



UNIVERSIDAD JUAREZ AUTONOMA DE TABASCO
División Académica de Ciencias Biológicas



**EFFECTOS DEL HURACAN "DEAN" SOBRE LA
REGENERACIÓN DE LA SELVA BAJO MANEJO
FORESTAL DE NOH-BEC QUINTANA ROO, MÉXICO.**

TESIS

**Para obtener el grado de Doctor en Ciencias
en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales.**

Presenta:

M. en C. Ismael Pat Aké.

Director:

Dra. Luisa del Carmen Cámara Cabrales.

Villahermosa Tabasco, México, mayo de 2018.



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN

MAYO 29 DE 2018



C. ISMAEL PAT AKÉ
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
P R E S E N T E

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"EFECTOS DEL HURACÁN DEÁN SOBRE LA REGENERACIÓN DE LA SELVA BAJO MANEJO FORESTAL DE NOH-BEC QUINTANA ROO, MÉXICO"**, asesorado por la Dra. Luisa del Carmen Cámara Cabrales, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por el Dr. José Luis Martínez Sánchez, Dr. Pablo Martínez Zurimendi, Dra. Luisa del Carmen Cámara Cabrales, Dra. Sheila Ward, Dra. Patricia Negreros Castillo, Dra. Ena Edith Mata Zayas y Dr. Humberto Hernández Trejo.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

M. EN C. ROSA MARTHA PADRON LOPEZ
DIRECTORA

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN**

Villahermosa, Tab., a 29 de Mayo de 2018

ASUNTO: Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
PRESENTE**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza al **C. ISMAEL PAT AKÉ** egresado del Doctorado en **CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Doctorado denominado: **"EFECTOS DEL HURACÁN DEÁN SOBRE LA REGENERACIÓN DE LA SELVA BAJO MANEJO FORESTAL DE NOH-BEC QUINTANA ROO, MÉXICO"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E

M. EN C. ROSA MARTHA PADRON LOPEZ
**DIRECTORA DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente Alumno de la División Académica
C.c.p.- Interesado

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **"EFECTOS DEL HURACÁN DEÁN SOBRE LA REGENERACIÓN DE LA SELVA BAJO MANEJO FORESTAL DE NOH-BEC QUINTANA ROO, MÉXICO"**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en este documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 29 Días del mes de Mayo de 2018.

AUTORIZO



ISMAEL PAT AKÉ

DEDICATORIA

A mis padres Felipe y Antonia, quienes se encuentran junto a dios (†), que en vida dieron todo por mí, motivados por su enorme amor, ternura y cariño; que con su esfuerzo y ejemplo me dotaron de los valores e ideales para navegar por los senderos de la vida hasta alcanzar mis sueños y anhelos. Hoy...no están... pero se que donde estén disfrutan al igual que yo el haber alcanzado una de mis metas más importantes... gracias papá, mamá... en su memoria....

A mi esposa Carmen, mi fiel compañera y amiga; quien, influida por nuestro amor y cariño de pareja, siempre ha creído en mi y me ha apoyado hasta el sacrificio en todos los buenos y malos momentos de la vida, sin pedir nada a cambio. Quien junto a mis hijos Noel, Priscila y mi "pequeña" Melisa, estuvieron pendientes de mi en todo este proceso, vivieron mis preocupaciones y logro de metas parciales y me aguantaron mis ausencias con su motivación, apoyo y cariño... Gracias corazón y mis amores de siempre... se las debía... ustedes fueron mi inspiración...

A mis hermanos Salomón (†), José, Pablo y Juan, por haberme arropado y protegido, darme el cariño inspirado en nuestros padres, haberme apoyado en mis inicios y sentirse orgullosos de mi...

AGRADECIMIENTOS

Casi todo el contenido de esta tesis es, fundamentalmente, una labor colectiva, de instituciones, organismos, pero sobre todo de personas; aunque algunos no le dieron la importancia debida a su contribución, la verdad, es que, sin este apoyo, esta obra no habría sido posible. Por eso, mis agradecimientos de todo corazón a cada uno de ellos.

Al Posgrado de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL) de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), por la oportunidad brindada para retomar mi formación Doctoral en el Programa de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales. Autoridades, maestros y todos los que de alguna manera contribuyeron a mi formación y estancia en la DACBIOL, agradezco infinitamente su labor.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico brindado como becario en la primera etapa de mis estudios, sin los cuales no hubiera podido realizar los dos primeros muestreos de campo.

