

Composición, estructura y diversidad de la comunidad de plantas leñosas en fragmentos de bosque tropical estacionalmente seco en Choluteca, Honduras

Composition, Structure, and Diversity of the Woody Plant Community in Fragments of Seasonally Dry Tropical Forest in Choluteca, Honduras

Maynor J. Rodríguez¹ y Olvin Oyuela-Andino^{2,*}

Recibido: 18 octubre 2023 | **Aceptado:** 17 enero 2024 | **Publicado en línea:** 05 febrero 2024

Citación: Rodríguez, MJ; Oyuela-Andino, O. 2023. Composición, estructura y diversidad de la comunidad de plantas leñosas en fragmentos de bosque tropical estacionalmente seco en Choluteca, Honduras. Revista Forestal del Perú 38(2): 240-260. DOI: <https://doi.org/10.21704/rfp.v38i2.2080>

Resumen

Los bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) son un bioma que generalmente se encuentra en zonas de tierras bajas, con estacionalidad de lluvias y altas temperaturas. El objetivo principal de este estudio fue investigar la composición, estructura y diversidad de la comunidad de plantas leñosas en fragmentos de bosque tropical estacionalmente seco ubicado en el sur de Honduras. La evaluación de la comunidad vegetal se llevó a cabo mediante el trazado de seis transectos distribuidos a distancias de entre 1.5 a 13.9 km. Se registraron las plantas leñosas con un DAP ≥ 5 cm, además de estimar su altura total. Como resultados se encontraron 41 especies, distribuidas en 37 géneros y 20 familias, siendo Fabaceae las más representativa. El área basal promedio fue de 0.71 ± 0.41 m², con valores de 0.08 m² a 1.28 m², destacando las especies *Terminalia macrostachya*, *Pithecellobium dulce*, *Astianthus viminalis*, *Ximenia americana* y *Leucaena shannonii*. El DAP promedio fue de 9.42 ± 3.75 cm, oscilando entre 4.78 y 15.85 cm, *Terminalia macrostachya* y *Pithecellobium dulce* tuvieron los diámetros más destacados. La altura promedio fue de 6.1 ± 2 m, sobresaliendo *Pithecellobium dulce*. Según el Índice de Valor de Importancia (IVI) las especies más importantes estructuralmente fueron *Vachellia collinsii*, *Pithecellobium dulce*, *Terminalia macrostachya*, *Randia aculeata* y *Libidibia coriaria*. La riqueza promedio fue de 13 ± 4 especies, con un bajo nivel de dominancia según el índice de Simpson (0.10 , promedio 0.32 ± 0.19). En contraste, el índice de Shannon promedió 1.75 ± 0.56 , destacando la representatividad del estudio con un coeficiente de variación del 20%. En conclusión, es urgente crear estrategias para la conservación de los BTES para preservar la biodiversidad única que alberga. Proteger este ecosistema diverso y frágil es fundamental para mantener el equilibrio ecológico, la salud del bioma y el bienestar humano.

Palabras clave: composición florística, conservación, ecosistema seco, plantas caducifolias

¹ Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Tegucigalpa, Honduras.

² Herbario Cyril Hardy Nelson Sutherland (TEFH), Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Tegucigalpa, Honduras.

* Autor de Correspondencia: olvin.oyuela@unah.edu.hn

Abstract

The Seasonally Dry Tropical Forests (SDTF) are a biome typically found in lowland areas with seasonal rainfall and high temperatures. The main objective of this study was to investigate the composition, structure, and diversity of the woody plant community in fragments of seasonally dry tropical forest located in southern Honduras. The assessment of the plant community was carried out by establishing six transects at distances ranging from 1.5 to 13.9 km. Woody plants with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm were recorded, along with an estimation of their total height. The results revealed 41 species distributed among 37 genera and 20 families, with Fabaceae being the most representative. The average basal area was 0.71 ± 0.41 m², ranging from 0.08 m² to 1.28 m², with *Terminalia macrostachya*, *Pithecellobium dulce*, *Astianthus viminalis*, *Ximenea americana*, and *Leucaena shannonii* being notable species. The average DBH was 9.42 ± 3.75 cm, ranging from 4.78 to 15.85 cm, and *Terminalia macrostachya* and *Pithecellobium dulce* had the most prominent diameters. The average height was 6.1 ± 2 m, with *Pithecellobium dulce* standing out. According to the Importance Value Index (IVI), structurally important species were *Vachellia collinsii*, *Pithecellobium dulce*, *Terminalia macrostachya*, *Randia aculeata*, and *Libidibia coriaria*. The average species richness was 13 ± 4 , with a low dominance level indicated by the Simpson index (0.10, average 0.32 ± 0.19). In contrast, the Shannon index averaged 1.75 ± 0.56 , highlighting the representativeness of the study with a 20% coefficient of variation. In conclusion, it is urgent to implement strategies for the conservation of SDTFs to preserve the unique biodiversity they harbor. Protecting this diverse and fragile ecosystem is crucial for maintaining ecological balance, biome health, and human well-being.

Key words: floristic composition, conservation, dry ecosystem, deciduous plants.

Introducción

El término bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) fue acuñado por Murphy y Lugo (1995) y hace referencia a los bosques que generalmente se encuentran en zonas de tierras bajas, menores a 1000 m s.n.m., con estacionalidad de lluvias y muy calurosas. Además, se caracterizan por poseer suelos fértiles y organismos adaptados a la escasez de agua (DryFlor 2015). La vegetación localizada en estas regiones es heterogénea y está influida por una compleja historia ambiental y biogeográfica (Dirzo *et al.* 2011, Pérez-García *et al.* 2012, Méndez-Toribio *et al.* 2014, DryFlor 2016). Así mismo, estos bosques son más pequeños en estatura y menos complejos florística y estructuralmente que los bosques húmedos tropicales (Murphy y Lugo 1986).

Según Gentry (1995), los BTES presentan una baja diversidad, entre 50 y 70 especies de árboles de diámetro mayor de 2.5 cm por hectárea, en comparación con los bosques húmedos, que pueden llegar alcanzar valores entre 200 y 250 especies en condiciones simi-

lares, razón por lo que este tipo de ecosistema ha recibido muy poca atención científica en comparación con los bosques lluviosos tropicales de la región (Murphy y Lugo 1995). Otra de las características más destacadas de los BTES, es la pérdida de sus hojas en época seca, evitando con esto que el agua en el interior de las plantas se evapore por el calor del sol; sin embargo, cuando llega la temporada de lluvia estos bosques se vuelven verdes (Quintero-Gómez *et al.* 2019, Romero 2021). Respecto a las características edáficas de este bioma, estas son influenciadas por perturbaciones ambientales severas como la incidencia estacional y la sequía, así como por actividades humanas como la ganadería y la agricultura (Duery-Salek 2001, Rasal *et al.* 2011, Alvarado-Solano y Otero 2017).

Los bosques secos son actualmente uno de los ecosistemas más amenazados del mundo (Janzen 1988, Cañon 2015, Quintero-Gómez *et al.* 2019), a mediados de los años 80 se consideraba que al menos el 42% de los hábitats tropicales y subtropicales eran bosques secos (Murphy y Lugo 1986); sin embargo, ahora se

estima que queda menos del 10% de su extensión original en muchos países (Alianza Nacional del Bosque Seco 2011, DryFlor 2016). Este tipo de bosque se considera de gran importancia biológica por ser un ecosistema singular, muy amenazado y poco conocido, con presencia de especies endémicas y un importante grado de diversidad local y regional en un área relativamente pequeña (Trejo y Dirzo 2000, Aguirre *et al.* 2006, Marcelo-Peña *et al.* 2007, Marcelo-Peña 2008, Espinosa *et al.* 2012, Mora *et al.* 2015).

En el neotrópico este ecosistema presenta una distribución amplia y muy fragmentada, este se distribuye desde México hasta Argentina y el Caribe (Miles *et al.* 2006, DryFlor 2016), y al igual que en el resto del mundo este se encuentra en un estado crítico de conservación (Rozendaal *et al.* 2019, Riina 2021). Hasta antes del 2010, se sabía que en Honduras este tipo de ecosistema comprendía 1,957,284 ha; sin embargo, ha sido reducido drásticamente a 185,108 ha, el equivalente del 9.4% del área original (Midence 2017). En casi

todo el territorio nacional se observa que los fragmentos de este tipo de vegetación natural están inmersos en un paisaje compuesto por una matriz de campos agrícolas y potreros de tenencia privada (Poggio 2012). En los parches de bosque seco del sur del país la situación es más grave, ya que estos casi en su totalidad han sido convertidos en agroecosistemas dominados por el cultivo de granos básicos, con remanentes de bosque secundario fragmentado (Barrance *et al.* 2009). Esto pone en riesgo a una gran cantidad de especies de plantas y animales endémicos y nativos de este tipo de hábitat (Anderson *et al.* 2010, Poggio 2012, Ferrufino-Acosta *et al.* 2019).

