



DOI: 10.29298/rmcf.v15i81.1424

Artículo de investigación

Patrones de estructura y diversidad de selva mediana subperennifolia bajo condiciones de gestión forestal

Patterns of structure and diversity in a medium sub-evergreen forest under forestry management conditions

Alfredo Esteban Tadeo-Noble¹, Edmundo García Moya^{2*}, Juan Ignacio Valdez Hernández³, Lauro López Mata², Mario Luna Cavazos², Héctor Manuel De Los Santos Posadas³, José Luis Hernández Stefanoni⁴

Fecha de recepción/Reception date: 28 de agosto de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 27 de noviembre de 2023.

¹Investigador por México Conahcyt. Colegio de Postgraduados Campus Campeche. México.

²Posgrado en Botánica, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, México.

³Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. México.

⁴Centro de Investigación Científica de Yucatán. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: edmundo@colpos.mx

*Corresponding author; e-mail: edmundo@colpos.mx

Resumen

Los patrones de la estructura de la vegetación (PEV) son afectados por la interacción dinámica entre los elementos sociales y ecológicos. El objetivo fue describir los patrones de la estructura y diversidad de la selva mediana subperennifolia después del aprovechamiento forestal maderable en Noh Bec, Quintana Roo, México. Se llevó a cabo un muestreo en las zonas de gestión forestal de manera simultánea en tres estadios de desarrollo del arbolado en unidades de muestreo rectangulares 10×50 m (fustales con $DN [1.3 \text{ m}] \geq 25 \text{ cm}$), unidades jerárquicas cuadradas de 10 m (latizales con $DN \geq 5 \text{ a} < 25 \text{ cm}$) y de 2 m (brinzales con $DN < 5 \text{ cm}$). Se calculó la estructura diamétrica, Índice de Valor de Importancia (IVI) y la diversidad alfa. Se registraron 70 especies (29 familias y 64 géneros), 52 675 individuos ha^{-1} en los brinzales, 1 015 individuos ha^{-1} , $9.51 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal (AB) y $112.60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de volumen total árbol (VTA) en latizales, y 95 individuos ha^{-1} , $12.08 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de AB y $145.41 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de VTA en fustales. La familia Sapotaceae reunió la mayor proporción de los IVI. *Pouteria reticulata* fue la especie más importante en los brinzales y latizales, en tanto que en los fustales fue *Manilkara zapota*. La diversidad de los PEV es evidente, sin embargo, es posible distinguirlos a través de indicadores específicos como el alfa de Fisher y los valores dasométricos estructurales.

Palabras clave: Brinzales, fustales, Gestión Forestal Comunitaria, latizales, Noh Bec, Plan Piloto Forestal.

Abstract

Vegetation structure patterns (VSP) are affected by the dynamic interaction between social and ecological elements. The objective was to describe the patterns of structure and diversity of the medium sub-evergreen forest after timber harvesting in Noh Bec, Quintana Roo, Mexico. The forest management areas were sampled simultaneously at three stages of tree development in 10×50-m rectangular sampling units (poles with $ND [1.3 \text{ m}] \geq 25 \text{ cm}$), and 10-m (saplings with $ND \geq 5 \text{ to} < 25 \text{ cm}$) and 2-m square hierarchical units (seedlings with $DN < 5$

cm). Diameter structure, Importance Value Index (*IVI*), and alpha diversity were calculated. Seventy species (29 families and 64 genera), 52 675 individuals ha⁻¹ were recorded among the seedlings, 1 015 individuals ha⁻¹, 9.51 m² ha⁻¹ of basal area (*BA*) and 112.60 m³ ha⁻¹ of total tree volume (*TTV*) among saplings, and 95 individuals ha⁻¹, 12.08 m² ha⁻¹ of *BA* and 145.41 m³ ha⁻¹ of *TTV* among poles. The Sapotaceae family accounted for the largest proportion of the *IVI*. *Pouteria reticulata* was the most important species among the seedlings and saplings, while among the poles, it was *Manilkara zapota*. The diversity of the VSPs is evident, however, it is possible to distinguish them through specific indicators such as Fisher's alpha and structural dasometric values.

Keywords: Seedlings, poles, Community Forestry Management, saplings, *Noh Bec*, Pilot Forestry Plan.

Introducción

Las selvas en el mundo se ubican alrededor del ecuador entre los 5 y 10° norte y sur (Corlett y Primack, 2011); las selvas en México están situadas a lo largo de las costas del Océano Pacífico y del Golfo de México, en los estados de Chiapas y Tabasco, y se extienden hasta la Península de Yucatán (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 2014). Las selvas son uno de los reservorios de carbono más importantes en todo el mundo, y albergan una gran proporción de las especies de árboles que existen en todos los ecosistemas del planeta (Bonnell *et al.*, 2011). Durante años, han sido afectadas por disturbios naturales y antrópicos (Navarro-Martínez *et al.*, 2012), particularmente en la Península de Yucatán, donde la vegetación ha mostrado cambios en la composición de especies y en la dominancia después del impacto de huracanes como *Dean* y *Gilberto*, con pequeñas disminuciones en la riqueza de especies (Sánchez e Islebe, 1999; Navarro-Martínez *et al.*, 2012).

Los efectos del aprovechamiento forestal por selección se han discutido por diversos autores (Kammesheidt, 1998; Edwards *et al.*, 2014; Ding *et al.*, 2017) en términos de producción maderable (Hall *et al.*, 2003; Brown y Gurevitch, 2004; Villeda *et al.*, 2006) y de la conservación de la biodiversidad (Burivalova *et al.*,

2014; Edwards *et al.*, 2014).

Los patrones de la estructura arbórea son afectados, principalmente, por la interacción dinámica entre los elementos sociales y ecológicos como consecuencia de la naturaleza de los sistemas socioeconómicos que los regulan (Gardner *et al.*, 2009).