Al Tecnológico Nacional de México (TecNM), particularmente al Instituto Tecnológico de la Zona Maya de Quintana Roo (ITZM), loable Institución de Educación Superior que me cobija dentro de su cuerpo de académicos; por conceder los tiempos requeridos para la realización de los estudios del Doctorado en la UJAT (DACBIOL). Autoridades del TecNM y del ITZM, mis agradecimientos sinceros.

Sin duda alguna, al grupo que más le debo es a mi Comité Tutorial, arquitectos de la génesis del marco conceptual, metodología y contenido de esta tesis; a la Dra. Luisa, primero porque me rescató de la sombra de un Doctorado inconcluso, para posteriormente dirigir sabiamente junto a las Dras. Sheila y Patricia, los Dres. Pablo y José Luis, cada una de las etapas de mi formación doctoral, mediante sus conocimientos, observaciones, posturas objetivas, exigencia y paciencia; pero, sobre todo porque como grupo me leyeron, escucharon y dejaron sitio a mis iniciativas e ideas. Gracias de corazón.

El otro grupo que ejerció una gran influencia en la etapa final de la conceptualización y desarrollo teórico de esta tesis y en general de mi formación, es la Comisión de Examen Predoctoral; sus acertadas preguntas me condujeron a indagar e interpretar las profundidades, realidades y fronteras de la ecología, para posteriormente reflexionar sus aportes conceptuales-metodológicos a mi investigación doctoral y paralelamente identificar los aportes de esta investigación a la ciencia de la ecología "ecología forestal". Gracias Drs. María Angelica Navarro Martínez (El Colegio de la Frontera Sur-Chetumal), NaDene Shannon Sorensen (Oregon State University), Ena Edith Mata Zayas (DACBIOL), Eunice Pérez Sánchez (DACBIOL), Humberto Hernández Trejo (DACBIOL) y Jorge Omar López Martínez (El Colegio de la Frontera Sur-Chetumal).

Quizás no tuvieron un accionar de grupo, pero su labor de enseñanza marcó mis conocimientos de estadística inferencial y multivariada que fueron fundamentales en el análisis de los resultados de investigación, Drs. Javier Ponce Saavedra (UMSNH) y José Ángel Gaspar Génico (DACBIOL); no olvido sus enseñanzas, comentarios y sugerencias en nuestras largas sesiones de charlas y análisis de bases de datos. Por ello gracias.

Otro grupo que tuvo una influencia breve, pero suficiente para contribuir a las ideas preliminares de lo que más tarde se convirtió en mi proyecto de investigación doctoral, es el que se formó en aquel entonces con los Drs. Vester Henricus Franciscus María

(Entonces en el Colegio de la Frontera Sur-Chetumal), Pedro Antonio Macario Mendoza (El Colegio de la Frontera Sur-Chetumal), Laura C. Schneider (Rutgers State University), Neptalí Ramírez Marcial (El Colegio de la Frontera Sur-San Cristóbal de las Casas) y Susana Ochoa Gaona (El Colegio de la Frontera Sur-Tabasco). A quienes reconozco respetuosamente su participación.

El marco conceptual, teórico y metodológico es un ejercicio científico que se enriquece con la parte observacional de campo, es decir el escenario fundamental del tema "*las selvas bajo manejo forestal de Noh-Bec Quintana Roo, México, que fueron afectadas por el huracán "Dean"*"; los muestreos de campo en este sentido fueron la experiencia más enriquecedora del marco teórico y conceptual. Agradezco infinitamente al ejido por permitirme acceder, realizar mis muestreos como si llegara a mi propiedad. A las autoridades ejidales que han pasado en estos años de estudios, mis agradecimientos infinitos.

Los muestreos de campo no fueron fáciles, hubo necesidad de localizar los sitios dentro de una selva afectada en forma catastrófica, para posteriormente realizar ambas mediciones en los años 2010 y 2014 en jornadas agotadoras; sin el apoyo de una brigada de muestreo con experiencia de campo no hubiera sido posible; por ello agradezco la labor del Ing. Gustavo Martínez Ferral y a su brigada de muestreo base de Noh-Bec., por su apoyo incondicional desde entonces. No me despidió "nos vemos en el muestreo 2018".