Por lo tanto, el objetivo principal de este estudio es investigar la composición, estructura y diversidad de la comunidad de plantas leñosas en un área específica del bosque tropical estacionalmente seco ubicado en el sur de Honduras. Este análisis detallado permitirá comprender la riqueza biológica, la distribución de especies y la salud general del ecosistema en esta área específica.

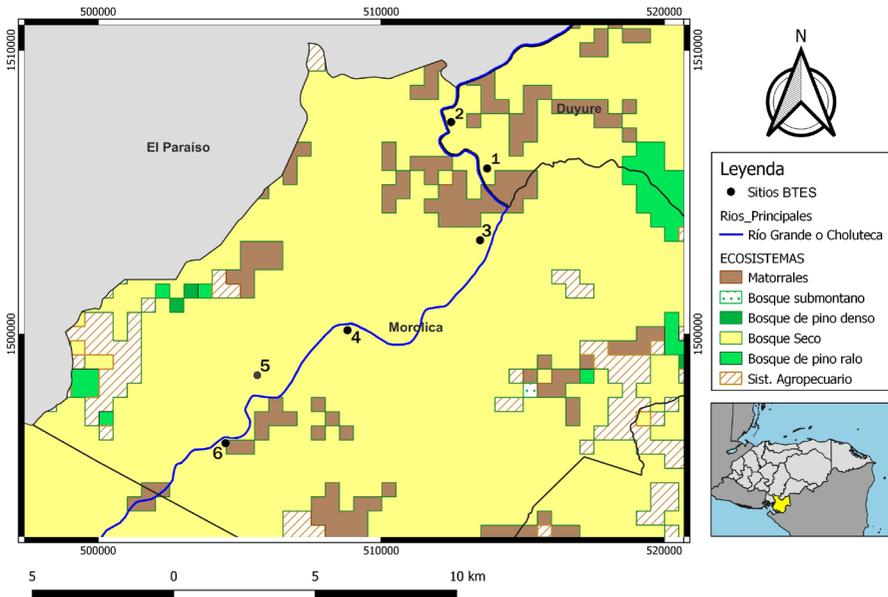


Figura 1. Ubicación geográfica de los seis transectos de muestreo del bosque tropical estacionalmente seco en el departamento de Choluteca.

Materiales y Métodos

Área de estudio y sitios de muestreo

El estudio se llevó a cabo en seis sitios (transectos), establecidos por Mejía y House (2002) dentro del Ecosistema de Bosque Seco en la cuenca del río Choluteca, en los municipios de Duyure y Morolica, departamento de Choluteca (Figura 1). El municipio de Duyure se encuentra entre las coordenadas 13°38'09.4''N, 86°53'04.6''O a una elevación de 230 m s.n.m. y el municipio de Morolica entre las coordenadas 13°32'5.9''N, 86°57'02.5''O a una elevación 190 m s.n.m. Ambos municipios presentan una temperatura promedio anual de 29 °C, y una precipitación promedio anual de 900 mm. Estas localidades presentan una severa fragmentación debido a la ganadería intensiva (Figura 2).

Se evaluaron para la comunidad de Duyure-Morolica (Honduras) seis transectos en fragmentos de bosque tropical seco natural sin intervención antrópica, a una distancia entre 1.5-13.9 km entre sí. Se consideró utilizar el método de muestreo propuesto por Gentry (1995), que consiste en trazar 10 transectos lineales con dimensiones de 500 × 2 m (0.1ha);

no obstante, debido al estado de fragmentación del ecosistema, se decidió hacer una modificación de tal método a 100 × 10 m (0.1ha). Igualmente, Gentry (1995) considera realizar el censo de plantas leñosas ≥ 2.5 cm de DAP; sin embargo, debido a la madurez del bosque se modificó este valor a ≥ 5 cm de DAP en árboles y arbustos. De igual forma se contabilizaron las lianas con diámetro a la base del tallo ≥ 5 cm.

Identificación y herborización de especímenes

La mayoría de las plantas registradas fue identificada en campo, mediante el uso de claves taxonómicas y la consulta a especialistas. Para el caso de las plantas que no pudieron ser identificadas en campo se recolectaron muestras botánicas en diferente estado reproductivo. El material vegetal recolectado fue prensado y posteriormente secado en un horno a temperatura entre los 35 a 45 °C, para luego ser determinado taxonómicamente. Este material está previsto a ser depositado en el Herbario Cyril Hardy Nelson Sutherland (TEFH).

Se usó la clasificación de las familias propuestas por el APG "Angiosperm Phylogeny Group classification" (APG IV 2016), y los



Figura 2. Fragmentos de bosque estacionalmente seco en Morolica, Choluteca. Fotografía de Olvin Oyuela tomada el 13 de diciembre de 2021.

nombres científicos fueron corroborados en la base de datos WFO (<https://www.worldfloraonline.org>, 2023). Así mismo, se consultaron los nombres comunes en el catálogo de plantas vasculares de Honduras (Nelson 2008).

Composición y estructura florística

Para cada uno de los individuos censados, se estimó la altura (en metros) y se contabilizó el número de tallos con un DAP ≥ 5 cm, incluyendo a aquellos individuos cuyo número total de tallos fue mayor a 1 (multicaules). Además, se determinó la importancia de las especies leñosas en la comunidad mediante la cuantificación del índice de valor de importancia (IVI). Este índice se calcula sumando los valores relativos de abundancia, frecuencia y dominancia, lo que indica la importancia ecológica relativa de las especies de plantas en una comunidad (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974, Fonseca *et al.* 2002, Zacarias-Eslava *et al.* 2011, López *et al.* 2014).

El IVI de cada especie se estimó con las siguientes fórmulas:

Abundancia relativa = Número de individuos de una especie/ Total de individuos de la muestra $\times 100$

Frecuencia relativa = Número de parcelas en las que aparece la especie/ Total de parcelas posibles $\times 100$

Dominancia relativa = Área basal de una especie/ Área basal de todas las especies $\times 100$

IVI = abundancia relativa + frecuencia relativa + dominancia relativa

Diversidad y conservación

Como primer paso para evaluar el estado de la diversidad alfa en cada uno de los transectos de muestreo, se calculó la riqueza de especies por sitio y, además, siguiendo las directrices de Moreno *et al.* (2011) se determinó el índice de diversidad verdadera o Shannon (H'); así mismo, se obtuvo el índice de Simpson (D) que indicó la dominancia y equidad de especies, utilizando las siguientes fórmulas:

$$H' = - \sum p_i \ln(p_i)$$

Donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

p_i = proporción del número de individuos de la especie i con respecto al número total de individuos

\ln = logaritmo natural

$$D = 1 - \sum p_i^2$$

Donde:

D = índice de Simpson

p_i = proporción del número de individuos de la especie i con respecto al número total de individuos

Con el propósito de presentar de manera comprensible los valores de diversidad obtenidos en este estudio se generó un gráfico de barras agrupadas de la riqueza e índices de diversidad, el cual facilitó el análisis de datos por transectos. El esfuerzo de muestreo, en el presente trabajo, se cuantificó mediante una curva de acumulación de especies, donde se calculó el estimador de Chao 1 realizada con el programa EstimateS versión 9.1.0 (<https://www.robertkcolwell.org/>). Para analizar la estructura altimétrica y diamétrica de la comunidad vegetal, se crearon dos histogramas. Uno representa las clases de altura por individuo, con intervalos de 2 m para el conjunto total de individuos censados (491 individuos). El otro muestra el diámetro a la altura del pecho (DAP) con intervalos de 3.9 cm, abarcando el total de tallos censados con un DAP ≥ 5 cm (615 tallos). Se calculó la disimilitud entre los transectos muestreados mediante el índice de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957) a través del método de agrupación promedio hclus (*, "average") usando el programa R-Studio versión 4.1.1 (<http://www.rstudio.com>). Además, se revisó la situación actual en la lista roja según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza 2023) y el listado CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres 2023).