La gestión forestal tiene un efecto variable sobre la diversidad arbórea (Monárrez-González *et al.*, 2018), puede modificar la estructura y composición del bosque favoreciendo a ciertas especies, y presenta una relación de sinergia o compensación entre la gestión forestal y la biodiversidad (Monárrez-González *et al.*, 2018), en adición, los huracanes también crean condiciones adversas o favorables, ya que modifican la riqueza de especies arbóreas (Gutiérrez-Granados *et al.*, 2011; Pat-Aké *et al.*, 2018), lo que establece diversos patrones de la estructura arbórea en áreas reducidas del mismo tipo de vegetación, si se considera la capacidad de recuperación del equilibrio después del efecto del disturbio (Pimm, 1984).

Este trabajo analiza los patrones de la estructura y diversidad en una selva mediana subperennifolia posterior al aprovechamiento forestal maderable bajo tres condiciones de gestión forestal: brinzales, latizales y fustales, bajo el supuesto de que la riqueza y diversidad de especies, así como los valores de importancia estructural, son estadísticamente iguales entre las tres condiciones de gestión forestal.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El ejido Noh Bec se ubica en el municipio Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo, y tiene una extensión de 24 122.88 ha (Phina, 2018), se ubica entre las coordenadas 19°02'30" y 19°12'30" N y 88°13'30" y 88°27'30" O (Pat-Aké *et al.*, 2018) (Figura 1). El ejido Noh Bec tiene un área forestal permanente (AFP) de 18 510 ha (87 % de la extensión total) que se destina al aprovechamiento forestal maderable y no maderable. El área de estudio cubrió 10 580 ha del AFP de selva mediana subperennifolia (Pennington y Sarukhán, 2005). El clima es cálido subhúmedo (Aw_1 (x')) con lluvias en verano y parte del invierno, la precipitación anual promedio es de 1 200 mm y la temperatura promedio varía entre 18 y 26 °C (García, 2004).

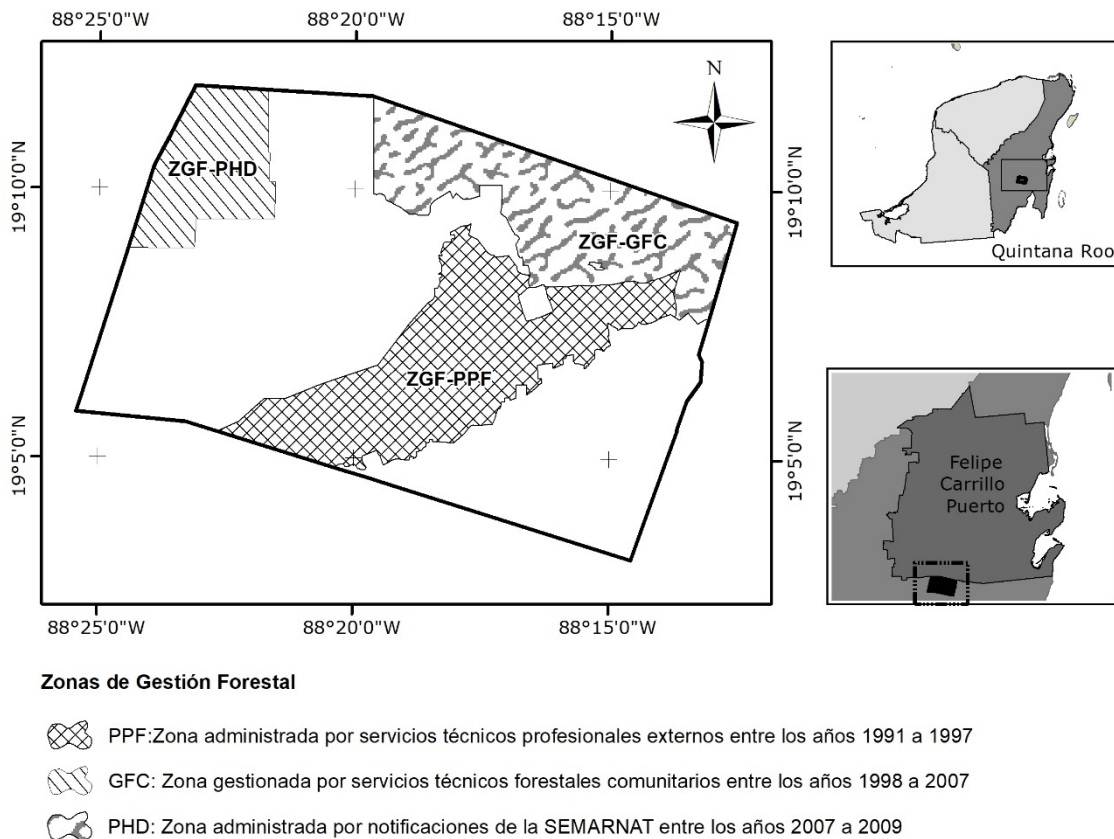


Figura 1. Ubicación de las zonas de gestión forestal en el área forestal permanente del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México.

Muestreo de campo

La vegetación arbórea se dividió en tres estadios de desarrollo para su muestreo: brinzales, latizales y fustales de acuerdo con Alvis (2009). Los datos de campo se recopilaron en el año 2015 con 300 Unidades de Muestreo (UM) rectangulares de 10×50 m distribuidas de forma aleatoria. Se registraron árboles maduros (fustales) con un diámetro normal (*DN*) (medido a 1.3 m del suelo) de 25 cm o más. Se contabilizaron 300 unidades cuadradas de 10 m para árboles medianos (latizales) con *DN* entre 5 cm y menos de 25 cm, y 300 unidades cuadradas de 2 m para árboles jóvenes (brinzales) con *DN* menor a 5 cm. La medición del *DN* de todos los individuos con 5 cm o más se realizó con una cinta diamétrica *Forestry Suppliers*[®] modelo 283/5m. Para los individuos con *DN* menor a 5 cm, el recuento se efectuó por especie.