No podía faltar en los muestreos de campo de esta investigación doctoral la labor formativa, una de mis pasiones, además del estudio de la ecología de selvas, agradezco a algunos de mis alumnos de Ingeniería Forestal del Instituto Tecnológico de la Zona Maya de Quintana Roo, por su interés, integrarse y aguantar las largas jornadas de muestreo: Ruth, Kristel, Ana, Chucho, Gustavo, Yesenia y Juan Ángel, gracias por su apoyo.

A mis compañeros y amigos del Instituto Tecnológico de la Zona Maya (ITZM) les agradezco el interés constante por saber mis avances, sus mensajes de motivación y el apoyo en varios sentidos. Particularmente a mis compañeros del posgrado, Drs. Fernando Casanova Lugo, Iván Oros Ortega, Luis A. Lara Pérez, Zazil Há García Trujillo y MAN. Audrey Ethel Trejo Ortiz, agradezco su apoyo debido a mis constantes ausencias. Especialmente a mis amigos los Mc. Angel May Ávila, Amelia Cen Hoy y Vicente R. Sansores May, por su apoyo incondicional como autoridades sindicales en la gestión de los permisos correspondientes en la etapa final de la culminación de la tesis doctoral. Mis agradecimientos infinitos a cada uno de ustedes.

Finalmente, a mis compañeros, amigas y amigos del doctorado, por los buenos y malos momentos compartidos. Cada uno eligió su propio camino, y a pesar de todo, nos mantuvimos juntos hacia la meta común. Kristal, Laura, Rudy y Mario les agradezco los mensajes de aliento y motivación cuando las necesitaba, lo cual sin duda alguna contribuyó a darme la fortaleza para finalizar esta obra.

INDICE

RESUMEN.....	09
ABSTRAC.....	10
CAPITULO I. MARCO REFERENCIAL Y CONCEPTUAL.....	11
1.1 Introducción.....	11
1.2 Antecedentes.....	14
1.3 Justificación.....	17
1.4 Objetivos e Hipótesis.....	19
1.5 Referencias Consultadas.....	20
CAPITULO II. Las selvas bajo manejo forestal del Caribe Mexicano y los frecuentes impactos de huracanes.....	26
CAPITULO III. Efecto del huracán Dean en la dinámica estructural de selvas bajo manejo forestal en Quintana roo, México.....	44
CAPITULO IV. Regeneración de una selva a partir de las perturbaciones del huracán Dean en Quintana Roo, México.....	68
CAPITULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	90

RESUMEN

La diversidad biológica existente en las selvas de la Península de Yucatán y el incipiente manejo forestal aplicado en la Zona Centro y Sur del Estado de Quintana Roo, han adquirido importancia en las últimas décadas en términos de conservación y desarrollo silvícola (1980-2018). Numerosos reportes destacan el rol de los disturbios de la actividad forestal en la facilitación y mejoramiento de la regeneración natural de las selvas bajo manejo forestal. Pero también se han incrementado los estudios que indican procesos de deterioro en este tipo de selvas, que afectan principalmente a las especies maderables como consecuencia de las actividades silvícolas. Algunos reportes indican magnificación de disturbios al interaccionar los huracanes que frecuentemente azotan la región con las perturbaciones de las actividades silvícolas, generando mayores daños sobre la comunidad arbórea. Lo anterior pone en duda la resiliencia mostrada en la capacidad de recuperación que históricamente han presentado las selvas de la región; sobre todo si los pronósticos para la presente década prevén un aumento en la frecuencia y magnitud de los huracanes del Caribe. Bajo estos escenarios inciertos, se precisa analizar con objetividad los efectos de los huracanes sobre este tipo de selvas, por estas razones se diseñó el presente estudio “Efectos del huracán “Dean” sobre la regeneración de la selva bajo manejo forestal de Noh-Bec Quintana Roo”, que tuvo como propósitos realizar el diagnóstico de los daños sobre la comunidad arbórea, determinar los factores que tuvieron influencia en las perturbaciones, analizar los cambios en el tiempo en los valores dasométricos estructurales de la comunidad y conocer la dinámica de regeneración que presentan las principales especies de interés para la conservación y desarrollo forestal. Para alcanzar los propósitos del estudio, se aplicó una metodología de carácter observacional retrospectivo parcial, longitudinal y comparativo; fundado en la realización de tres muestreos de campo (1998, 2010 y 2014), usando como herramienta de investigación las Parcelas Permanentes del área de estudio (PPM). A partir de esta metodología se midieron las principales variables estructurales de la comunidad arbórea (en cada muestreo), al igual que el registro de los daños ocasionados en cada individuo (solo en el muestreo 2010). Con los datos obtenidos se realizaron bases de datos para el análisis dos periodos de tiempo (1998-2010 y 2010-2014) y matrices que facilitaron los análisis estadísticos univariados y multivariados. Los resultados obtenidos indican daños en más del 50 % de los árboles de la comunidad, efecto de la interacción de factores de naturales (vientos huracanados), factores de la comunidad (atributos) y los factores de uso de la tierra (aprovechamientos). Los resultados también revelan cambios en la estructura, importancia de las especies (IVI) y en la diversidad estructural de la selva. Variaciones que se manifestaron en una disminución inicial de las alturas (h), diámetros (d) y volúmenes (v) de la comunidad arbórea (1998-2010), para posteriormente emprender procesos de regeneración directa (2010-2014), que favorecen principalmente a las especies intolerantes a la sombra ((heliófitas). El sustento teórico y metodológico, al igual que los principales hallazgos, son descritos a detalle en el marco referencial introductorio y en los tres artículos obtenidos como productos de la investigación, que forman parte de los capítulos de esta tesis.