Familias	Géneros / Especies	Géneros	Individuos
Fabaceae	10 (27) / 14 (34.1)	<i>Vachellia</i>	131 (26.7)
Bignoniaceae	3 (8.1) / 3 (7.3)	<i>Randia</i>	48 (9.8)
Apocynaceae	2 (5.4) / 2 (4.9)	<i>Pithecellobium</i>	39 (7.9)
Cactaceae	2 (5.4) / 2 (4.9)	<i>Libidibia</i>	34 (6.9)
Malvaceae	2 (5.4) / 2 (4.9)	<i>Mimosa</i>	31 (6.3)
Rubiaceae	2 (5.4) / 2 (4.9)	<i>Croton</i>	25 (5.1)
Rutaceae	2 (5.4) / 2 (4.9)	<i>Exostema</i>	22 (4.5)
Otras	14 (37.9) / 14 (34.1)	Otros	161 (32.8)

Cuadro 1. Distribución del número (porcentaje) de géneros y especies en las familias más diversas, así como la cantidad de individuos (porcentaje) de los géneros más abundantes en los fragmentos de bosques tropicales estacionalmente secos.

Unidad de muestreo	Número de individuos	Número de tallos	Ind Pol (%)	Área basal total (m ²)	DAP promedio (cm)	Altura promedio (m)	S	Simpson (D)	Shannon (H')
1	114	144	13	1.07	7.51	4.1	16	0.12	2.34
2	85	88	2	0.72	8.33	7.5	15	0.36	1.66
3	82	119	12	0.33	4.78	4.6	9	0.55	1.02
4	50	77	24	0.08	15.85	9.8	8	0.56	1.02
5	109	130	13	0.76	7.18	4.4	18	0.15	2.33
6	51	57	8	1.28	12.86	6.2	11	0.15	2.10
Total	491	615	57	4.24	-	-	41	0.10	2.86
Promedio	82	103	12	0.71	9.42	6.1	13	0.32	1.75
DE	25	31	7	0.41	3.75	2	4	0.19	0.56
CV (%)	31	30	58	58	40	33	29	59	20

Cuadro 2. Valores de los atributos estructurales y de diversidad en 6 unidades de muestreo de los bosques tropicales estacionalmente secos en Duyure-Morolica. Abreviaturas: CV: Coeficiente de variación; DAP: diámetro a la altura del pecho; DE: Desviación estándar; Ind Pol: individuos policaulales; S: número de especies.

Resultados

Composición y estructura florística

En los seis sitios censados se registraron 41 especies, distribuidos en 37 géneros y 20 familias. El Cuadro 1 muestra que el 34.1% de la riqueza total de especies registradas, pertenecen por una gran diferencia a la familia Fabaceae (14), Bignoniaceae (3), Apocynaceae, Cactaceae, Malvaceae, Rubiaceae y Rutaceae (todas con 2). La primera de estas familias también presenta el mayor número de géneros (10), seguida de Bignoniaceae (3), no se encontró un género en particular, con una diversidad de especies superior al resto. La elevada riqueza a nivel de la familia Fabaceae se relaciona claramente con la abundancia de sus individuos, ya que se contabilizaron 262 individuos (53.4%), otras familias con un alto número individuos fueron: Rubiaceae (70), Euphorbiaceae (25) y Cactaceae (21), estas representan el 77% del total registrado. Con respecto a esta última característica, los géneros que destacan son *Vachellia* (131 individuos), *Randia* (48), *Pithecellobium* (39), *Libidibia* (34) y *Mimosa* (31), que en conjunto engloban el 55.9% del total de individuos (Cuadro 1).

Se registraron 491 individuos y 615 tallos ≥ 5 cm de DAP, en los seis sitios de 1,000 m² (0.1 ha) c/u. Solo la especie *Vachellia collinsii* (Saff.) Seigler & Ebinger. estuvo presente en todos los transectos de muestreos, otras especies de mayor frecuencia fueron *Randia aculeata* L., *Libidibia coriaria* (Jacq.) Schltdl., *Bursera simaruba* (L.) Sarga., *Mimosa acantholoba* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Poir. y *Acanthocereus tetragonus* (L.) Hummelinck (todas en 4 transectos). Un total de cuatro especies (9.8%) aparecieron en al menos tres sitios y 27 (65.9%) se registraron únicamente en un sitio. La densidad promedio fue de 82, con una desviación estándar (DE) de ± 25 individuos, con valores entre 50 y 114 (Cuadro 2). Las cinco especies más abundantes fueron *V. collinsii*, *R. aculeata*, *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth., *L. coriaria* y *Croton guatemalensis* Lotsy (Cuadro 3). Con respecto al número de tallos, el promedio fue de 103 ± 31 tallos (mínimo 57, máximo 144).

El promedio del porcentaje de individuos policaules fue $12 \pm 7\%$ siendo está y el área basal, las variables estructurales que presentaron un mayor coeficiente de variación (58%), con un intervalo que osciló de 7 a 100%. En cuanto a las especies con mayor presencia de individuos policaules destacan: *Havardia campylacantha* (L. Rico & M. Sousa) Barneby & J.W. Grimes (en promedio de 4 tallos por individuo), seguida por *L. coriaria* (3 tallos por individuo), *Erythroxylum rotundifolium* Lunan, *Stegnosperma cubense* A. Rich. y *Tabernaemontana glabra* (Benth.) A.O. Simões & M.E. Endress. (todos con 2 tallos por individuo).

El promedio del área basal fue de 0.71 ± 0.41 m² (Cuadro 2), con el valor promedio más bajo de 0.0025 m² (*S. cubense*) y el mayor de 0.0592 m² [*Terminalia macrostachya* (Standl.) Alwan & Stace]. Un total de 10 especies contribuyeron con el 60% del área basal, destacando *T. macrostachya* (12.6%), *P. dulce* (12%), *Astianthus viminalis* (Kunth) Baill. (7.7%), *Ximelia americana* L. (5.6%) y *Leucaena shannonii* Donn. Sm. (4.7%). El promedio del DAP fue de 9.42 ± 3.75 cm y el intervalo osciló entre 4.78 y 15.85 cm (Cuadro 2). Las especies con los promedios de DAP más sobresalientes fueron *T. macrostachya* y *P. dulce* (ambos con 27 cm). La distribución diamétrica del total de tallos censados presentó un patrón de "J" invertida, lo que indica que se encontró mayor número de tallos (459) en las categorías de entre 5-7.9 cm y 7.91-10.8 cm (74.6%); mientras que en las categorías diamétricas mayores se encontró menor cantidad de tallos (156) con diámetros superiores a 10.81 cm (Figura 3A).

La altura promedio en el total de los sitios muestreados fue de 6.1 ± 2 m, con un intervalo de 4.1 a 9.8 m (Cuadro 2). La especie con mayor promedio de altura fue *P. dulce* (18.1), seguido de *T. macrostachya*, *L. shannonii* y *H. campylacantha* (13.7, 10.3 y 10 m, respectivamente). En la distribución de clases altimétricas se encontró una alta proporción de individuos de entre 4.1-6 m de altura (29.7%) siguiendo la clase altimétrica de 6.1-8 m (22.4%); En particular, se evidenció la existencia de un conjunto de individuos con alturas comprendidas entre 14.1

Especie	AT máxima (m)	Número de individuos	AR (%)	FR (%)	DR (%)	IVI
<i>Vachellia collinsii</i> (Saff.) Seigler & Ebinger	7.9	128	26.07	7.79	0.74	34.60
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	18	39	7.94	2.60	11.96	22.50
<i>Terminalia macrostachya</i> (Standl.) Alwan & Stace	13.7	11	2.24	1.30	12.58	16.12
<i>Randia aculeata</i> L.	4.8	48	9.78	5.19	1.12	16.09
<i>Libidibia coriaria</i> (Jacq.) Schlttdl.	6	34	6.92	5.19	1.32	13.44
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	6.9	16	3.26	5.19	2.67	11.13
<i>Mimosa acantholoba</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Poir.	4.8	12	2.44	5.19	1.76	9.40
<i>Astianthus viminalis</i> (Kunth) Baill.	7	1	0.20	1.30	7.71	9.21
<i>Rehdera trinervis</i> (S.F. Blake) Moldenke	6.8	16	3.26	2.60	3.20	9.06
<i>Ximения americana</i> L.	7.3	2	0.41	2.60	5.61	8.61
<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M. Sousa	8.4	12	2.44	3.90	2.17	8.51
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	5.4	14	2.85	3.90	1.25	8.00
<i>Acanthocereus tetragonus</i> (L.) Hummelinck	3.3	9	1.83	5.19	0.72	7.75
<i>Karwinskia calderonii</i> Standl.	6.5	11	2.24	3.90	1.51	7.65
<i>Croton guatemalensis</i> Lotsy	4.4	25	5.09	1.30	1.17	7.56
<i>Stenocereus pruinosus</i> (Otto ex Pfeiff.) Buxb.	5.1	12	2.44	1.30	3.80	7.55
<i>Mimosa tricephala</i> Schlttdl. & Cham.	3.6	19	3.87	2.60	0.93	7.39

Cuadro 3. Índice de valor de importancia de 41 especies de plantas leñosas registradas en 6 unidades de muestreo de 1,000 m² c/u (0.6 ha), establecidas en el bosque tropical estacionalmente secos de Duyure-Morolica, Choluteca. Abreviatura: AT: altura total; Ind.: Individuos; AR: abundancia relativa; FR: frecuencia relativa; DR: Dominancia relativa; IVI: índice de valor de importancia.