El muestreo se distribuyó en tres zonas que pertenecen a tres programas de gestión forestal (PMF): zona de gestión correspondiente a la época del plan piloto forestal (ZG-PPF), zona de gestión forestal correspondiente a la época de inicios de la gestión forestal comunitaria (ZG-GFC) y zona de gestión posterior al huracán *Dean* (ZG-PHD), esta zona se trabajó bajo criterios de rescate de árboles derribados y plagados de interés comercial autorizados con notificaciones y documento de autorización de nivel simplificado.

Estructura horizontal

Las categorías diamétricas se determinaron con puntos de inflexión de una curva del número de individuos y diámetro (López-Toledo *et al.*, 2012) para establecer el número de agrupaciones posibles. La agrupación apropiada de categorías

diamétricas (k) ($P \leq 0.0001$) se estimó con el método de partición basada en medioides (PAM) (Rousseeuw, 1987; Tadeo-Noble *et al.*, 2019).

Importancia estructural

El Índice de Valor de Importancia (*IVI*) de las especies de latizales y fustales se estimó con base en Beltrán-Rodríguez *et al.* (2018), expresado en porcentaje:

$$IVI = \frac{Fr+Dr+DoR}{3} \quad (1)$$

Donde:

Fr = Frecuencia relativa

Dr = Densidad relativa

DoR = Dominancia relativa

Para los brinzales, se calculó el *IVI* modificado para cada especie debido a que en este muestreo los diámetros no se midieron (Tadeo-Noble *et al.*, 2019).

$$IVI_M = \frac{Fr+Dr}{2} \quad (2)$$

Donde:

Fr = Frecuencia relativa

D_r = Densidad relativa

Diversidad alfa

La diversidad alfa de las especies se estimó con el Índice de *Margalef* (Magurran y McGill, 2011):

$$D_{\alpha} = \frac{(S-1)}{(\text{Log}_2(N))} \quad (3)$$

Donde:

S = Número de especies

N = Número total de individuos

El Índice de *Simpson* (Magurran, 1988) definido como:

$$\lambda = \frac{1}{\sum \left(\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right)} \quad (4)$$

Donde:

n_i = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos

Para calcular el Índice Alfa de *Fisher* (*IAF*) se utilizó la siguiente fórmula (Magurran, 2013):

$$S = \alpha \ln\left(1 + \frac{N}{\alpha}\right) \quad (5)$$

Donde:

S = Número de especies

α = Índice de Diversidad Alfa de *Fisher*

N = Número total de individuos

Los valores de α de *Fisher* se expresaron con los intervalos de confianza al 95 % (Hayek y Buzas, 2010; Magurran, 2013).

$$IC = \alpha \pm 1.96 \times EE \quad (6)$$

Donde:

α = Valor puntual del índice de diversidad alfa de *Fisher*

EE = Error estándar

Heterogeneidad de especies

La heterogeneidad (Magurran, 1988) expresada como:

$$H' = -\sum(p_i \times \ln(p_i)) \quad (7)$$

Donde:

p_i = Proporción de individuos del total de la muestra que corresponde a la *i-ésima* especie

Se utilizó el método de Hutcheson (1970) para comprobar la existencia de diferencias en la heterogeneidad entre dos zonas de estudio (Beltrán-Rodríguez *et al.*, 2018).

Uniformidad de especies

La relación entre la diversidad observada y la máxima diversidad es una medida de repartición de las especies (Magurran, 1988; Carreón-Santos y Valdez-Hernández, 2014) estimada como:

$$E = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (8)$$

Donde:

H' = Índice de *Shannon-Wiener*

S = Número de especies

Análisis estadístico

El Índice de Valor de Importancia (*IVI*) se evaluó realizando una prueba de rango de *Wilcoxon* (Muñoz *et al.*, 2017) y se estimó la correlación de *Spearman* (Zar, 2010). La estimación de los índices de riqueza, índices de diversidad alfa, heterogeneidad y alfa de *Fisher* se realizó en el programa *Species Diversity & Richness* (SDR) versión 4.1.2 (Seaby y Henderson, 2007), y para las comparaciones estadísticas del número de especies, *Margalef*, Uniformidad e inverso de *Simpson*; se usó la propuesta de prueba de aleatorización de la muestra de Solow (1993) incluida en el programa SDR.

Resultados y Discusión

Atributos estructurales

Los valores de densidad de individuos, área basal y volumen total árbol en las tres zonas de gestión forestal (Cuadro 1) son muy parecidos a los patrones citados por

Tadeo *et al.* (2014), Pat-Aké *et al.* (2018) y Tadeo-Noble *et al.* (2019) para la misma zona de estudio y semejantes a los que indican Negreros-Castillo *et al.* (2014) en selva mediana subperennifolia con gestión forestal maderable.

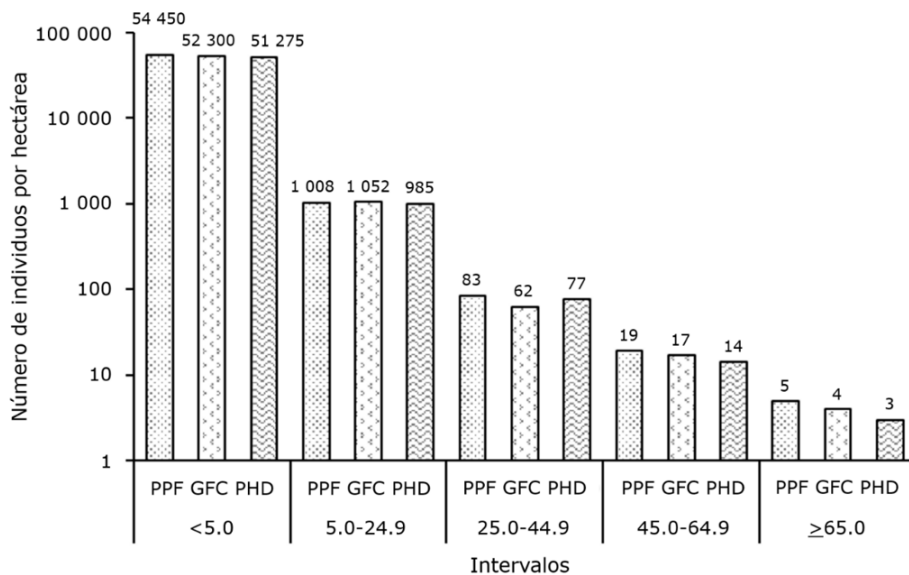
Cuadro 1. Valores estructurales de las zonas de gestión forestal del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México.