Palabras clave: selvas bajo manejo forestal, perturbaciones, variable dasométrica, gremios ecológicos, manejo forestal.

ABSTRACT

The biological diversity existing in the rainforest of the Yucatan Peninsula and the incipient forest management applied in the Central and Southern Zone of the State of Quintana Roo, have gained importance in the last decades in terms of conservation and silvicultural development (1980-2018). Numerous reports highlight the role of forest activity disturbances in the facilitation and improvement of natural regeneration of forests under forest management. But studies have also increased indicating deterioration processes in this type of forests, which mainly affect timber species as a result of silvicultural activities. Some reports indicate magnitude of disturbances when interacting hurricanes that frequently hit the region with the disturbances of forestry activities, generating greater damages on the arboreal community. The previous thing puts in doubt the resilience shown in the capacity of recovery that historically have presented the jungles of the region; especially if forecasts for the current decade predict an increase in the frequency and magnitude of hurricanes in the Caribbean. Under these uncertain scenarios, it is necessary to objectively analyze the effects of hurricanes on this type of forest, for these reasons the present study "Effects of the hurricane Dean was designed on the regeneration of the forest under Noh-Bec Quintana forest management Roo", whose purpose was to diagnose the damage to the arboreal community, determine the factors that influenced the disturbances, analyze the changes over time in the structural dasometric values of the community and know the dynamics of regeneration that present the main species of interest for forest conservation and development. To achieve the purposes of the study, a retrospective, longitudinal and comparative observational methodology was applied; based on the realization of three field samplings (1998, 2010 and 2014), using as a research tool the Permanent Parcels of the study area (PPM). From this methodology, the main structural variables of the arboreal community were measured (in each sample), as well as the record of the damages caused in each individual (only in the 2010 sample). With the data obtained, databases were made for the analysis of two periods of time (1998-2010 and 2010-2014) and matrices that facilitated the univariate and multivariate statistical analyzes. The results obtained indicate damage in more than 50% of the trees in the community, effect of the interaction of natural factors (hurricane winds), community factors (attributes) and land use factors (utilization). The results also reveal changes in the structure, importance of the species (IVI) and in the structural diversity of the forest. Variations that manifested in an initial decrease in the heights (h), diameters (d) and volumes (v) of the tree community (1998-2010), to subsequently undertake direct regeneration processes (2010-2014), which mainly favor to the shadow intolerant species ((heliófitas). The theoretical and methodological sustenance, as well as the main findings, are described in detail in the introductory frame of reference and in the three articles obtained as research products, which are part of the the chapters of this thesis.

Keywords: forests under forest management, disturbances, dasometric variable, ecological guilds, forest management.

CAPITULO I.

MARCO REFERENCIAL Y CONCEPTUAL

1.1. INTRODUCCIÓN

Actualmente la región que abarca la cuenca del Caribe, las Antillas y Centroamérica, se caracteriza por sus islas y costas, humedales y ciénagas, sierras y serranías, bosques tropicales megadiversos, llanuras, ríos y sabanas, pero todo por su cultura caribeña (Pielke, Jr. et al., 2003). Contiene el 10 % de selvas, el 30 % de la riqueza de especies y el 7 % de la población humana de la tierra (Bovarnick et al., 2010; FAO, 2013; UNFPA, 2013). Conservation International (2013), lo ha clasificado como un área que contiene la cuarta “Hotspots” del mundo (punto caliente de biodiversidad) (CI, 2013). Como subregión limítrofe del Caribe, se encuentra la Península de Yucatán (PY), caracterizada por su similitud y relaciones biogeográficas con la región caribeña y centroamericana (Ibarra-Manríquez *et al.*, 1995).