Especie	AT máxima (m)	Número de individuos	AR (%)	FR (%)	DR (%)	IVI
<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	7.8	4	0.81	3.90	2.55	7.26
<i>Exostema caribaeum</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	4.8	22	4.48	1.30	0.84	6.62
<i>Leucaena shannonii</i> Donn. Sm.	10.3	3	0.61	1.30	4.67	6.58
<i>Bonellia nervosa</i> (C. Presl) B. Ståhl & Källersjö	3	13	2.65	2.60	0.81	6.06
<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (J. Poiss.) Taub.	7	1	0.20	1.30	4.27	5.77
<i>Esenbeckia Berlingieri</i> Baill.	8	1	0.20	1.30	3.04	4.54
<i>Luehea candida</i> (DC.) Mart.	4.8	4	0.81	2.60	0.94	4.36
<i>Cordia dentata</i> Poir.	6	2	0.41	1.30	2.54	4.25
<i>Crescentia alata</i> Kunth	4	3	0.61	2.60	0.79	3.99
<i>Havardia campylacantha</i> (L. Rico & M. Sousa) Barneby & J.W. Grimes	10	1	0.20	1.30	2.43	3.94
<i>Senna holwayana</i> (Rose) H.S. Irwin & Barneby	4.7	3	0.61	2.60	0.73	3.93
<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	4	1	0.20	1.30	2.09	3.59
<i>Lysiloma auritum</i> (Schltdl.) Benth.	6	1	0.20	1.30	2.05	3.56
<i>Fridericia patellifera</i> (Schltdl.) L.G. Lohmann	-	5	1.02	1.30	1.03	3.34
<i>Styrax</i> L.	5	1	0.20	1.30	1.67	3.17
Morfoespecie 1	5	2	0.41	1.30	1.31	3.01
<i>Senna atomaria</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	5	1	0.20	1.30	1.51	3.01

Cuadro 3 (continuación). Índice de valor de importancia de 41 especies de plantas leñosas registradas en 6 unidades de muestreo de 1,000 m² c/u (0.6 ha), establecidas en el bosque tropical estacionalmente seco de Duyure-Moroica, Choluteca. Abreviatura: AT: altura total; Ind.: Individuos; AR: abundancia relativa; FR: frecuencia relativa; DR: Dominancia relativa; IVI: índice de valor de importancia.

Especie	AT máxima (m)	Número de individuos	AR (%)	FR (%)	DR (%)	IVI
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	5.5	2	0.41	1.30	1.22	2.93
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	9	1	0.20	1.30	1.41	2.91
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	6	3	0.61	1.30	0.83	2.74
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	4	2	0.41	1.30	0.98	2.68
<i>Erythroxylum rotundifolium</i> Lunan	6	3	0.61	1.30	0.69	2.60
<i>Tabernaemontana glabra</i> (Benth.) A.O. Simões & M.E. Endress	3.5	2	0.41	1.30	0.85	2.56
<i>Stegnosperma cubense</i> A. Rich.	1.5	1	0.20	1.30	0.52	2.03

Cuadro 3 (continuación). Índice de valor de importancia de 41 especies de plantas leñosas registradas en 6 unidades de muestreo de 1,000 m² c/u (0.6 ha), establecidas en el bosque tropical estacionalmente secos de Duyure-Morolica, Choluteca. Abreviatura: AT: altura total; Ind.: Individuos; AR: abundancia relativa; FR: frecuencia relativa; DR: Dominancia relativa; IVI: índice de valor de importancia.

y 22 m. Este fenómeno está vinculado principalmente a la notable presencia de árboles de la especie *P. dulce* en los fragmentos de BTES que fueron objeto de muestreo. La altura promedio de este grupo de individuos se estableció en 18 m. (Figura 3B). Los resultados del Índice de Valor de Importancia (IVI) muestran que las cinco especies estructuralmente más importantes en orden decreciente fueron: *V. collinsii* (34.6), *P. dulce* (22.5), *T. macrostachya* (16.12), *R. aculeata* (16.1) y *L. coriaria* (13.44) (Cuadro 3).

Diversidad y conservación

La riqueza promedio en los sitios muestreados fue de 13 ± 4 especies (intervalo: 8-18 especies) (Cuadro 2). El valor total obtenido para el índice de Simpson (0.10) y su promedio (0.32 ± 0.19), lo que muestra un bajo nivel de dominancia dentro de la comunidad, aunque este atributo resultó ampliamente variable entre las unidades de muestreo, lo que concuerda con los valores obtenidos para el índice de equitatividad, con un coeficiente de variación de 59% (Cuadro 2). El valor promedio del índice de Shannon fue de 1.75 ± 0.56 , con valores de 1.02 a 2.34 y un coeficiente de variación del 20%, lo que nos puede representar una alta representatividad de este índice de diversidad en el estudio, situación contraria al coeficiente de variabilidad obtenido con por el índice de Simpson (59%) (Cuadro 2). Particularmente los transectos 3 y 4 fueron los más diversos según el índice de Simpson (0.56 y 0.55 respectivamente); No obstante, los transectos restantes exhibieron un nivel de diversidad reducido, oscilando entre 0.12 y 0.36. Al contrario, el índice de Shannon categoriza con una diversidad media a los transectos 2 y 5 (2.34 y 2.33 respectivamente) y diversidad baja a los transectos restantes, cuyos valores son menores a 2 (Figura 4).

La curva de acumulación de especie nos reporta que se encontraron 41 especies, en cambio el estimador Chao 1 indicó que las especies probables esperadas serían 47.42, esto representa una eficiencia de muestreo del 86.46% para este estudio. La curva obtenida no se logra

Familia	Nombre científico	Nombre común	Forma de vida	Estado de conservación IUCN/CITES
Apocynaceae	<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	Quiebra Muela	Árbol	LC
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana glabra</i> (Benth.) A.O. Simões & M.E. Endress	Huevos de Gato	Árbol	LC
Bignoniaceae	<i>Astianthus viminalis</i> (Kunth) Baill.	Chilca	Árbol	LC
Bignoniaceae	<i>Crescentia alata</i> Kunth	Jícara	Árbol	LC
Bignoniaceae	<i>Fridericia patellifera</i> (Schltdl.) L.G. Lohmann	Bejuco blanco	Liana	-
Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Berbería	Árbol	LC
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarga.	Indio desnudo	Árbol	LC
Cactaceae	<i>Acanthocereus tetragonus</i> (L.) Hummelinck	Pitaya	Árbol	LC/Ap. II
Cactaceae	<i>Stenocereus pruinosus</i> (Otto ex Pfeiff.) Buxb.	-	Árbol	LC/Ap. II
Combretaceae	<i>Terminalia macrostachya</i> (Standl.) Alwan & Stace	Cacho de toro	Árbol	LC
Cordiaceae	<i>Cordia dentata</i> Poit.	Tigüilote	Árbol	LC
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum rotundifolium</i> Lunan	Casco de venado	Árbol	LC
Euphorbiaceae	<i>Groton guatemalensis</i> Lotsy	Copalchi	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Guacamayo	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M. Sousa	Guachipillin	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Harvardia campylacantha</i> (L. Rico & M. Sousa) Barney & J.W. Grimes	Biscuite	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Leucaena shannonii</i> Donn. Sm.	Guaje	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Libidibia coriaria</i> (Jacq.) Schltdl.	Nacascolo	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Lysiloma auritum</i> (Schltdl.) Benth.	Quebracho	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	Quebracho liso	Árbol	LC