Estadio de desarrollo	Zona de gestión forestal	Densidad de individuos (ind. ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Volumen total árbol (m ³ ha ⁻¹)	Muestra (n)
Brinzales	PPF	54 450±3 794 a			100
	GFC	52 300±3 224 a			100
	PHD	51 275±4 034 a			100
	<i>Pr.±EE</i>	52 675±2 130			
Latizales	PPF	1 008±47 a	8.95±0.47 a	104.61±5.49 b	100
	GFC	1 052±47 a	9.48±0.58 a	109.40±6.72 ab	100
	PHD	985±57 a	10.06±0.71 a	123.62±8.88 a	100
	<i>Pr.±EE</i>	1 015±29	9.51±0.34	112.60±4.16	
Fustales	PPF	107±5 a	14.15±0.80 b	171.43±9.88 b	100
	GFC	83±4 c	10.93±0.71 a	131.91±9.28a	100
	PHD	94±5 b	11.18±0.64 a	132.88±8.20 a	100
	<i>Pr.±EE</i>	95±3	12.08±0.42	145.41±5.37	

PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*; *Pr.±EE* = Promedio±error estándar. Los valores de un parámetro seguidos de letras distintas entre zonas de gestión expresan que difieren significativamente ($p<0.05$).

Distribución diamétrica

La distribución diamétrica de las tres zonas de gestión tiene tendencia a la izquierda en forma de jota invertida, los valores en el diámetro normal (*DN*) fueron de 5 cm hasta 130, 107 y 110.1 cm, según la zona de gestión (PPF, GFC y PHD) (Figura 2). La mayor densidad se concentró en el primer intervalo diamétrico (Zamora *et al.*, 2008; Tadeo-Noble *et al.*, 2019), las proporciones que presentan los intervalos de diámetros menores a 25 cm coinciden con los datos publicados por García-Licona *et al.* (2014). La distribución diamétrica presentó una disminución sustancial y progresiva a medida que se aleja de los diámetros menores, patrón que se describe para selva mediana subcaducifolia (Gutiérrez *et al.*, 2011).



PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*.

Figura 2. Estratificación diamétrica de los árboles en las zonas de gestión con base en el método de partición y asignación de datos generada a partir de medioides.

Valor de importancia de la vegetación en las diferentes zonas

de gestión

Los tres primeros lugares del IVI_M en brinzales, latizales y fustales no correspondieron a las mismas especies, solo se presentaron cambios de lugar entre ellas. Cuatro de las especies del IVI_M de los brinzales pertenecen a árboles que llegan a dominar en el dosel, por ejemplo, *Brosimum alicastrum* Sw. (Moraceae) y *Manilkara zapota* (L.) P. Royen (Sapotaceae). Las especies de los brinzales más importantes dentro de la estructura de la selva de Noh Bec son *Pouteria reticulata* (Engl.) Eyma y *Damburneya patens* (Sw.) Trofimov (Cuadro 2), que se desarrollan bajo del dosel. La selva de Quintana Roo es un lugar caracterizado por endemismos, como en algunos casos la presencia de *Cryosophila stauracantha* (Heynh) R. Evans en selva mediana subperennifolia, especie abundante en este estrato (Ibarra-Manríquez *et al.*, 1995; Martínez y Galindo-Leal, 2002; Pennington y Sarukhán, 2005).

Cuadro 2. Índice de Valor de Importancia Modificado (IVI_M) de las especies mejor representadas por zonas de gestión para los brinzales.

Nombre científico	Familia	PPF	GFC	PHD	PP
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Sapotaceae	21.27	30.37	27.67	26.43
<i>Cryosophila stauracantha</i> (Heynh.) R. Evans	Arecaceae	13.08	10.83	7.97	10.63
<i>Damburneya patens</i> (Sw.) Trofimov	Lauraceae	8.17	8.53	13.00	9.90
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	9.39	7.32	8.57	8.43
<i>Psidium oligospermum</i> DC.	Myrtaceae	5.91	7.76	8.25	7.31
<i>Trichilia minutiflora</i> Standl.	Meliaceae	5.16	3.58	3.37	4.04
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Moraceae	3.19	4.82	3.14	3.72
<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen	Sapotaceae	1.78	2.68	3.17	2.55
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	2.52	1.33	2.23	2.03
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Rhamnaceae	4.30	0.44	0.20	1.65
<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Engl.	Burseraceae	1.15	1.65	1.32	1.37
<i>Sabal yapa</i> C. Wright ex Becc.	Arecaceae	1.85	0.85	1.39	1.36

<i>Mosannonna depressa</i> (Baill.) Chatrou	Annonaceae	1.09	1.19	1.41	1.23
<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	Anacardiaceae	0.62	1.24	1.72	1.19
<i>Gymnanthes lucida</i> Sw.	Euphorbiaceae	0.42	1.92	1.19	1.17
<i>Cupania belizensis</i> Standl.	Sapindaceae	2.14	0.85	0.41	1.13
<i>Lucuma campechiana</i> Kunth	Sapotaceae	1.04	1.38	0.81	1.08
<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	Myrtaceae	1.02	1.01	0.89	0.97
Subtotal (18)		84.1	87.7	86.7	86.2
Otras especies (39, 38, 34)		15.9	12.2	13.2	13.8
Total		100	100	100	100

PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*; PP = Promedio ponderado.

