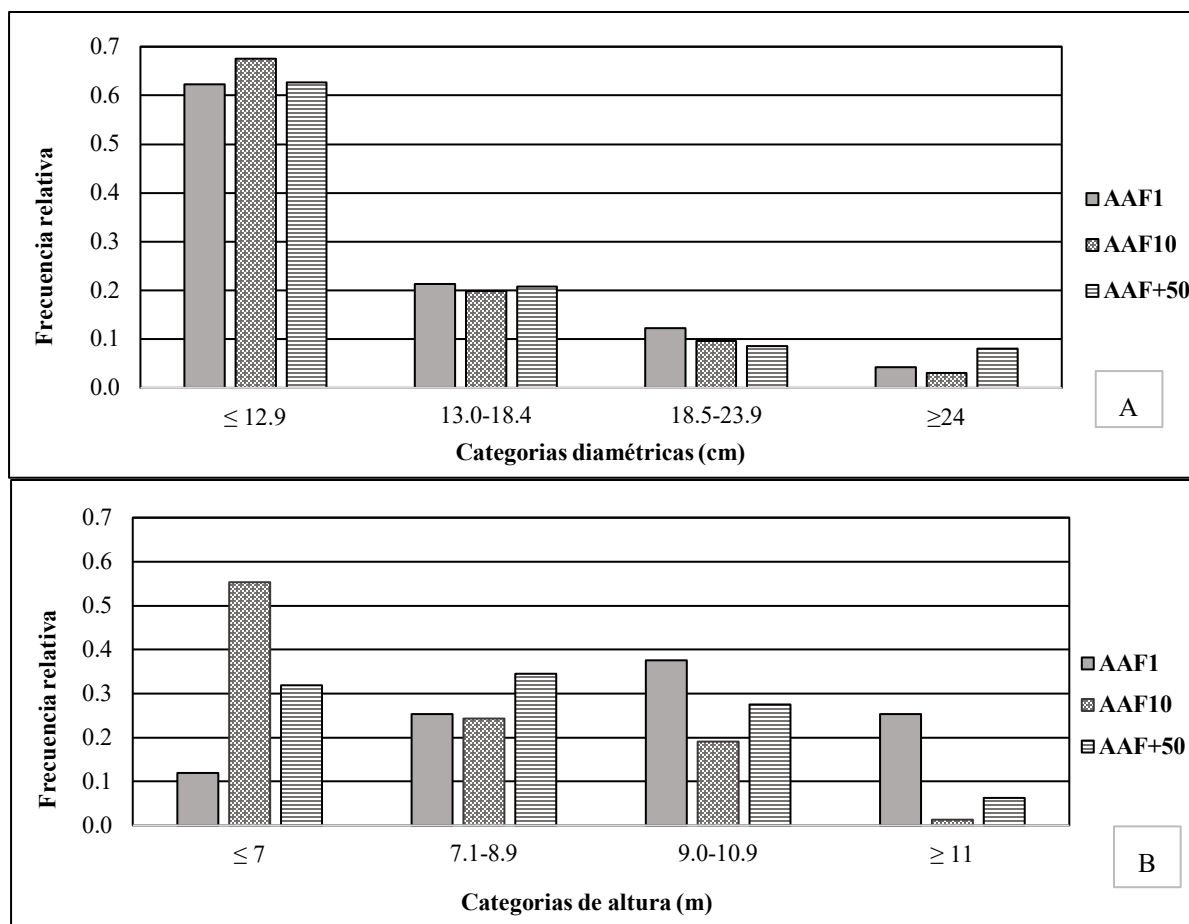


FIGURA 3. Distribución de categorías de tamaño de diámetro (a) y altura (b) de los árboles presentes en las áreas de aprovechamiento forestal (AAF).

El valor promedio total de biomasa aérea en las tres AAF fue de 112.62 t/ha, equivalentes a 52.93 t de carbono por hectárea. El contenido de carbono de la biomasa aérea varió significativamente entre las AAF ($p < 0.0001$) y fue mayor en el AAF+50 (65.26 t/ha) que en las otras dos AAF, las cuales no difirieron significativamente entre sí. También se encontraron diferencias significativas en el área basal ($p < 0.0001$), siendo mayor en el AAF+50 que en las otras dos AAF. No se encontraron diferencias significativas entre las AAF para la densidad de individuos ($p=0.99$), la densidad de tallos ($p=0.33$), la diversidad de orden q_0 ($p=0.99$), q_1 ($p=0.93$), ni q_2 ($p=0.86$). En la tabla 4 se presentan los valores de estructura, diversidad por conglomerado y por área de aprovechamiento forestal. Las especies que mayor contenido de carbono en la biomasa aérea presentaron fueron *L. latifolium*, *B. simaruba* y *P. piscipula* con un total de 28.12 t/ha, 27.20 t/ha y 23.16 t/ha, respectivamente (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Como se esperaba, fueron encontradas pequeñas diferencias en la composición de especies entre las áreas de aprovechamiento forestal (AAF) y menor dominancia en la de 2030 (AAF +50 años de regeneración). Sin embargo y contrario a lo esperado, no se encontraron diferencias entre las AAF en ninguno de los índices de diversidad verdadera analizados (q_0 , q_1 y q_2). Se esperaba encontrar una distribución de tamaños de los árboles en forma de J invertida en el AAF +50, lo cual se cumplió para las clases de diámetro, pero no para las de altura. Se esperaba encontrar un aumento del carbono almacenado en la biomasa aérea con la edad de regeneración de la vegetación y se encontraron diferencias significativas entre las AAF, siendo mayor en la que aún no ha sido aprovechada (AAF +50). A continuación, se discuten en detalle los resultados a la luz de lo esperado y lo encontrado en la literatura.