Cuadro 4. Composición florística y estado de conservación (IUCN/CITES) de las especies reportadas en los fragmentos de bosques tropicales estacionalmente secos de Duyure-Morolica, Choluteca.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Forma de vida	Estado de conservación IUCN/CITES
Fabaceae	<i>Mimosa acantholoba</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Poir.	Carbón blanco	Arbusto	LC
Fabaceae	<i>Mimosa tricephala</i> Schltdl. & Cham.	-	Arbusto	-
Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Mangollano	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Senna atamaria</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	-	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Senna holwayana</i> (Rose) H.S. Irwin & Barneby	Huesillo	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Vachellia collinsii</i> (Saff.) Seigler & Ebinger	Cachito	Árbol	LC
Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	Cornizuelo	Árbol	LC
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Tapaculo	Árbol	LC
Malvaceae	<i>Luehea candida</i> (DC.) Mart.	Guácimo	Árbol	LC
Oleaceae	<i>Ximelia americana</i> L.	Cagalera	Árbol	LC
Primulaceae	<i>Bonellia nervosa</i> (C. Presl) B. Ståhl & Källersjö	-	Arbusto	LC
Rhamnaceae	<i>Karwinskia calderonii</i> Standl.	Güilguiste	Árbol	LC
Rubiaceae	<i>Exostema caribaeum</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	Quina	Arbusto	LC
Rubiaceae	<i>Randia aculeata</i> L.	Crucito	Arbusto	LC
Rutaceae	<i>Esenbeckia berlandieri</i> Baill.	Limoncillo	Árbol	VU
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Chinchillo	Árbol	LC
Stegnospermataceae	<i>Stegnosperma cubense</i> A. Rich.	-	Liana	-
Styracaceae	<i>Styrax</i> L.	-	Árbol	-
Ulmaceae	<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (J. Poiss.) Taub.	Palo blanco	Árbol	LC
Verbenaceae	<i>Rehdera trinervis</i> (S.F. Blake) Moldenke	Bambayán	Árbol	LC
-	Morfoespecie 1.	-	Arbusto	-

Cuadro 4 (continuación). Composición florística y estado de conservación (IUCN/CITES) de las especies reportadas en los fragmentos de bosques tropicales estacionalmente secos de Duyure-Morolica, Choluteca.

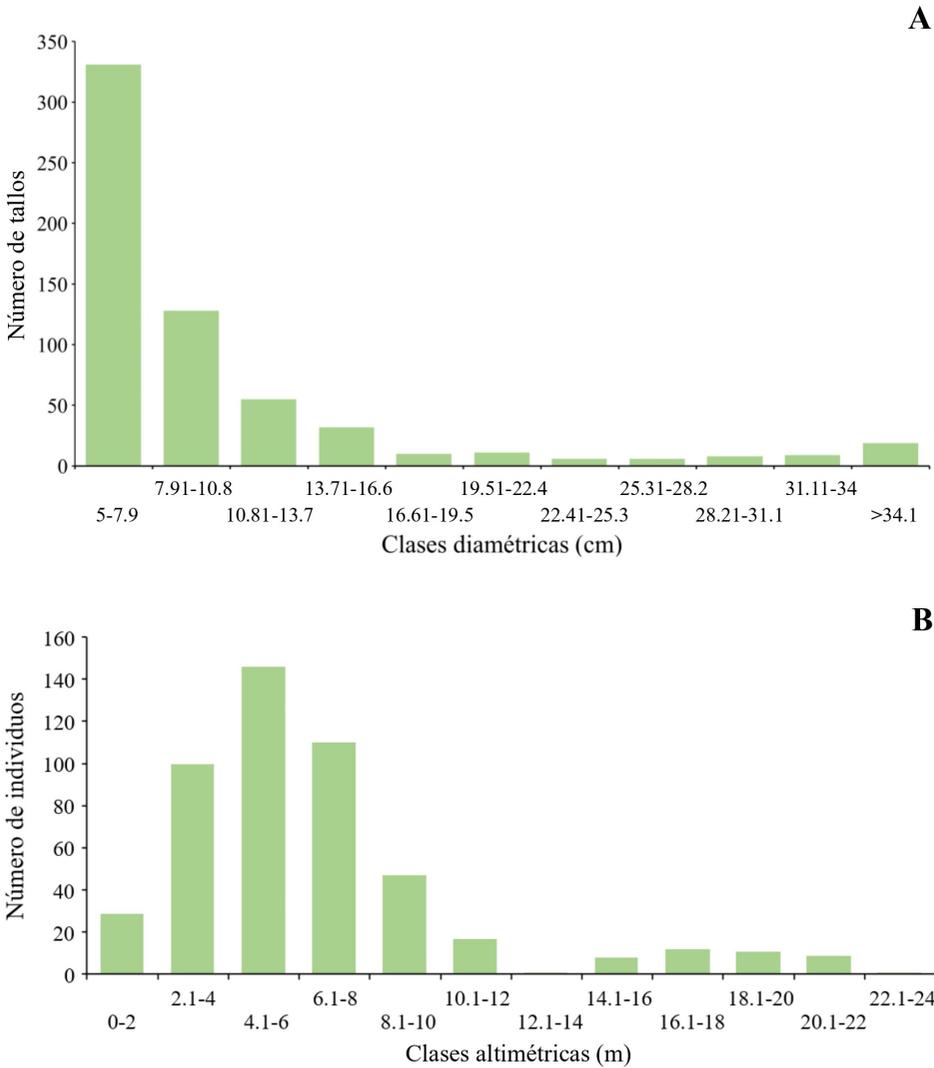


Figura 3. Gráficos de distribución de clases diamétrica (A) y altimétrica (B) de la comunidad de bosque estacionalmente seco de Duyure-Morolica.

estabilizar y se presume encontrar 6 especies adicionales si se realizan más unidades de muestreo (Figura 5).

El análisis de disimilitud de Bray-Curtis mostró que los transectos 1 y 3 presentan la menor disimilitud donde coinciden con cinco especies (*Diphysa americana* (Mill.) M. Sousa, *L. coriaria*, *M. acantholoba*, *Mimosa tricephala* Schltl. & Cham y *R. aculeata*), En cambio, el

transecto 2 presenta la mayor disimilitud en relación a los demás transectos (Figura 6).

De acuerdo con la Lista Roja de UICN, 35 especies se reportan en la categoría de Preocupación Menor (LC): *Cascabela ovata* (Cav.) Lippold, *T. glabra*, *A. viminalis*, *Crescentia alata* Knuth, *Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng., *B. simaruba*, *A. tetragonus*, *Stenocereus pruinosus* (Otto ex Pfeiff.) Buxb., *T. macro-*

stachya, *Cordia dentata* Poir., *E. rotundifolium*, *C. guatemalensis*, *Caesalpinia pulcherrima* (L.) Sw., *D. americana*, *H. campylacantha*, *L. shannonii*, *L. coriaria*, *Lysiloma auritum* (Schltdl.) Benth., *L. divaricatum*, *M. acantholoba*, *M. tricephala*, *P. dulce*, *Senna atomaria* (L.) H.S. Irwin & Barneby, *Senna holwayana* (Rose) H.S. Irwin & Barneby, *V. collinsii*, *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Luehea candida* (DC.) Mart., *X. americana*, *Bonellia nervosa* (C. Presl) B. Ståhl & Källersjö, *Karwinskia calderonii* Standl., *Exostema caribaeum* (Jacq.) Roem. & Schult., *R. aculeata*, *Zanthoxylum rhoifolium* Lam., *Phyllostylon rhamnoides* (J. Poiss.) Taub., *Rehdera trinervis* (S.F. Blake) Moldenke, y en estado Vulnerable (VU) se ubica *Esenbeckia berlandieri* Baill. (Cuadro 4). De acuerdo con CITES, *A. tetragonus* y *S. pruinosis* cuentan con categoría de protección, dentro del apéndice II (Cuadro 4).

Discusión

Composición florística

En el presente estudio se encontró que la familia con mayor número de especies, géneros

e individuos fue Fabaceae (Cuadro 1). Este hallazgo coincide con otros estudios desarrollados en los bosques secos de Centroamérica y México (Murphy y Lugo 1986, Trejo y Dirzo 2000, Zacarias-Eslava *et al.* 2011, Pérez-García *et al.* 2012, Méndez-Toribio *et al.* 2014, Barrance *et al.* 2015, Mora *et al.* 2015). De hecho, el trabajo realizado por Duery-Salek (2001), sobre la flora del bosque seco de la comunidad de Oropolí, El Paraíso (Honduras), confirma la predominancia indudable de esta familia. Así mismo, en Duyure-Morolica, las familias Bignoniaceae, Apocynaceae, Cactaceae, Malvaceae, Rubiaceae y Rutaceae ocupan posiciones importantes en lo que concierne al número de especies, lo que coincide con lo documentado en estudios previos en el país (Midence 2017, Ferrufino-Acosta *et al.* 2019).