Los tres taxones con mayor importancia estructural en los latizales fueron: *Pouteria reticulata*, *Alseis yucatanensis* Standl. (Rubiaceae) y *Drypetes lateriflora* (Sw.) Krug & Urb. (Putranjivaceae). La mitad de las especies sobresalientes son árboles de importancia comercial maderable reguladas por el programa de aprovechamiento forestal y pueden dominar el dosel, por ejemplo, *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch. (Araliaceae) y *Metopium brownei* (Jacq.) Urb. (Anacardiaceae) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de los índices de importancia para las especies mejor representadas por zona de gestión para los latizales.

Nombre científico	Familia	PPF	GFC	PHD	PP
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Sapotaceae	27.39	24.27	23.60	25.09
<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.	Rubiaceae	7.28	9.08	6.68	7.68
<i>Drypetes lateriflora</i> (Sw.) Krug & Urb.	Putranjivaceae	3.30	4.13	4.44	3.96
<i>Sabal mauritiiformis</i> (H. Karst.) Griseb. & H. Wendl.	Arecaceae	5.43	2.38	3.77	3.86
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Moraceae	3.56	3.43	1.94	2.98
<i>Blomia prisca</i> (Standl.) Lundell	Sapindaceae	1.70	3.07	4.05	2.94

Damburneya patens (Sw.) Trofimov	Lauraceae	3.23	4.63	0.93	2.93
Lucuma campechiana Kunth	Sapotaceae	2.93	3.13	2.41	2.82
Bursera simaruba (L.) Sarg.	Burseraceae	1.51	2.61	3.99	2.70
Manilkara zapota (L.) P. Royen	Sapotaceae	3.41	2.68	1.18	2.42
Dendropanax arboreus (L.) Decne. & Planch.	Araliaceae	2.30	2.33	2.47	2.37
Sabal yapa C. Wright ex Becc.	Arecaceae	1.46	3.53	1.86	2.28
Trichilia minutiflora Standl.	Meliaceae	2.72	1.67	2.28	2.22
Protium copal (Schltdl. & Cham.) Engl.	Burseraceae	2.00	1.63	2.68	2.10
Gymnanthes lucida Sw.	Euphorbiaceae	1.00	3.26	1.63	1.96
Pithecellobium dulce (Roxb.) Benth.	Fabaceae	3.52	1.15	0.69	1.79
Mosannona depressa (Baill.) Chatrou	Annonaceae	1.43	1.87	1.49	1.60
Guettarda combsii Urb.	Rubiaceae	1.30	0.96	2.37	1.54
Subtotal (18)		75.47	75.81	68.46	73.25
Otras especies (50, 44, 52)		24.53	24.19	31.54	26.75
Total		100	100	100	100

PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*; PP = Promedio ponderado.

Índice de Valor de Importancia en los fustales. Las tres especies con mayor importancia estructural fueron: *Manilkara zapota* (Sapotaceae), *Brosimum alicastrum* (Moraceae) y *Lucuma campechiana* Kunth (Sapotaceae). Una familia o solo una especie puede reunir más de 30 % del valor de un parámetro estructural (Okuda *et al.*, 2003; Dzib-Castillo *et al.*, 2014), tal como sucedió en este estudio con la familia Sapotaceae para el *IVI* (Toledo-Aceves *et al.*, 2009; Tadeo-Noble *et al.*, 2019) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valores de los índices de importancia para las especies mejor representadas por zona de gestión para los fustales.

Nombre científico	Familia	PPF	GFC	PHD	PP
-------------------	---------	-----	-----	-----	----

Manilkara zapota (L.) P. Royen	Sapotaceae	23.59	22.75	19.13	21.82
Brosimum alicastrum Sw.	Moraceae	16.87	14.61	15.79	15.75
Lucuma campechiana Kunth	Sapotaceae	5.47	7.20	5.69	6.12
Vitex gaumeri Greenm.	Lamiaceae	6.39	5.53	6.14	6.02
Pseudobombax ellipticum (Kunth) Dugand	Malvaceae	3.59	8.08	6.12	5.93
Simira salvadorensis (Standl.) Steyerm.	Rubiaceae	7.41	3.41	4.51	5.11
Metopium brownei (Jacq.) Urb.	Anacardiaceae	3.61	3.31	3.77	3.56
Bursera simaruba (L.) Sarg.	Burseraceae	3.80	2.08	3.34	3.07
Lysiloma latisiliquum (L.) Benth.	Fabaceae	0.75	1.82	6.27	2.95
Simarouba glauca DC.	Simaroubaceae	2.17	3.14	2.91	2.74
Luehea speciosa Willd.	Malvaceae	2.86	1.60	2.54	2.34
Pouteria reticulata (Engl.) Eyma	Sapotaceae	1.77	3.04	1.59	2.13
Swartzia cubensis (Britton & P. Wilson) Standl.	Fabaceae	2.14	2.57	1.66	2.13
Dendropanax arboreus (L.) Decne. & Planch.	Araliaceae	1.82	1.31	3.13	2.09
Guettarda combsii Urb.	Rubiaceae	1.37	2.41	1.98	1.92
Swietenia macrophylla King	Meliaceae	1.69	2.95	0.93	1.86
Blomia prisca (Standl.) Lundell	Sapindaceae	1.47	2.12	1.63	1.74
Piscidia piscipula (L.) Sarg.	Fabaceae	1.75	0.89	2.56	1.73
Subtotal (18)		88.52	88.81	89.71	89.01
Otras especies (38, 37, 34)		11.48	11.19	10.29	10.99
Total		100	100	100	100

PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*; PP = Promedio ponderado.

Riqueza y composición

La riqueza y la composición de especies fue diferente en cada estadio y zona de

gestión. La composición florística estuvo dominada, en lo fundamental, por tres familias en los diferentes muestreos: Fabaceae (11, 16, 12), Rubiaceae (7, 6, 5) y Sapindaceae (6), que registraron el mayor número de géneros y especies, datos que coinciden con los consignados por García-Licona *et al.* (2014) y Granados-Victorino *et al.* (2017) en una selva mediana subperennifolia de Campeche e Hidalgo, respectivamente.