TABLA 4. Resumen de las variables de estructura y diversidad por conglomerado y por área de aprovechamiento forestal (AAF).

Conglomerado	# ind (ha ⁻¹)	#tallos (ha ⁻¹)	$q=0$	$q=1$	$q=2$	Área basal (m ² /ha)	Biomasa aérea (t/ha)	Carbono (t/ha)
AAFIA	1175	1408	27	16.2	1.09	21.03	94.22	44.28
AAFIB	1958	2558	25	11.8	1.15	30.09	132.96	62.49
AAFI (Edad: 1 año)	1567 ^A	1983 ^A	26 ^A	14.0 ^A	1.12 ^A	25.56 ^B	113.59 ^B	53.39
AAFIOA	1758	2292	28	15.5	1.10	26.65	96.56	45.38
AAFIOB	1267	1917	22	10.3	1.17	22.39	74.27	34.91
AAFIO (Edad: 10 años)	1513 ^A	2104 ^A	25 ^A	12.9 ^A	1.13 ^A	24.52 ^B	85.41 ^B	40.14
AAF+50A	1533	2842	27	15.4	1.10	34.81	138.90	65.28
AAF+50B	1683	3017	22	13.3	1.12	33.87	138.80	65.24
AAF+50 (Edad: > 50 años)	1608 ^A	2929 ^A	24.5 ^A	14.35 ^A	1.11 ^A	34.34 ^A	138.85 ^A	65.26

Letras diferentes al lado de los valores indican diferencias significativas entre las AAF.

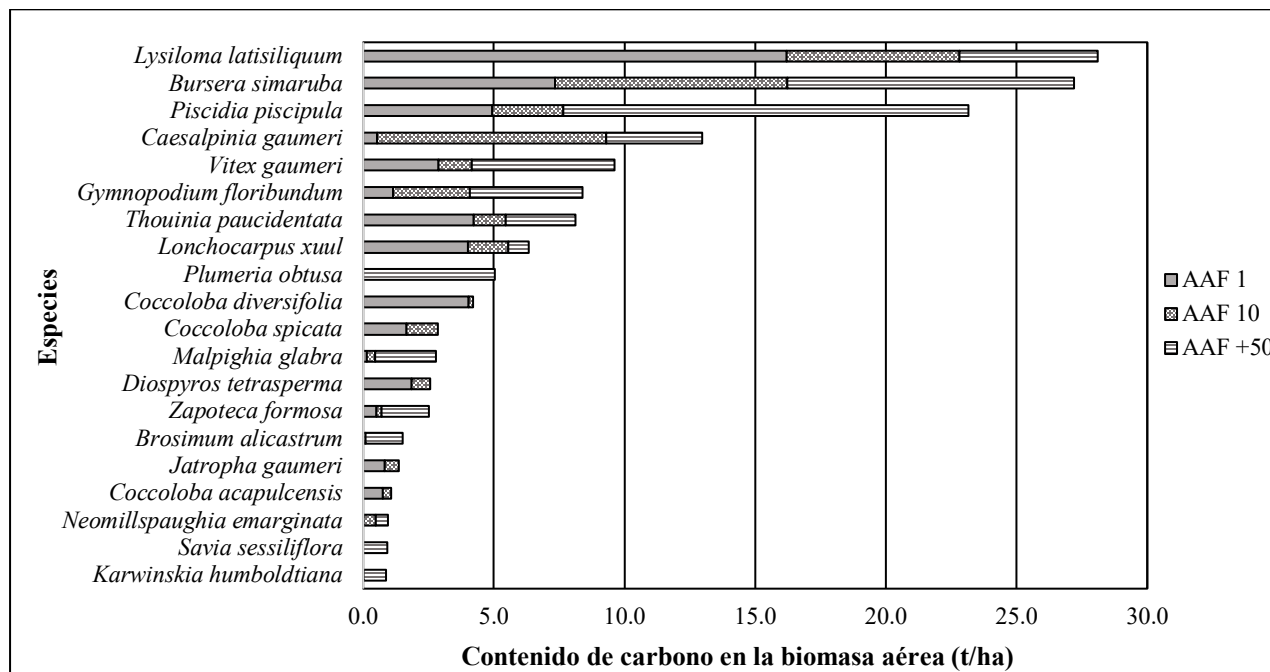


FIGURA 4. Especies que representan 90% del carbono en la biomasa aérea total acumulada en el sitio de estudio y por área de aprovechamiento forestal (AAF).