A nivel de género tres se destacaron en este estudio, además han sido clasificados previamente como de amplia distribución en el neotrópico, especialmente en los bosques secos, son: *Lysiloma*, *Senna* y *Vachellia* (Fabaceae) (Gentry 1995, Duery-Salek 2001, Ferrufino-Acosta *et al.* 2019). Todos estos taxones son mencionados por Mora *et al.* (2015), como aquellos que contienen el mayor número de

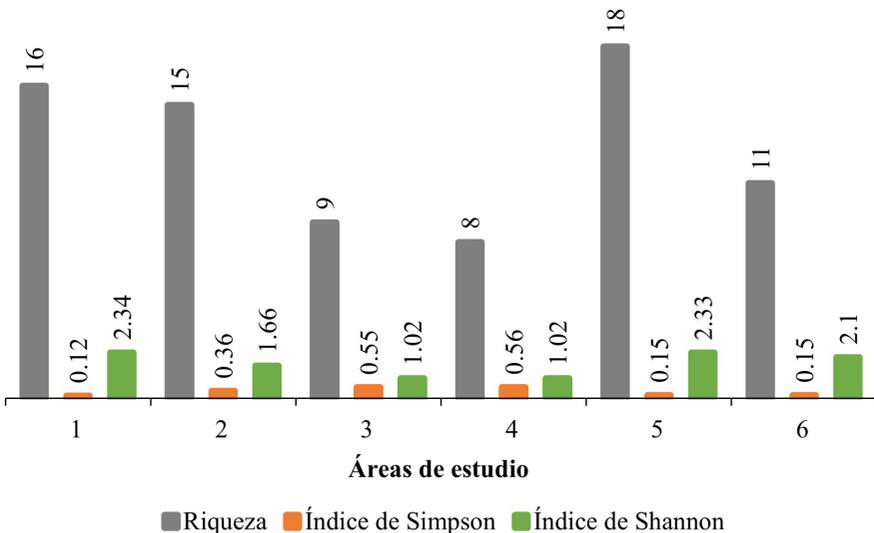


Figura 4. Riqueza, índice de Simpson e índice de Shannon en los fragmentos de bosque estacionalmente seco de Duyure-Morolica.

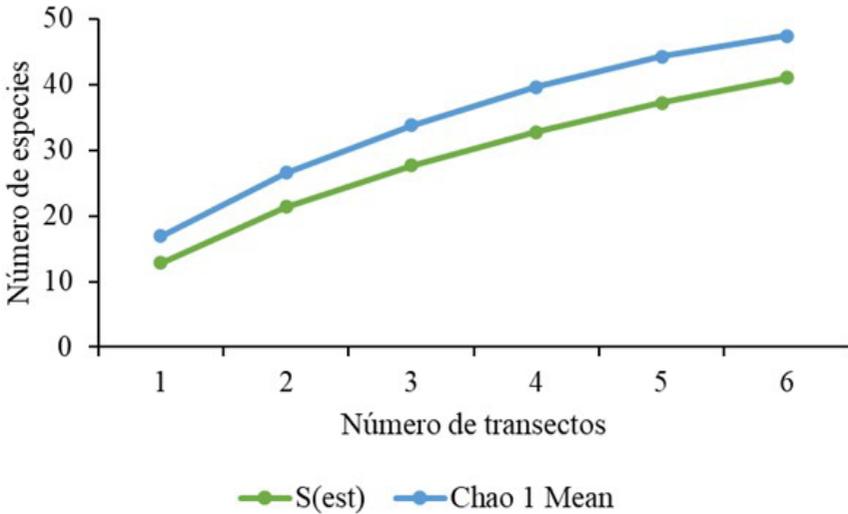


Figura 5. Curva de acumulación de especies, utilizando el programa StimateS para fragmentos de bosque tropical estacionalmente seco de Duyure-Morolica.

especies y que habitan preferencial o exclusivamente en los BTES.

Estructura

Los valores de densidad en 0.1 ha (491 individuos \geq 5 cm) registrados en Duyure-Morolica se encuentran en el rango de cifras previamente documentadas para este tipo de ecosistema, donde se contaron entre 135 y 520 individuos \geq 2.5 cm de DAP (Gentry 1995, Garmendia *et al.* 2008, Martínez-Cruz *et al.* 2013). Los individuos policaulales fueron poco notables debido a su baja frecuencia, ya que a pesar de que en todas las unidades de muestreo se presentaron individuos con este atributo, estos tan solo fueron 57 (11.6%) de los 491 individuos muestreados (Cuadro 2). Siendo este atributo (tallos múltiples), una característica distintiva de muchos arboles de los BTES (Dunphy *et al.* 2000).

El área basal promedio para los individuos \geq 5 cm de DAP fue de 0.71 m² (Cuadro 2), lo cual es inferior a lo registrado en el Valle de Agalta, Olancho (Honduras) (0.97 m²) por Mora *et al.* (2015). Este valor está por muy por debajo del promedio registrado para el Neotrópico, que es de 3.2 m² (Gentry 1995). La altura promedio

registrada en el área de estudio fue de 6.1 m (Cuadro 2) también resultó parecida a la que se obtuvo en el Valle de Agalta (6.14 m, Ferrufino-Acosta *et al.* 2019), además esta altura se encuentra entre los 6 y 8 m registrados en distintas localidades de México (Murphy y Lugo 1986; Martínez-Yrizar *et al.* 1992, 1996). No obstante, se observó una cantidad mayor de individuos con alturas dentro del rango de 4.1 a 6 m (29.7%). Este descubrimiento sugiere que algunos de los fragmentos de bosque estudiados en esta investigación podrían no estar completamente desarrollados.

Diversidad

Durante el muestreo se identificaron 41 especies, considerando individuos con un DAP \geq 5 cm, lo cual supera las expectativas para este tipo de vegetación en el país (Midence 2016), aunque por debajo del número obtenido por Duery-Salek (2001) y Mora *et al.* (2015), en las comunidades de Oropolí y el Valle de Agalta respectivamente (ambas 69 especies). Así mismo, la riqueza es inferior a los valores más altos documentados para los BTES del Neotrópico (Gentry 1995). De hecho, los resultados obtenidos en los fragmentos de BTES de Duyure-Mo-

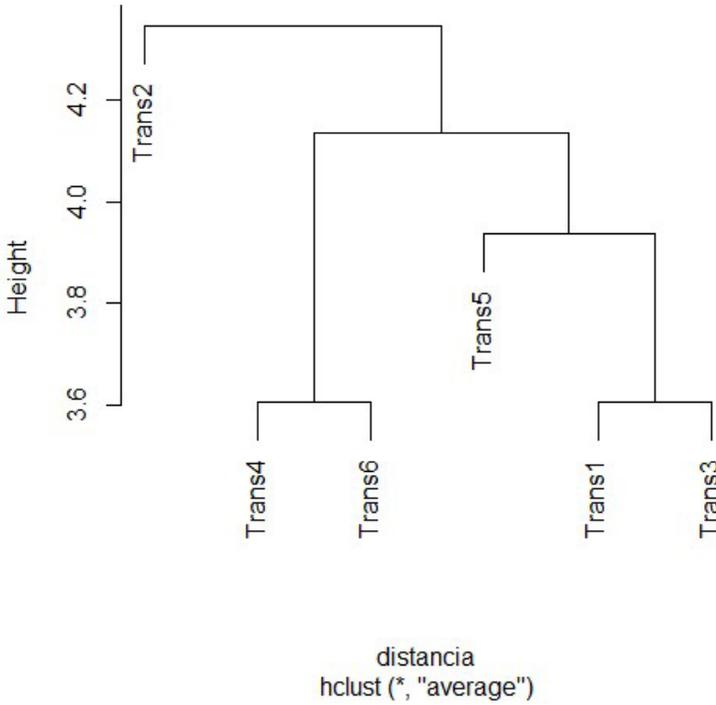


Figura 6. Dendrograma método de agrupación promedio de los transectos de muestreo, basado en la métrica disimilitud Bray-Curtis. Abreviatura: Trans: Transectos, utilizando el software R-Studio.

rolica son cifras similares a las registradas en otros sitios de la región centroamericana (Garmendia *et al.* 2008, Narváez-Espinoza *et al.* 2015, Solano 2020). De manera similar Zacarías-Eslava *et al.* (2011), censo 46 especies en el mismo tipo de ecosistema del Cerro El Águila, Michoacán, México. No obstante, este número es bajo comparado con otros lugares ubicados en el mismo estado (Martínez-Cruz *et al.* 2013, Méndez-Toribio *et al.* 2014).

En un estudio sobre el incremento de la vegetación arbórea secundaria en BTES en Nandarola (Nicaragua) se registraron inicialmente 40 especies; sin embargo, en un segundo registro realizado tres años después, se observó un aumento de tres especies (Narváez-Espinoza *et al.* 2015). Estos resultados, junto a la ausencia de especies como *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken, *Gyrocarpus americanus* Jacq., *Simarouba amara* Aubl. y *Swietenia humilis* Zucc., que fueron observadas cercanas a los si-

tios de estudio y han sido censadas en estudios previos de este tipo de ecosistema en Honduras (Duery-Salek 2001, Mora *et al.* 2015), podrían indicar que todas las áreas censadas durante esta investigación han sido intervenidas de manera selectiva para la obtención de recursos maderables.