La recuperación de las zonas se puede describir como un patrón único y diferenciado a lo largo del tiempo (Carreón-Santos y Valdez-Hernández, 2014). El predominio marcado por ciertas familias es muy semejante a lo observado en algunas selvas medianas sin gestión (Navarro-Martínez *et al.*, 2012; Carreón-Santos y Valdez-Hernández, 2014), aunque contrario a otros escenarios tropicales de México (Gutiérrez-Granados *et al.*, 2011).

Diversidad de especies

Los valores entre las zonas de gestión y los estadios de desarrollo son heterogéneos, por ejemplo, la uniformidad solo tuvo diferencias en los brinzales, pero la riqueza fue semejante dentro de las zonas de gestión. La heterogeneidad y uniformidad en Noh Bec ($H'=2.19-3.15$; $U=0.54-0.79$) (Cuadro 5) se considera como semejante con respecto a otras selvas de Quintana Roo ($H'=2.78-3.33$; $U=0.76-0.83$) (Carreón-Santos y Valdez-Hernández, 2014), y por debajo de los valores registrados para selvas intervenidas en Quintana Roo ($H'=2.52-2.85$; $U=0.83-0.96$) (Navarro-Martínez *et al.*, 2012).

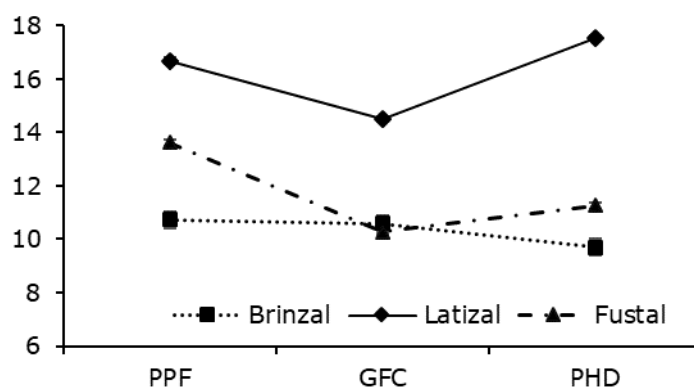
Cuadro 5. Valores de riqueza y diversidad de especies por zona de gestión forestal

y etapa de desarrollo de las especies arbóreas.

Etapa de desarrollo	Zona de gestión forestal	Riqueza de especies (individuos)	Géneros (Familias)	Uniformidad	Inverso de Simpson	Margalef	Shannon
Brinzales	PPF	57 (2 178) a	50 (24)	0.65 a	7.83 a	7.29 a	2.64 a
	GFC	56 (2 092) a	54 (26)	0.54 b	4.22 b	7.19 a	2.19 b
	PHD	52 (2 051) a	49 (26)	0.57 b	4.84 b	6.69 b	2.26 b
Latizales	PPF	68 (968) a	61 (29)	0.69 a	6.90 a	9.74 a	2.91 a
	GFC	62 (1 031) b	56 (25)	0.73 a	8.34 a	8.79 b	3.02 a
	PHD	70 (966) a	64 (27)	0.74 a	7.88 b	10.04 a	3.15 a
Fustales	PPF	50 (520) a	47 (22)	0.73 a	9.84 b	7.84 b	2.87 b
	GFC	38 (404) b	35 (17)	0.79 a	11.55 a	6.17 a	2.87 a
	PHD	42 (457) a	38 (20)	0.78 a	13.73 a	6.69 a	2.91 a

PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*. Los valores de un parámetro seguidos de letras distintas entre zonas de gestión difieren significativamente ($p < 0.05$).

Los valores del Índice Alfa de *Fisher* (*IAF*) no presentaron diferencias significativas a nivel de estadios de desarrollo. Los valores más altos del *IAF* se registraron en los latizales. La disposición general de los valores puntuales del *IAF* fue muy parecida entre los latizales y fustales, mientras que en los brinzales, la tendencia estuvo invertida (Figura 3).



PPF = Plan piloto forestal; GFC = Gestión forestal comunitaria; PHD = Posterior al huracán *Dean*.

Figura 3. Valores del Índice Alfa de *Fisher* con intervalos de confianza de 95 % por estadio de desarrollo y zona de gestión.

Esos hallazgos respaldan la viabilidad del manejo forestal sostenible en estas selvas, y demuestran que la extracción maderera no afecta significativamente la riqueza de especies, como indican Vester y Navarro-Martínez (2005). Aunque se observa cierta influencia en los parámetros estructurales y la composición de especies, los impactos son mínimos. Investigaciones paralelas en selvas húmedas de África Central por Hall *et al.* (2003) y en selvas brasileñas por Villela *et al.* (2006), también concluyeron que el aprovechamiento forestal mediante técnicas de selección, no compromete la diversidad biológica.

Conclusiones

Las diversas intensidades de cosecha aplicadas en cada zona de gestión forestal y estadio serial revelan que estos ecosistemas pueden compararse, en términos de riqueza y diversidad, con otros localizados en Quintana Roo, Campeche y Veracruz. Los patrones de la estructura arbórea son heterogéneos, pero distinguibles en algunos índices, particularmente en el Alfa de *Fisher* y los valores dasométricos estructurales, a diferencia de la distribución diamétrica que, aunque semejante en tendencia al interior de las categorías, presenta variaciones que están entorno de los regímenes de aprovechamiento forestal.

Los estudios de estructura, composición y diversidad son esenciales para la gestión forestal maderable, ya que proporcionan argumentos clave y establecen protocolos detallados, junto con una línea base sólida para el monitoreo y la evaluación eficaz de las futuras actividades de aprovechamiento maderable.