Con respecto a la primera predicción relacionada con la composición y la dominancia de especies arbóreas, las pequeñas diferencias encontradas pueden estar asociadas, en parte, al manejo forestal. La menor dominancia en la AAF +50 puede deberse a que su composición es representativa de las selvas maduras, caracterizadas por una menor dominancia y mayor equidad de especies (Lebrija-Trejos et al., 2008; Monge-González et al., 2021). Asimismo, las diferencias en los usos de las dos especies más importantes en esta AAF, *Bursera simaruba* y *Piscidia piscipula*, podrían explicar los patrones de importancia relativa de estas especies en las áreas que sí fueron aprovechadas. *Bursera simaruba* es una especie poco utilizada, principalmente para la elaboración de artesanías u objetos de pequeño tamaño, por lo que su volumen de aprovechamiento es mucho menor que el de *P. piscipula*, la cual es ampliamente utilizada para la elaboración de muebles y la construcción de casas. Esto podría explicar, en parte, por qué *B. simaruba* se encontró en los dos primeros lugares de importancia relativa en las AAF 2011 y 2020, mientras que *P. piscipula* ocupó el cuarto o quinto lugar.

Además, el predominio de *B. simaruba*, y el de otras especies como *P. piscipula*, *L. latisiliquum* y *G. floribundum* en las tres AAF podría deberse a la resistencia de estas especies a disturbios y a su alta capacidad de dispersión y de rebrote (Román-Dañobeytia et al., 2014; Sanaphre-Villanueva et al., 2017; Aguirre-Cortés et al., 2020).

Los resultados de la estructura de la vegetación no apoyaron la segunda predicción de este estudio. En cuanto a la distribución de clases diamétricas, las tres AAF (y no solamente la AAF+50) presentaron un patrón de J invertida. López-Jiménez (2013) también encontró este patrón en una cronosecuencia de selvas medianas subperennifolias de Yucatán en rodales desde 4 años de abandono hasta selvas maduras. Esto sugiere un alto potencial regenerativo tanto en el área que aún no ha sido aprovechada como en las que ya lo fueron, ya que los árboles de mayor edad y tamaño podrían ser reemplazados por los individuos de las clases de tamaño menores mediante el proceso de regeneración natural (Silvertown, 1987; Tadeo-Noble et al., 2014). Este proceso podría verse favorecido por el manejo forestal, ya que la remoción de

individuos con fines de aprovechamiento disminuye la competencia por recursos como la luz y el agua, lo que permite el crecimiento de los individuos que serán aprovechados en el siguiente ciclo (Aguirre-Calderón, 2015). En cuanto a la distribución de alturas, solo la AAF10 mostró un patrón de J invertida, mientras que las AAF de mayor y de menor edad de regeneración mostraron patrones diferentes (Fig. 3). Estos resultados contrastan con los de López-Jiménez (2013), quien encontró el patrón de J invertida para clases de altura en rodales desde 4 años de edad sucesional hasta selvas maduras. Los resultados obtenidos en el presente estudio sugieren que el aprovechamiento forestal comunitario afectó la distribución de alturas de la vegetación, pero no la de diámetros. Se requieren estudios enfocados a dilucidar cómo estos patrones contrastantes de estructura de la vegetación afectan a la capacidad regenerativa de la comunidad arbórea en estas selvas.

Por otro lado, el patrón de J invertida de las clases diamétricas del área más recientemente aprovechada (AAF1) sugiere que el aprovechamiento en esta área fue moderado y principalmente de individuos del ciclo corto (aquellos con un diámetro ≥ 5 cm). Esto ayudaría a explicar la alta frecuencia de individuos de mayor altura y la baja frecuencia de individuos de menor altura (Fig. 3), así como la alta densidad y diversidad de especies en esta AAF (Tabla 4). De acuerdo con los manejadores forestales del ejido, el aprovechamiento de 2020 (AAF1) fue mucho menor que el de 2011 (AAF10), dado que no podían sacar y vender los productos extraídos debido al confinamiento por la pandemia de COVID-19.

La riqueza total de especies de este estudio (58) fue menor a la registrada en otros trabajos en selvas medianas subcaducifolias de la región, donde se señalan cifras muy superiores (Dupuy et al., 2012; Hernández-Stefanoni et al., 2014). La diferencia puede deberse en parte al menor tamaño de muestra y a diferencias en el tamaño mínimo de las plantas muestreadas. En esta investigación se muestrearon solo seis conglomerados (superficie total de muestreo: 0.96 ha) y solo se incluyeron los árboles con DAP ≥ 7.5 cm, el límite inferior de tamaño empleado en

el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Conafor 2013). Esto reduce el número de especies registradas en comparación con otros estudios con un mayor número de muestras y/o superficie de muestreo, así como un límite de tamaño menor (Dupuy et al., 2012; Gutiérrez-Báez et al., 2012; Hernández-Stefanoni et al., 2014; López-Jiménez et al., 2019). Lo mismo ocurre con la densidad de individuos y de tallos de este trabajo, las cuales fueron muy inferiores a las de otros realizados en la misma área de estudio (Dupuy et al., 2012; Hernández-Stefanoni et al., 2014), que incluyeron plantas de menor tamaño (a partir de 2.5 cm de DAP).