Las selvas de la PY ascienden a 10,6 millones de ha y forman parte de los últimos relictos de selvas tropicales que sobreviven en el Sureste de México (Díaz-Gallegos et al., 2008; Ellis et al., 2017a). En estos ecosistemas se llevan a cabo programas y proyectos de conservación que trascienden las fronteras de México, como el Corredor Biológico Mesoamericano y el manejo forestal comunitario (Bray et al., 2007a; Elizondo y López, 2009). Las selvas bajo manejo forestal se han constituido en los últimos 33 años en una de las modalidades de conservación más importantes después de las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) (Barton y Merino, 2004), abarcan una superficie de 2.3 millones de hectáreas, de las cuales 1.5 corresponden a los Estados de Campeche y 750,000 a Quintana Roo (Pérez, 2013; Ellis, et al. 2017b).

El modelo de manejo forestal, integra a los pobladores al manejo ecológico-productivo de sus recursos naturales (Bray et al., 2007b). Su cobertura se extiende a 301 ejidos y pequeñas propiedades distribuidos en los Estados de

Campeche y Quintana Roo (Bray, 2007; Bray et al., 2007a). Una franja forestal que produce actualmente importantes servicios y productos (maderables, no maderables, ecoturismo, captura de carbono, medicinales, alimenticios, etc.), que son comercializados para la obtención de ingresos para un promedio de 92,000 familias que viven y dependen del manejo de la selva (Ríos-Cortes et al., 2012; Pérez, 2013).

El manejo de la selva se realiza a partir de la aplicación de un sistema silvícola de bajo impacto denominado, “*manejo policíclico*”, derivado del sistema CELOS de Surinam para selvas tropicales (Werger, 2011). Consiste en ordenar el área forestal permanente (AFP) de cada ejido en rodales de manejo (entre 20-25), para posteriormente realizar tres ciclos de cortas selectivas en 75 años (Bray et al., 2007). Entre las especies maderables que son objeto de aprovechamiento forestal en Quintana Roo destacan *Swietenia macrophylla* K. (caoba), *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch. (sac-chacá), *Platymiscium yucatanum* Standl. (granadillo), *Simarouba glauca* DC. (negrito), *Cordia dodecandra* DC. (ciricote) *Lysiloma latisiliquum* (L.) Benth (tzalam), *Metopium brownei* (Jacq.) Urb. (chechem), *Simira salvadorensis* (Standl.) (chacte-kok) y *Manilkara zapota* (L.) van Royen. (chicozapote) (Snook et al., 2003; Vester y Navarro, 2007).

Los sistemas silvícolas selectivos, son los más aplicados en selvas tropicales, porque preservan la diversidad y ocasionan bajos niveles de perturbación (Fredericksen y Putz, 2003; Chazdon, 2003). Pero algunos reportes indican que las operaciones del manejo forestal causan daños sobre el suelo y la vegetación remanente (> 30 %), que resultan en bajos porcentajes de regeneración, principalmente de las especies maderables comerciales, (Guariguata, 1998; Laurance et al., 2006). Disturbios que pueden magnificarse por el embate de los huracanes que frecuentemente azotan la región, ante evidencias de mayores daños provocados por los vientos huracanados en las áreas silvícolas (Ferrando, 1998; Navarro, et al., 2012).

Las selvas de la PY son impactadas por la mayoría de los huracanes del Caribe (Salazar-Vallejo, 2002; Trenberth, 2005;). Entre los años 1871 y 2012, un total de 59 huracanes azotaron la Península, provocando afectaciones en miles de ha de selvas (Konrad, 1996; NOAA, 2013). Los pronósticos de la Organización

Meteorológica Mundial y del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, indican una tendencia creciente en la frecuencia y magnitud de los huracanes del Caribe (OMM, 2012; IPCC, 2013). Esta tendencia causa interrogantes sobre la capacidad de regeneración natural que históricamente han presentado estas selvas cuando han sido impactadas, ya que ocasionan transformaciones estructurales que pueden minar su resiliencia natural.