El ejido Noh Bec, en la selva mediana subperennifolia de Quintana Roo, es un modelo de gestión forestal sustentable que demuestra como la conservación y la producción maderera pueden coexistir, beneficiando al ambiente y a la comunidad, preservando el ecosistema y contribuir al desarrollo sostenible en México.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (Conahcyt) por la cátedra otorgada al primer autor. Este trabajo forma parte de la Cátedra-Conahcyt 943 titulada: Silvicultura de especies nativas para los sistemas agroforestales del estado de Campeche.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Alfredo Esteban Tadeo-Noble: conceptualización y diseño del estudio, análisis estadísticos y redacción del manuscrito final; Edmundo García Moya: formación, desarrollo de capacidades y revisión del manuscrito; Juan Ignacio Valdez Hernández: conceptualización y co-diseño del estudio; Lauro López Mata: revisión y

seguimiento de resultados; Mario Luna Cavazos: formación, análisis e interpretación de los resultados; Héctor Manuel De Los Santos Posadas: asesoramiento estadístico, interpretación de los resultados y revisión del manuscrito final; José Luis Hernández Stefanoni: asesoramiento en el diseño de la muestra, interpretación de los resultados y revisión del manuscrito final.

Referencias

- Alvis G., J. F. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. *Biotecnología en el sector Agropecuario y Agroindustrial* 7(1):115-122. <https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/710/338>. (6 de septiembre de 2023).
- Beltrán-Rodríguez, L., J. I. Valdez-Hernández, M. Luna-Cavazos, A. Romero-Manzanares, ... y J. Blancas-Vázquez. 2018. Estructura y diversidad arbórea de bosques tropicales caducifolios secundarios en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89(1):108-122. Doi: 10.22201/ib.20078706e.2018.1.2004.
- Bonnell, T. R., R. Reyna-Hurtado and C. A. Chapman. 2011. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. *Forest Ecology and Management* 261(4):855-864. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.12.016.
- Brown, K. A. and J. Gurevitch. 2004. Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(16):6045-6049. Doi: 10.1073/pnas.0401456101.
- Burivalova, Z., Ç. H. Şekercioğlu and L. P. Koh. 2014. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology* 24(16):1893-1898. Doi: 10.1016/j.cub.2014.06.065.

- Carreón-Santos, R. J. y J. I. Valdez-Hernández. 2014. Estructura y diversidad arbórea de vegetación secundaria derivada de una selva mediana subperennifolia en Quintana Roo. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20(1):119-130. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2013.06.023.
- Corlett, R. T. and R. B. Primack. 2011. *Tropical rain forests: An ecological and biogeographical comparison*. Wiley-Blackwell. Oxford, OX, United Kindom. 336 p.
- Ding, Y., R. Zang, X. Lu and J. Huang. 2017. The impacts of selective logging and clear-cutting on woody plant diversity after 40 years of natural recovery in a tropical montane rain forest, south China. *Science of the Total Environment* 579:1683-1691. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.185.
- Dzib-Castillo, B., C. Chanatásig-Vaca y N. A. González-Valdivia. 2014. Estructura y composición en dos comunidades arbóreas de la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(1):167-178. Doi: 10.7550/rmb.38706.
- Edwards, D. P., J. A. Tobias, D. Sheil, E. Meijaard and W. F. Laurance. 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 29(9):511-520. Doi: 10.1016/j.tree.2014.07.003.
- García-Licona, J. B., L. G. Esparza-Olguín y E. Martínez-Romero. 2014. Estructura y composición de la vegetación leñosa de selvas en diferentes estadios sucesionales en el ejido El Carmen II, Calakmul, México. *Polibotánica* (38):1-26. <https://www.encb.ipn.mx/assets/files/encb/docs/polibotanica/revistas/pb38/calak.pdf>. (7 de septiembre de 2023).
- García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán, México D. F., México. 90 p. <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1>. (7 de septiembre de 2023).

Gardner, T. A., J. Barlow, R. Chazdon, R. M. Ewers, ... and N. S. Sodhi. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology letters* 12(6):561-582. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x.

Granados-Victorino, R. L., A. Sánchez-González, D. Martínez-Cabrera y P. Octavio-Aguilar. 2017. Estructura y composición arbórea de tres estadios sucesionales de selva mediana subperennifolia del municipio de Huautla, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(1):122-135. Doi: 10.1016/j.rmb.2017.01.024.

Gutiérrez B., C., J. J. Ortiz D., J. S. Flores G., P. Zamora-Crescencio, M. R. Domínguez C. y P. Villegas. 2011. Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia de Nohalal-Sudzal Chico, Tekax, Yucatán, México. *Foresta Veracruzana* 13(1):7-14. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49719786002>. (5 de septiembre de 2023).

Gutiérrez-Granados, G., V. Juárez and R. E. Alcalá. 2011. Natural and human disturbances affect natural regeneration of *Swietenia macrophylla*: Implications for rainforest management. *Forest Ecology and Management* 262(2):161-169. Doi: 10.1016/j.foreco.2011.03.019.

Hall, J. S., D. J. Harris, V. Medjibe and P. M. S. Ashton. 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management* 183(1-3):249-264. Doi: 10.1016/S0378-1127(03)00107-5.

Hayek, L. A. C. and M. A. Buzas. 2010. *Surveying natural populations: Quantitative tools for assessing biodiversity*. Columbia University Press. New York, NY, United States of America. 616 p.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1):151-154. Doi: 10.1016/0022-5193(70)90124-4.

Ibarra-Manríquez, G., J. L. Villaseñor y R. Durán G. 1995. Riqueza de especies y endemismo del componente arbóreo de la Península de Yucatán, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 57:49-77.