La cuarta predicción, referente al aumento de la biomasa aérea con la edad sucesional de la vegetación, recibió apoyo parcial. Como se esperaba, la biomasa aérea varió significativamente entre las AAF y fue mayor en el área que aún no ha sido aprovechada (AAF+50), es decir, la de mayor edad sucesional (> 50 años), lo cual resalta la importancia de conservar las selvas de mayor edad sucesional para la mitigación del cambio climático. Sin embargo, la biomasa aérea no difirió significativamente entre la AAF1 (1 año de edad) y la AAF10 (10 años de edad), e incluso presentó un valor mayor en la primera, lo cual indica que el aprovechamiento forestal realizado en el año 2020 fue de poca intensidad y se enfocó en los árboles de menor porte (de ciclo corto).

El valor promedio de carbono almacenado en la biomasa aérea en este estudio (56.3 t/ha) es muy similar al obtenido por Dai et al. (2015) en la misma región: 56.6 t/ha, mientras que los valores promedio de las tres AAF (40.1 t/ha – 65.3 t/ha) se encuentran dentro del intervalo de valores observados por Eaton y Lawrence (2009) para selvas desde 3 años de edad hasta selvas maduras en Campeche: 4.8 t/ha hasta 73.5 t/ha y cercano a los valores mencionados por Hernández-Stefanoni et al. (2014) para selvas maduras de la zona de estudio: 54.9 t/ha – 89.6 t/ha. Estos resultados indican un bajo impacto del manejo forestal comunitario practicado en San Agustín sobre el contenido de carbono en la biomasa forestal aérea. Esto podría deberse a que procesos como la selección de árboles de determinadas especies y características, así como la



apertura de claros (en lugar del desmonte de grandes áreas, como ocurre con el cambio de uso del suelo) reducen el impacto de la tala, al tiempo que favorecen el crecimiento en diámetro y altura y por ende el almacenamiento de carbono en la biomasa aérea (Aryal et al., 2014; Brindis-Santos et al., 2020).

Las especies que más carbono almacenaron en su biomasa aérea fueron *B. simaruba*, *L. latissiliquum* y *P. piscipula*. Estas especies ocuparon los primeros ocho lugares de importancia relativa de las especies en cada AAF y su importancia se debió principalmente a su área basal, más que a su abundancia o frecuencia, aunque estas también fueron altas (Fig. 3). La dominancia de estas especies, consideradas como generalistas de la sucesión, puede deberse a una combinación de atributos como alta capacidad de dispersión, colonización y rebrote y altas tasas de crecimiento (Dupuy et al., 2012; Sanaphre-Villanueva et al., 2017; Pineda-Herrera et al., 2019; Saenz-Pedroza et al., 2020).

Históricamente, Yucatán ha sido considerado como un estado con vocación agrícola y no forestal, a diferencia de sus estados vecinos, Quintana Roo y Campeche (Velasco y Torres, 2019). Esto viene desde la reforma agraria, en pleno auge del cultivo de henequén en Yucatán, donde se asignaron superficies pequeñas de tierras para la milpa, a diferencia de las grandes superficies asignadas en los ejidos de Quintana Roo y Campeche, considerados hasta hoy como relevantes para el manejo forestal comunitario (Ellis y Porter-Bolland, 2008; Hoil, 2016). En este contexto, el ejido de San Agustín resalta por ser el de mayor superficie de Yucatán y por haber implementado un plan de manejo forestal comunitario desde 2011. Por esto es importante evaluar el impacto que dicho plan de manejo ha tenido en la estructura, diversidad y capacidad de almacenamiento de carbono de las selvas de este ejido. Los resultados de este estudio muestran que el plan de manejo forestal de San Agustín ha permitido que se mantenga una alta diversidad arbórea, un alto potencial de regeneración de la vegetación y una alta capacidad de brindar servicios ecosistémicos clave, como el almacenamiento de carbono en la biomasa aérea.

CONCLUSIONES

El efecto del manejo forestal comunitario implementado por el ejido de San Agustín, Yucatán, desde 2011 sobre la selva mediana subcaducifolia varió según el atributo considerado. La diversidad de especies y la distribución de clases diamétricas no mostraron efectos del manejo, mientras que la dominancia y composición de especies, la distribución de clases de altura y la biomasa aérea (y el carbono almacenado en ella) sí. Estos resultados concuerdan con lo publicado para la sucesión de selvas tropicales de Latinoamérica y África (Poorter et al., 2021), y sugieren una mayor resiliencia de la diversidad y algunos atributos de la estructura, que de la biomasa aérea y la composición arbórea ante disturbios antropogénicos en general.