La curva de acumulación de especies obtenida no muestra signos de estabilización, y la presunción de encontrar seis especies según el estimador Chao 1, puede lograrse si se realizan las 10 unidades de muestreo, según lo establecido por Gentry en 1995, dado el caso que en este estudio se realizaron seis unidades de muestreo. El establecimiento de unidades de muestreo se vio afectado por la fragmentación de la intensiva ganadería que experimentan los BTES en la zona de estudio (Figura 2).

El índice de disimilitud de Bray-Curtis reportó que los transectos 2 y 5 presentan la mayor disimilitud esto se debe por lo distante

aproximadamente 11.4 km que están estos dos transectos. En cambio, los transectos 1 y 3 y los transectos 4 y 6 presentan la menor disimilitud, esto se debe a la proximidad entre los transectos y suelos poco profundos con presencia de rocas volcánicas y topografía con pendientes de aproximadamente 30 grados que estos comparten (Figura 1).

Conclusiones

En los remanentes de bosque tropical estacionalmente seco de la comunidad de Duyure-Morolica, se identificaron 41 especies, 37 géneros y 20 familias de plantas leñosas. La familia más abundante fue Fabaceae, con un total de 15 especies, destacando la relevancia de esta familia en dicho ecosistema.

Las especies arbóreas ecológicamente importantes fueron: *Vachellia collinsii*, *Pithecellobium dulce*, *Terminalia macrostachya*, *Randia aculeata* y *Libidibia coriaria*, estas especies presentan las características distintivas del bosque seco, por ende, son de importancia para la dinámica de este ecosistema.

En los sitios muestreados, la riqueza promedio fue de 13 ± 4 especies, con un bajo nivel de dominancia según el índice de Simpson (0.10 , promedio 0.32 ± 0.19). Sin embargo, la dominancia varió ampliamente entre unidades de muestreo, como se refleja en el índice de equitatividad (coeficiente de variación del 59%). En contraste, el índice de Shannon promedió 1.75 ± 0.56 , destacando la representatividad del estudio con un coeficiente de variación del 20%.

Este estudio demuestra la situación de fragmentación de los BTES, tal como lo determinan (Miles *et al.* 2006, DryFlor 2016), planteando un desafío significativo para su conservación. Esta situación ha llevado a la reducción de sus áreas, afectando la biodiversidad y la funcionalidad ecológica del ecosistema. La pérdida de hábitats continuada ha generado una disminución en la conectividad entre fragmentos, lo que dificulta la movilidad de especies y el intercambio genético, incrementando la vulnerabilidad de la flora y fauna.

Para la conservación efectiva de los BTES, es crucial implementar estrategias que aborden la restauración de áreas degradadas, la promoción de corredores biológicos y la protección de los fragmentos remanentes. La colaboración entre comunidades locales, autoridades gubernamentales y organizaciones ambientales es fundamental para establecer políticas que fomenten la preservación de este valioso bosque. Además, la educación ambiental y la sensibilización sobre la importancia de este ecosistema entre la población son aspectos esenciales para impulsar acciones concretas de conservación a largo plazo.

Agradecimientos

Agradecimiento para el señor Julio Cruz Oyuela, por su apoyo en el levantamiento de información en campo. A los botánicos Esteban Jiménez y Hermes Vega por colaboración en la identificación de algunas de las muestras recolectadas. Agradecimiento especial al M.Sc. José Luis Segovia Castillo por aprobar la publicación de los datos obtenidos en el proyecto denominado Valor de Importancia Ambiental (VIA), en los Sitios de Presas Reguladoras y de Abastecimiento de Agua en el Río Choluteca.

Referencias

- Aguirre, Z; Linares-Palomino, R; Kvist, L. 2006. Especies leñosas y formaciones vegetales en los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú. *Arnaldia* 13(1):324-50. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/262103256_Especies_lenosas_y_formaciones_vegetales_en_los_bosques_estacionalmente_secos_de_Ecuador_y_Peru.
- Alianza Nacional del Bosque Seco. 2011. Programa Nacional para la Conservación, Restauración y Manejo del Ecosistema de Bosque Seco en Nicaragua. Programa formulado con el apoyo de la Agencia Alemana de Cooperación Internacional (GIZ), en el marco del apoyo al desarrollo en el Sector Verde a través de Medida de Desarrollo impulsadas con Organizaciones de la Sociedad civil. Managua, Nicaragua. 74 p. Disponible en <https://paso-pacifico.org/wp-content/uploads/2019/09/>

[programa-bosque-seco-nicaragua-fundenic-2011.pdf](#).

Alvarado-Solano, D; Otero, J. 2017. Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración. *Biota Colombiana* 18:9-34. DOI: <https://doi.org/10.21068/c2017v18s01a01>.

Anderson, D; House, P; Hyman, R; Steiner, R; Hawkins, H; Thorn, S; Rey, M; Espinal, M; Marineros, L. 2010. Rediscovery of the Honduran Emerald *Amazilia luciae* in western Honduras: Insights on the distribution, ecology, and conservation of a "Critically Endangered" hummingbird. *Bird Conservation International* 20:255-62. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0959270910000389>.

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1-20.

Barrance, A; Kathrin, S; Gordon, J. 2009. Conservación mediante el uso: Lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano. Londres, Inglaterra, UK. Overseas Development Institute. Consultado 8 nov 2023. Disponible en <https://odi.org/en/publications/conservaci%C3%B3n-mediante-el-uso-lecciones-aprendidas-en-el-bosque-seco-tropical-mesoamericano/>.

Bray, J; Curtis, J. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol Monogr.* 27: 325-349. DOI: <https://doi.org/10.2307/1942268>.

Cañón, Á. 2015. Uso y manejo del bosque seco tropical para el desarrollo sustentable de Santa Catalina de Alejandría, Bolívar – Colombia. *Revista Palobra: palabra que obra* 14:76. DOI: <https://doi.org/10.32997/2346-2884-vol.14-num.14-2014-50>.

Colwell, R. 2013. EstimateS (9.1.0) [software]. Recuperado de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>.

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora

(CITES). 2023. Apéndices I, II & III (s.f.). Disponible en <https://www.cites.org>.

Dirzo, R; Young, H; Mooney, H; Ceballos, G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington, D.C., United States of America. Island press. DOI: <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7>.

Duery-Salek, S. 2001. Caracterización del bosque seco de la comunidad de Oropolí, Honduras. Tesis de Licenciatura, Escuela Agrícola Panamericana, San Antonio de Oriente, F.M., Honduras. Consultado 8 nov 2023. Disponible en <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/c350037d-9155-4cae-9a30-8f86ed0da5c6/content>.

Dunphy, B; Murphy, P; Lugo, A. 2000. The tendency for trees to be multiple-stemmed in tropical and subtropical dry forests: studies of Guanica forest, Puerto Rico. *Tropical Ecology* 41:161-168. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/255540954_The_tendency_for_trees_to_be_multiple-stemmed_in_tropical_and_subtropical_dry_forests_Studies_of_Guanica_forest_Puerto_Rico.

Espinosa, C; M. de la Cruz; Luzuriaga, A; Escudero, A. 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(1-2):167-179. Disponible en <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/35>.

Ferrufino-Acosta, L; Cruz, S; Mejía-Ordóñez, T; Rodríguez-Vásquez, F; Escoto, D; Sarmiento, E; Larkin, J. 2019. Composición, estructura y diversidad florística del bosque seco en el Valle de Agalta, Honduras. *Madera y Bosques* 25(2): e2521635. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2521635>.

Fonseca, W; Chavé, E; Mora, F; Meza, V. 2002. Dinámica y composición del bosque seco tropical. En *actas del XII Congreso Forestal Mundial*, Québec, Canadá. Disponible en <https://www.fao.org/3/XII/0203-B4.htm>.