- https://www.researchgate.net/profile/Guillermo-Ibarra-Manriquez/publication/306128522_Riqueza_de_especies_y_endemismo_del_componente_arboreo_de_la_Peninsula_de_Yucatan_Mexico/links/57b6f67608aea2f4aec38ce9/Riqueza-de-especies-y-endemismo-del-componente-arboreo-de-la-Peninsula-de-Yucatan-Mexico.pdf. (19 de septiembre de 2023).
- Kammesheidt, L. 1998. Stand structure and spatial pattern of commercial species in logged and unlogged Venezuelan forest. *Forest Ecology and Management* 109(1-3):163-174. Doi: 10.1016/S0378-1127(98)00245-X.
- López-Toledo, J. F., J. I. Valdez-Hernández, M. Á. Pérez-Farrera y V. M. Cetina-Alcalá. 2012. Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la Reserva de la Biósfera la Sepultura, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(12):43-56. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322012000400005. (7 de septiembre de 2023).
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Springer Dordrecht. Dordrecht, ZH, Netherlands. 179 p.
- Magurran, A. E. 2013. *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell. Hoboken, NJ, United States of America. 272 p.
- Magurran, A. E. and B. J. McGill. 2011. *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. Oxford, OX, United Kingdom. 345 p.
- Martínez, E. y C. Galindo-Leal. 2002. La vegetación de Calakmul, Campeche, México: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 71:7-32. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57707101>. (6 de septiembre de 2023).
- Miranda, F. y E. Hernández-Xolocotzi. 2014. *Los tipos de vegetación de México y su clasificación*. Fondo de Cultura Económica (FCE) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). Tlalpan, México D. F., México. 214 p.

- Monárrez-González, J. C., G. Pérez-Verdín, C. López-González, M. A. Márquez-Linares y M. del S. González-Elizondo. 2018. Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques* 24(2):e2421569. Doi: 10.21829/myb.2018.2421569.
- Muñoz, J. C., A. B. Hurtado y N. Norden. 2017. Composición florística de tres fragmentos de bosque altoandino en los alrededores de la sabana de Bogotá: Parcelas permanentes del Proyecto Rastrojos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., CUN, Colombia. 27 p. http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/34202/17-028PSMunoz_Juan.pdf?sequence=1&isAllowed=y. (7 de septiembre de 2023).
- Navarro-Martínez, A., R. Durán-García y M. Méndez-González. 2012. El impacto del huracán Dean sobre la estructura y composición arbórea de un bosque manejado en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques* 18(1):57-76. <https://www.redalyc.org/pdf/617/61724713005.pdf>. (7 de septiembre de 2023).
- Negreros-Castillo, P., L. Cámara-Cabrales, M. S. Devall, M. A. Fajvan, ... y A. Navarro-Martínez. 2014. Silvicultura de las selvas de caoba en Quintana Roo, México: Criterios y recomendaciones. Comisión Nacional Forestal (Conafor). Zapopán, Jal., México. 92 p. https://www.fs.usda.gov/nrs/pubs/jrnl/2014/nrs_2014_negreros-castillo_ESP_001.pdf. (7 de septiembre de 2023).
- Okuda, T., M. Suzuki, N. Adachi, E. S. Quah, N. A. Hussein and N. Manokaran. 2003. Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management* 175(1-3):297-320. Doi: 10.1016/S0378-1127(02)00137-8.
- Padrón e Historial de Núcleos Agrarios (Phina). 2018. Ficha del Núcleo Agrario Ejido Noh Bec. Fol. Ejidos y Comunidades: 23002005114061937R. Registro Agrario Nacional (RAN). <http://www.ran.gob.mx/ran/index.php/sistemas-de-consulta/phina>. (7 de septiembre de 2023).

- Pat-Aké, I., L. del C. Cámara-Cabrales, S. Ward, P. Martínez-Zurimendi, ... y N. Sorensen. 2018. Efecto del huracán Dean en la dinámica estructural de selvas bajo manejo forestal en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques* 24(2):e2421585. Doi: 10.21829/myb.2018.2421585.
- Pennington, T. D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México, Dirección General de Publicaciones y Fomento Editorial, y Fondo de Cultura Económica. Coyoacán, México D. F., México. 523 p.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307(5949):321-326. Doi: 10.1038/307321a0.
- Rousseeuw, P. J. 1987. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics* 20:53-65. Doi: 10.1016/0377-0427(87)90125-7.
- Sánchez S., O. and G. A. Islebe. 1999. Hurricane Gilbert and structural changes in a tropical forest in south-eastern Mexico. *Global ecology and Biogeography* 8(1):29-38. <http://www.jstor.org/stable/2997830>. (7 de septiembre de 2023).
- Seaby, R. M. H. and P. A. Henderson. 2007. Species Diversity and Richness (Version 4.1.2). Pisces Conservation Ltd. Lymington, HAM, England. <http://www.pisces-conservation.com/softdiversity.html>. (10 de septiembre de 2022).
- Solow, A. R. 1993. A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology* 62(1):191-193. <https://www.jstor.org/stable/pdf/5493.pdf>. (7 de septiembre de 2023).
- Tadeo N., A. E., H. M. De Los Santos P., G. Ángeles P. y J. A. Torres P. 2014. Muestreo por conglomerados para manejo forestal en el Ejido Noh Bec, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(25):64-83. Doi: 10.29298/rmcf.v5i25.304.
- Tadeo-Noble, A. E., J. I. Valdez-Hernández, L. Beltrán-Rodríguez y E. García-Moya. 2019. Efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y diversidad arbórea

en selvas tropicales de Quintana Roo, México. *Bosque* 40(2):129-140. Doi: 10.4067/S0717-92002019000200129.

Toledo-Aceves, T., S. Purata-Velarde and C. M. Peters. 2009. Regeneration of commercial tree species in a logged forest in the Selva Maya, Mexico. *Forest Ecology and Management* 258(11):2481-2489. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.08.033.

Vester, H. F. M. and M. A. Navarro-Martínez. 2005. Ecological issues in community tropical forest management in Quintana Roo, Mexico. In: Bray, D. B., L. Merino-Pérez and D. Barry (Edits.). *The community forests of Mexico: Managing for sustainable landscapes*. University of Texas Press. Austin, TX, United States of America. pp. 183-214.

Villela, D. M., M. T. Nascimento, L. E. O. C. de Aragão and D. M. Da Gama. 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* 33(3):506-516. Doi: 10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x.

Zamora C., P., G. García G., J. S. Flores G. y J. J. Ortiz. 2008. Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. *Polibotánica* (26):39-66. <https://www.scielo.org.mx/pdf/polib/n26/n26a2.pdf>. (7 de septiembre de 2023).

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Pearson. Upper Saddle River, NJ, United States of America. 960 p.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.