El área que aún no ha sido aprovechada presentó un mayor contenido de carbono en la biomasa aérea que las áreas que fueron aprovechadas, lo cual resalta la importancia de conservar las selvas de mayor edad sucesional para la mitigación del cambio climático. Por otro lado, los patrones de distribución de clases diamétricas (en forma de J invertida) y los valores (altos) de densidad y diversidad de especies de las áreas con apenas uno y diez años de aprovechamiento forestal, fueron muy similares a los del área que no ha sido aprovechada. Esto indica (i) que el aprovechamiento realizado en 2020 fue moderado y se enfocó en árboles de menor porte; (ii) que el plan de manejo implementado en San Agustín está manteniendo una alta diversidad y un alto potencial de regeneración arbórea. Esto último sugiere que el manejo forestal comunitario del ejido de San Agustín podría ser sostenible y podría mantener importantes servicios ecosistémicos asociados con la biodiversidad, incluyendo el almacenamiento de carbono.

El apoyo a la gestión forestal sustentable de las selvas favorece no solo a los servicios ambientales que estos ecosistemas brindan, sino también a quienes dependen directamente de ellas para subsistir.

REFERENCIAS

- Aguirre-Calderón, O. (2015). Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Maderas y Bosques*, 21(Núm. esp.), 17-28. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.210423>
- Aguirre-Cortés, E., Escalona-Segura, G., Macario-Mendoza, P. A., León-Cortés, J., Sánchez-Pérez, L. C., & Schmook, B. (2020). Aprovechamiento forestal y diversidad arbórea en seis ejidos de Quintana Roo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(60), 78-96. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i60.701>
- Allen, K., Dupuy, J. M., Gei, M. G., Hulshof, C., Medvigy, D., Pizano, C., Salgado-Negret, B., Smith, C. M., Trierweiler, A., Van Bloem, S. J., Waring, B. G., Xu, X., & Powers, J. S. (2017). Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes?. *Environmental Research Letters*, 12(2), 023001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>
- Aryal, D., de Jong, B., Ochoa-Gaona, S., Esparza-Olguin, L., & Mendoza-Vega, J. (2014). Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 220-230. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.005>
- Bioasesores (2011). *Manifestación de Impacto Ambiental modalidad particular "Aprovechamiento forestal de especies maderables y comunes persistentes y obtención de madera para construcción en el nuevo centro de población agrícola San Agustín, Municipio de Tekax, Mérida Yucatán"*. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/yuc/estudios/2011/31YU2011FD029.pdf>
- Brindis-Santos, A. I., Sánchez-Hernández, R., Mata-Zayas, E. E., Palma-López, D. J., Sánchez-Gutiérrez, F., & Cámara-Cabral, L. C. (2020). Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de agrosistemas tropicales en Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 7(3), e2532. <https://doi.org/10.19136/era.a7n3.2532>
- Cazzola, R., Reich, P., Gamarra, J., Crowther, T., Hui, C., Morera, A., Bastin, J. F., de-Miguel, S., Nabuurs, G., Svenning, J., Serra-Diaz, J., Merow, C., Enquist, B., Kamenetsky, M., Lee, J., Zhu, J., Fang, J., Jacobs, D., Pijanowski, B., ..., Liang, J. (2022). The number of tree species on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(6), e2115329119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2115329119>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Chazdon, R. (2014). *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press.
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2013). *Inventario Nacional y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo*. Conafor.
- Dai, Z., Johnson, K., Birdsey, R., Hernandez-Stefanoni, J., & Dupuy, J. (2015). Assessing the effect of climate change on carbon sequestration in a Mexican dry forest in the Yucatan Peninsula. *Ecological Complexity*, 24, 46-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2015.09.004>
- Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Leyequién-Abarca, E., Tun-Dzul, F. J., & May-Pat, F. (2012). Patterns and Correlates of Tropical Dry Forest Structure and Composition in a Highly Replicated Chronosequence in Yucatán, Mexico. *Biotropica*, 44(2), 151-162. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00783.x>
- Dupuy-Rada, J. M., Durán-García, R., García-Contreras, G., Arellano-Morín, J., Acosta-Lugo, E., Méndez-González, M. E., & Andrade-Hernández, M. (2015). Conservation and Use. En G. A. Islebe, S. Calmé, J. L. León-Cortés, & B. Schmook (Eds.), *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula* (pp. 169-193). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06529-8_8
- Eaton, J., & Lawrence, D. (2009). Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 949-958. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.019>
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (2006). *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. IGES.
- Ellis, E. A., & Porter-Bolland, L. (2008). Is community-based forest management more effective than protected areas?: A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1971-1983. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.036>
- Flores, S., Duran, R., & Ortiz, J. (2010). Comunidades vegetales terrestres. En R. Durán, & M. Méndez (Eds.), *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán* (pp. 125-129). CICY - PPD-FMAM - Conabio - Seduma.
- Frechette, A., Ginsburg, C., Walke, W., Gorelik, S., Meyer, C., Reytar, K., & Veit, P. (2018). *Una referencia global de almacenamiento de carbono en territorios colectivos: contribuciones de las comunidades indígenas y locales a la mitigación del cambio climático*. Rights Resources. <https://doi.org/10.53892/WLPR2124>
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M. C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., & Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with