Garmendia, M; Quezada, J; Armas, H; Meneeses E. 2008. Composición, diversidad, estruc-

- tura e importancia de las especies arbóreas y palmas del bosque seco de la Finca "Rosita", Reserva Natural Estero Padre Ramos, Chinandega, Nicaragua. *La Calera* 8(11): 66-73. Disponible en <https://lacalera.una.edu.ni/index.php/CALERA/article/view/125/125>.
- Gentry, A. 1995. Diversity and Floristic Composition of Neotropical Dry Forest. In *Seasonally Dry Tropical Forests*, Bullock, S; Mooney, H; Medina, E. (Eds.). Cambridge, UK. Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.007>.
- Janzen, D. 1988. Tropical dry forests the most endangered tropical ecosystem. In E. O. Wilson (Ed.). *Biodiversity* (pp.130-137). Washington D. C.: National Academy Press. Consultado 8 nov 2023. Disponible en <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK219281/>.
- Latin American Seasonally Dry Tropical Forest Floristic Network (DryFlor). 2015. Bosque Seco Tropical. Consultado 8 nov 2023. Disponible en <http://www.dryflor.info/files/Cartilla%20Bosque%20Seco.pdf>.
- Latin American Seasonally Dry Tropical Forest Floristic Network (DryFlor). 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306): 1383-1387. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>.
- López, O; Pérez, R; Mariscal, E. 2015. Diversidad de árboles y arbustos en fragmentos de bosque seco tropical en Río Hato, Panamá. *Colombia Forestal*, 18(1), 105-115. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a06>.
- Marcelo-Peña, J. 2008. Vegetación leñosa, endemismos y estado de conservación en los bosques estacionalmente secos de Jaén, Perú. *Revista Peruana de Biología* 15(1):43-52. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v15i1.1669>.
- Marcelo-Peña, J; Reynel-Rodríguez, C; Zevallos-Pollito, C; Bulnes-Soriano, F; Pérez-Ojeda del Arco, A. 2007. Diversidad, composición florística y endemismos en los bosques estacionalmente secos alterados del distrito de Jaén, Perú. *Ecología Aplicada* 6(1-2):9-22. DOI: <https://doi.org/10.21704/rea.v6i1-2.336>.
- Martínez-Cruz, J; Méndez-Toribio, M; Cortés-Flores, J; Coba-Pérez, P; Cornejo-Tenorio, G; Ibarra-Manríquez, G. 2013. Estructura y diversidad de los bosques estacionales desaparecidos por la construcción de la presa Gral. Francisco J. Múgica, en la Depresión del Balsas, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(4):1216-1234 DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.33799>.
- Martínez-Yrizar, A; Sarukhán, J; Pérez-Jiménez, A; Rincón, E; Maass, J; Solis-Magallanes, A; Cervantes, L. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87-96. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400006131>.
- Martínez-Yrizar, A; Maass, J; Pérez-Jiménez, L; Sarukhán, J. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 12:169-175. DOI: <https://doi.org/10.1017/S026646740000938X>.
- Mejía, T; House, P. 2002. Manual de consulta del Mapa de Ecosistemas vegetales de Honduras: Estructura digital del mapa. (en línea). Consultado el 21 junio de 2023. Disponible en http://www.projectmosquitia.com/files/Manual_Mapa_Ecosistemas.pdf.
- Méndez-Toribio, M; Martínez-Cruz, J; Cortés-Flores, J; Rendón-Sandoval, F; Ibarra-Manríquez, G. 2014. Composición, estructura y diversidad de la comunidad arbórea del bosque tropical caducifolio en Tziritzicuaru, Depresión del Balsas, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 85(4):1117-28. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.43457>.
- Midence, C. 2017. Áreas Complementarias para la Conservación de la Flora de Preocupación Especial en Regiones Semiáridas de Honduras. *Ceiba* 54:147-156. DOI: <https://doi.org/10.5377/ceiba.v54i2.3285>.
- Miles, L; Newton, A; Defries, R; Ravilious, C; May, I; Blyth, S; Kapos, V; Gordon, J. 2006. A global overview of the conservation status of

- tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>.
- Mora, J; Espinal, M; López, L; Quezada, B. 2015. Caracterización del Bosque Seco Tropical Remanente en el Valle de Agalta, Honduras. *Ceiba* 53:38. DOI: <https://doi.org/10.5377/ceiba.v53i1.2015>.
- Moreno, C; Barrangán, F; Pineda, E; Pavón, N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>.
- Mueller-Dombois, D; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. Geographical Review, New York. 547 p. DOI: <https://doi.org/10.2307/213332>.
- Murphy, P; Lugo, A. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17(1):67-88. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>.
- Murphy, P; Lugo, A. 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. In *Seasonally Dry Tropical Forests*, Bullock, S; Mooney, H; Medina, E. (Eds.). Cambridge, UK. Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.002>.
- Narváez-Espinoza, O; González-Rivas, B; Castro-Marín, G. 2015. Composición, estructura, diversidad e incremento de la vegetación arbórea secundaria en trópico seco en Nandorola, Nicaragua. *La Calera* 15(25):11-116. Disponible en <https://camjol.info/index.php/CALERA/article/view/5980>.
- Nelson, C. 2008. Catálogo de Plantas Vasculares de Honduras, Spermatophytas. Editorial Guaymuras. Tegucigalpa. 1576 p.
- Pérez-García, E; Meave, J; Cevallos-Ferriz, S. 2012. Flora y vegetación de los trópicos estacionalmente secos en México: origen e implicaciones biogeográficas. *Acta Botánica Mexicana* 100(1):149-93. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm100.2012.35>.
- Poggio, S. 2012. Cambios florísticos en comunidades de malezas: un marco conceptual basado en reglas de ensamblaje. *Ecología Austral* 22:150-58. Consultado 8 nov 2023. Disponible en https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1259.
- Quintero-Gómez, A; Torrejano, A; Díaz-C, S; Calonge-Camargo, B; Martínez-Medina, D; Cachique, J; Peñuela-Díaz, G; Garzón, L; Ramírez-Villalba, A; Molina, A; López, R. 2019. Bosque seco en el territorio CAR. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. 192 p. Disponible en <https://www.car.gov.co/uploads/files/62ace39d31970.pdf>.
- Rasal, M; Castro, J; Durán, C; Granda, O; Calle, D; Rojas, C; Paredes, G. 2011. Características edáficas y composición florística del bosque estacionalmente seco la menta y timbes, Región Piura, Perú. *Ecología Aplicada* 10:61-74. DOI: <https://doi.org/10.21704/rea.v10i1-2.414>.
- Riina, R. 2021. Boletín No.3. *DryFlor*. Consultado 8 nov 2023. Disponible en http://www.dryflor.info/files/Boletin_DRYFLOR_No3_30Dic2021.%282%29.pdf.
- Romero, C. 2021. El bosque seco. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Consultado 8 nov 2023. Disponible en <http://hdl.handle.net/20.500.11761/35940>.
- Rozendaal, D; Bongers, F; Aide, T; Alvarez-Dávila, E; Ascarrunz, N; Balvanera, P; Becknell, P; Bentos, T; Brancalion, P; Cabral, G; Calvo-Rodriguez, S; Chavez, J; César, R; Chazdon, R; Condit, R; Cachique, J; de Almeida-Cortez, J; de Jong, B; de Oliveira, A; de Sampaio, E; Denslow, J; Dent, D; DeWalt, S; Dupuy, J; Durán, S; Dutrieux, L; Espírito-Santo, M; Fandino, M; Fernandes, G; Finegan, B; García, H; Gonzalez, N; Moser, V; Hall, J; Hernández-Stefanoni, J; Hubbell, S; Jakovac, C; Hernández, A; Junqueira, A; Kennard, D; Larpin, D; Letcher, S; Licona, J; Lebrija-Trejos, E; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Massoca, P; Meave, J; Mesquita, R; Mora, F; Müller, S; Muñoz, R; de Oliveira Neto, S; Norden, N; Nunes, Y; Ochoa-Gaona, S; Ortiz-Malavassi,

E; Ostertag, R; Peña-Claros, M; Pérez-García, E; Piotto, D; Powers, J; Aguilar-Cano, J; Rodríguez-Buritica, S; Rodríguez-Velázquez, J; Romero-Romero, M; Ruíz, J; Sanchez-Azofeifa, A; de Almeida, A; Silver, W; Schwartz, N; Thomas, W; Toledo, M; Uriarte, M; van Breugel, M; van der Wal, H; Martins, SV; Veloso, M; Vester, H; Vicentini, A; Vieira, I; Villa, P; Williamson, G; Zanini, K; Zimmerman, J; Poorter, L. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances* 5(3):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>.

R-Studio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponible en <http://www.rstudio.com/>.

Solano, P. 2020. Composición florística, estructura de bosque y diversidad de especies en bosques secundarios húmedos tropicales del Parque Nacional Palo Verde, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. Consultado 8 nov 2023. Disponible en <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/12402>.

Trejo, I; Dirzo, R. 2000. Deforestation of Seasonally Dry Tropical Forest: A National and Local Analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94(2):133-42. DOI: [https://doi.org/10.16/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.16/S0006-3207(99)00188-3).

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en <http://www.iucnredlist.org>.

World Flora Online (WFO). 2023. An Online Flora of All Known Plants. Disponible en <http://www.worldfloraonline.org>.

Zacarias-Eslava, L; Cornejo-Tenorio, G; Cortés-Flores J; González-Castañeda, N; Ibarra-Manríquez, G. 2011. Composition, structure and diversity of the Cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:854-69. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.3.684>.