- more tree species. *Nature Communications*, 4(1), 1340. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- García, E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana* (2a ed.). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gutiérrez-Báez, C., Ortiz-Díaz, J., Flores-Guido, J., & Zamora-Crescencio, P. (2012). Diversidad, estructura y composición de las especies leñosas de la selva mediana subcaducifolia del punto de unión territorial (Put) de Yucatán, México. *Polibotánica*, 33, 151-174. <https://polibotanica.mx/index.php/polibotanica/article/view/883>
- Hernández-Stefanoni, J., Dupuy, J. M., Johnson, K. D., Birdsey, R., Tun-Dzul, F., Peduzzi, A., Caamal-Sosa, J. P., Sánchez-Santos, G., & López-Merlín, D. (2014). Improving Species Diversity and Biomass Estimates of Tropical Dry Forests Using Airborne LiDAR. *Remote Sensing*, 6(6), 4741-4763. <http://dx.doi.org/10.3390/rs6064741>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hoil, J. C. (2016). *La configuración agraria del oriente de Yucatán. Insurrección maya, tierras y revolución agraria*. [Tesis doctoral, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social].
- Hurtado-Torres, M. C., Montañez-Escalante, P. I., & Jiménez-Osornio, J. J. (2022) La selva tropical y los servicios ecosistémicos que brinda. Percepciones de una comunidad maya del sur de Yucatán, México. *Investigaciones Geográficas*, 78, 89-106. <https://doi.org/10.14198/INGEO.21124>
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES] (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), 2427-2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E. A., & Meave, J. A. (2008). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, 40(4), 422-431 <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00398.x>
- López-Jiménez, L. N. (2013). *Sucesión ecológica en una selva mediana después de un uso ganadero en Yucatán*. [Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica de Yucatán].
- López-Jiménez, L. N., Durán-García, R., & Dupuy-Rada, J. M. (2019). Recuperación de la estructura, diversidad y composición de una selva mediana subperennifolia en Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 25(1), e2511587. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511587>
- Monge-González, M. L., Guerrero-Ramírez, N., Krömer, T., Kreft, H., & Craven, D. (2021). Functional diversity and redundancy of tropical forests shift with elevation and forest-use intensity. *Journal of Applied Ecology*, 58, 1827-1837. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13955>
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons.
- Pat-Aké, I., Cámara-Cabrales, L. C., Ward, S., Martínez-Zurimendi, P., Martínez-Sánchez, J. L., Negreros-Castillo, P., & Sorensen, N. (2018). Efecto del huracán Dean en la dinámica estructural de selvas bajo manejo forestal en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques*, 24(2), e2421585. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421585>
- Pineda-Herrera, E., Carreón-Santo, R. J., Váldez-Hernández, J. I., & Interian, K. V. (2019). Crecimiento en diámetro de tres especies arbóreas en una selva secundaria de Quintana Roo, México. *Madera y Bosques*, 25(1), e2511601. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511601>
- Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., Chazdon, R. L., Farrior, C. E., Kambach, S., Meave, J. A., Muñoz, R., Norden, N., Rüger, N., van Breugel, M., Almeyda-Zambrano, A. M., Amani, B., Andrade, J. L., Brancalion, P., Broadbent, E. N., ..., Hérault, B. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374(6573), 1370-1376. <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>
- Poorter, L., van der Sande, M. T., Thompson, J., Arets, E., Alarcon, A., Álvarez-Sánchez, J., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Barajas-Guzmán, G., Boit, A., Bongers, F., Carvalho, F. A., Casanoves, F., Cornejo-Tenorio, G., Costa, F. R. C., de Castilho, C. V., Duivenvoorden, J. F., Dutrieux, L. P., Enquist, B. J., ..., Peña-Claros, M. (2015). Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24(11), 1314-1328. <https://doi.org/10.1111/geb.12364>
- Ramírez, G., Ramírez, L., Solorio-Sánchez, J., Navarro-Alberto, J., & Dupuy-Rada, J. (2019). Shifts in tree allometry in a tropical dry forest: implications for above-ground biomass estimation. *Botanical Sciences*, 97(2), 167-179. <https://doi.org/10.17129/botsci.2101>
- Román-Dañobeytia, F. J., Levy-Tacher, S. I., Macario-Mendoza, P., & Zúñiga-Morales, J. (2014). Redefining secondary forests in the Mexican Forest Code: Implications for management,

- restoration, and conservation. *Forests*, 5(5), 978-991. <https://doi.org/10.3390/f5050978>
- Saenz-Pedroza, I., Feldman, R., Reyes-García, C., Meave, J. A., Calvo-Irabien, L. M., May-Pat, F., & Dupuy, J. M. (2020). Seasonal and successional dynamics of size-dependent plant demographic rates in a tropical dry forest. *PeerJ*, 8, e9636. <http://doi.org/10.7717/peerj.9636>
- Sanabria, O. L. (1986). *El uso y manejo forestal en la comunidad de Xul, en el sur de Yucatán*. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos.
- Sanaphre-Villanueva, L., Dupuy, J. M., Andrade, J. L., Reyes-García, C., Jackson, P. C., & Paz, H. (2017). Patterns of plant functional variation and specialization along secondary succession and topography in a tropical dry forest. *Environmental Research Letters*, 12(5), 055004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6baa>
- Silvertown, J. (1987). *Introduction to Plant Population Ecology* (2a ed.). Longman Scientific and Technical.
- Smith, P., Beaumont, L., Bernacchi, C. J., Byrne, M., Cheung, W., Conant, R. T., Cotrufo, F., Feng, X., Janssens, I., Jones, H., Kirschbaum, M. U. F., Kobayashi, K., LaRoche, J., Luo, Y., McKechnie, A., Penuelas, J., Piao, S., Robinson, S., Sage, R. F., ..., Long, S. P. (2021). Essential outcomes for COP26. *Global Change Biology*, 28(1), 1-3. <https://doi.org/10.1111/gcb.15926>
- Tadeo-Noble, A. E., De Los Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., & Torres-Pérez, J. A. (2014). Muestreo por conglomerados para manejo forestal en el Ejido Noh Bec, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(25), 64-83. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i25.304>
- Tadeo-Noble, A. E., Valdez-Hernández, J. I., Beltrán-Rodríguez, L. & García-Moya, E. (2018). Efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y diversidad arbórea en selvas tropicales de Quintana Roo, México. *Bosque (Valdivia)*, 40(2), 129-140. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002019000200129>
- Velasco, I. A., & Torres, D. V. (2019). El contexto geopolítico de la explotación forestal en la Península de Yucatán, México. *Perspectiva Geográfica*, 24(1), 116-137. <https://doi.org/10.19053/01233769.8427>

ANEXO 1. Listado de especies con valor de importancia relativa (VIR) y abundancia en las áreas de aprovechamiento forestal (AAF).

Nombre maya	Familia	Nombre científico	VIR AAF1 (Abun)	VIR AAF10 (Abun)	VIR AAF+50 (Abun)	Sumatoria VIR	VIR Acumulado	Abundancia Total
Chaká	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	44.27 (58)	57.64 (66)	47.53 (62)	47.54	16.61	186
Tsalam	Fabaceae	<i>Lysiloma latisiliquum</i>	57.26 (74)	31.19 (41)	13.98 (8)	102.44	27.99	123
Ja'abin	Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	20.90 (23)	21.45 (30)	40.48 (58)	82.85	37.19	111
Ts'i ts' ilche'	Polygonaceae	<i>Gymnopodium floribundum</i>	12.48 (19)	25.70 (38)	29.69 (59)	67.89	44.74	116
Kitinche'	Fabaceae	<i>Caesalpinia gaumeri</i>	4.97 (5)	29.20 (31)	14.96 (14)	49.14	50.20	50
Xul	Fabaceae	<i>Lonchocarpus xuul</i>	24.20 (40)	15.35 (27)	2.99 (5)	42.53	54.92	72
K'anchunuup	Sapindaceae	<i>Thouinia paucidentata</i>	20.19 (29)	7.57 (10)	9.22 (11)	36.98	59.03	50
Ya'axnik	Lamiaceae	<i>Vitex gaumeri</i>	11.80 (12)	8.32 (8)	13.71 (8)	33.84	62.79	28
Bakal che'	Fabaceae	<i>Zapoteca formosa</i>	7.90 (8)	4.11 (3)	15.72 (23)	27.75	65.87	34
Wayakte'	Malpighiaceae	<i>Malpighia glabra</i>	1.38 (1)	5.90 (5)	14.47 (22)	21.76	68.29	28
Siliil	Ebenaceae	<i>Diospyros tetrasperma</i>	14.00 (21)	7.64 (12)		21.65	70.70	33



Nombre maya	Familia	Nombre científico	VIR AAF1 (Abun)	VIR AAF10 (Abun)	VIR AAF+50 (Abun)	Sumatoria VIR	VIR Acumulado	Abundancia Total
Boob ch'iich'	Polygonaceae	<i>Coccoloba diversifolia</i>	19.61 (29)	1.46 (1)		21.08	73.04	30
Pomolche'	Euphorbiaceae	<i>Jatropha gaumeri</i>		8.88 (11)	10.81 (3)	19.70	75.23	24
Boob	Polygonaceae	<i>Coccoloba spicata</i>	8.11 (8)	9.27 (12)		17.39	77.16	20
Nikte' Ch'oom	Apocynaceae	<i>Plumeria obtusa</i>			16.22 (22)	16.23	78.96	22
Sak its'a	Polygonaceae	<i>Neomillspaughia emarginata</i>	1.26 (1)	8.10 (11)	6.07 (7)	15.44	80.68	19
Ixi'imche', Ikche'	Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>		1.40 (1)	12.49 (19)	13.90	82.22	20
Chu' um	Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>		9.51 (11)	2.11 (3)	11.62	83.52	14
Tojyub	Polygonaceae	<i>Coccoloba acapulcensis</i>	7.99 (7)	3.20 (2)		11.20	84.76	9
Sak cruz k'iix	Rubiaceae	<i>Randia obcordata</i>	1.30 (1)	4.18 (3)	3.80 (3)	9.29	85.79	7
Sak subint'eel	Rubiaceae	<i>Guettarda gaumeri</i>	1.29 (1)	3.27 (3)	4.55 (5)	9.11	86.80	9
Ch'iik che'	Lamiaceae	<i>Savia sessiliflora</i>			8.52 (13)	8.52	87.75	13
Sak katsim	Fabaceae	<i>Mimosa bahamensis</i>	2.63 (2)		4.65 (6)	7.28	88.56	8
Boox katsim	Fabaceae	<i>Acacia gaumeri</i>	2.92 (3)	2.65 (2)	1.26 (1)	6.84	89.32	6
Wayam	Sapindaceae	<i>Talisia olivaeformis</i>	4.88 (5)	1.31 (1)		6.17	90.01	6
Kaapoch	Sapotaceae	<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	4.00 (3)	2.07 (3)		6.06	90.68	6
Ta' tsí	Nyctaginaceae	<i>Neea psychotrioides</i>	1.88 (2)	4.03 (3)		5.91	91.34	5
Boox siliil	Ebenaceae	<i>Diospyros verae-crucis</i>		5.85 (10)		5.86	91.99	10
Chun lok', Ta' tsí	Celastraceae	<i>Hippocratea excelsa</i>	3.01 (3)	2.72 (2)		5.73	92.62	5
Sak loob	Myrtaceae	<i>Eugenia buxifolia</i>		1.31 (1)	4.35 (5)	5.66	93.25	6
P'eresk'uts	Euphorbiaceae	<i>Croton glabellus</i>	3.70 (5)		1.21 (1)	4.92	93.80	6
Napche'	Opiliaceae	<i>Agonandra obtusifolia</i>	1.69 (1)	3.08 (5)		4.78	94.33	6
Lu'umche'	Rhamnaceae	<i>Karwinskia humboldtiana</i>		1.30 (1)	3.09 (2)	4.39	94.82	3
Granadillo	Fabaceae	<i>Platymiscium yucatanum</i>		2.75 (2)	1.22 (1)	3.97	95.26	3
K'anpurus	Fabaceae	<i>Senna racemosa</i>			3.90 (3)	3.90	95.69	3
Ts'iuiche'	Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>		2.71 (2)		2.71	95.99	2
Ch'imay	Fabaceae	<i>Acacia pennatula</i>	1.28 (1)	1.38 (1)		2.66	96.29	2
K'as kaat	Malvaceae	<i>Luehea candida</i>	2.61 (2)			2.61	96.58	2

Nombre maya	Familia	Nombre científico	VIR AAF1 (Abun)	VIR AAF10 (Abun)	VIR AAF+50 (Abun)	Sumatoria VIR	VIR Acumulado	Abundancia Total
Ts'u'uts'uk	Fabaceae	<i>Diphysa carthagenensis</i>	1.30 (1)	1.30 (1)		2.60	96.87	2
Tu'ja'che'	Fabaceae	<i>Senna atomaria</i>			2.54 (2)	2.54	97.15	2
Xa'ax	Fabaceae	<i>Acacia dolichostachya</i>	2.51 (3)			2.51	97.43	3
Balche' keej	Fabaceae	<i>Lonchocarpus hondurensis</i>			2.32 (4)	2.32	97.69	4
K'anasin	Fabaceae	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	1.67 (2)			1.67	97.87	2
K'an lol	Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i>	1.66 (2)			1.66	98.06	2
Boox sabak che'	Rubiaceae	<i>Exostema caribaeum</i>			1.64 (2)	1.64	98.24	2
Sak k'ak'alche'	Ebenaceae	<i>Diospyros salicifolia</i>		1.47 (1)		1.47	98.40	1
Ta'may	Salicaceae	<i>Zuelania guidonia</i>	1.41 (1)			1.41	98.56	1
Chakte'vigas	Fabaceae	<i>Caesalpinia mollis</i>			1.40 (1)	1.40	98.72	1
Tasta'ab	Rubiaceae	<i>Guettarda combsii</i>	1.35 (1)			1.35	98.87	1
Ta'anche'	Ulmaceae	<i>Celtis trinervia</i>			1.30 (1)	1.30	99.01	1
Pichi'che'	Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i>		1.30 (1)		1.30	99.16	1
Ak'its	Apocynaceae	<i>Thevetia gaumeri</i>		1.30 (1)		1.30	99.30	1
Ya'ax eek'	Fabaceae	<i>Chloroleucon mangense</i>			1.29 (1)	1.29	99.44	1
Pich	Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	1.28 (1)			1.28	99.59	1
Sak ts'uru'tok'	Fabaceae	<i>Bauhinia divaricata</i>	1.26 (1)			1.26	99.73	1
Boox k'ak'alche'	Ebenaceae	<i>Diospyros anisandra</i>			1.23 (1)	1.23	99.87	1
Kat kuk	Bignoniaceae	<i>Parmentiera millspaughiana</i>			1.21 (1)	1.21	100.00	1

Manuscrito recibido el 17 de junio de 2022

Aceptado el 14 de noviembre de 2022

Publicado el 17 de diciembre de 2022

Este documento se debe citar como:

Hurtado-Torres, M. C., Dupuy-Rada, J. M., Montañez-Escalante, P., & Jiménez-Osornio, J. (2022). Diversidad arbórea y carbono almacenado en selvas bajo manejo forestal comunitario en Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 28(3), e2832499. <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2832499>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.