Los efectos de los huracanes sobre las selvas de la región del Caribe han sido abordados por ecólogos como Everham y Brokaw (1996), De Gouvenain y Silander (2003), Herbert et al. (1999), Tanner y Bellingham (2006), Stanturf et al. (2007), quienes han caracterizado diversos aspectos relacionados con los daños en la estructura y la regeneración posthuracán. Con relación a los daños, la mayoría de los estudios reconocen lo difícil que es predecirlos y la mortalidad que ocasiona un huracán, porque múltiples factores pueden determinar cómo responde un árbol a los vientos huracanados y estos factores pueden operar a diferentes escalas espaciales y temporales. Otros mencionan que los niveles de daño ocasionados a los árboles pueden tener relación con su tamaño (Walker et al., 1991; Herbert et al., 1999), posición en el paisaje (Boose et al., 2004; Canham et al., 2010), o a las características específicas de la especie como la arquitectura, la densidad de la madera (Zimmerman et al., 1994)

También existen variadas opiniones cuando se analizan los procesos de recuperación. Algunos de estos estudios enfatizan diferencias de capacidad de resistencia y recuperación entre especies e individuos de las comunidades arbóreas frente a los impactos de los huracanes (Burslem et al., 2000). Otros mencionan los efectos de diversos factores en la recuperación, como es la aportación de nutrientes al suelo (Whigham et al. 1991; Ostertag et al. 2005). Sin embargo, también es preciso reconocer que las grandes perturbaciones de los huracanes pueden alterar la disponibilidad de recursos, alterar los procesos de regeneración, abriendo oportunidades para la entrada de nuevas especies (Everham et al., 1996; Dietze and Clark, 2008).

Aunque se han abordado a profundidad la influencia particular de factores propias de cada selva sobre los daños y cambios estructurales originados por los huracanes (propiedades naturales y factores antropogénicos), pocos analizan la interacción de esos factores. Las interacciones múltiples de varios

factores deben ser objeto de análisis mediante estudios específicos, realizados en selvas que tienen manejo forestal por su carácter de áreas constantemente disturbadas en forma natural y por la actividad forestal. Pero bajo un enfoque de análisis integral de su comportamiento en el tiempo a partir del impacto de un huracán, analizando las magnitudes de daños, los cambios en la estructura y diversidad de especies y la dinámica de regeneración posthuracán. De ahí el interés por realizar el presente estudio de caso considerando este enfoque, en el ejido de Noh-Bec Quintana Roo, afectado en el año 2007 por el huracán Deán en categoría V de la escala Saffir-Simpson (NOAA, 2013).

1.2 ANTECEDENTES

Actualmente las selvas tropicales han sido reconocidas como ecosistemas de gran importancia para la humanidad, por su gran diversidad biológica, productos y servicios que proveen (alimentos, productos maderables, productos no maderables, protección de suelos, captura de carbono, producción de oxígeno) (Arrollo-Rodríguez y Madujano, 2006). Se distribuyen en las proximidades del Ecuador, Sudamérica, África, Islas del Sudeste de Asia y Malasia, alcanzando el Sureste de México, Centroamérica, Madagascar, Indochina y el Noreste de Australia. Presentan caracteres similares de diversidad, pero son variables en su estructura y composición, resultado de las adaptaciones propias de cada región biogeográfica (Challenger y Soberón, 2008). De Gouvenain y Silander Jr. (2003), mencionan, que las copas de los árboles de las selvas de Malasia pueden alcanzar hasta 50 m de altura, o 60 m en Borneo; pero sus doseles rara vez alcanzan los 40 m en África ecuatorial, el Norte de América del Sur, América Central o en la Península de Yucatán, que están ubicadas en zonas ciclónicas.

El 50 % de las superficies de selvas tropicales convergen a su vez en regiones ciclónicas adyacentes a la zona ecuatorial (Whitmore, 1998). En estas regiones se originan los fenómenos meteorológicos de mayor magnitud y capacidad de destructiva, que causan grandes disturbios y tienen una influencia enorme en la dinámica de estas selvas (Lugo, 2008). Una de las regiones con mayor actividad ciclónica es el Caribe, que aglutina a las Islas del Caribe, parte de Centroamérica y la Península de Yucatán, sus selvas tropicales reciben anualmente el embate

de numerosos huracanes que se forman en la región y en las costas de África (Jean y McDowell, 1991). En la Península de Yucatán (PY), particularmente en la subregión de Quintana Roo, las selvas constituyen la cortina rompevientos que ha recibido los embates de numerosos huracanes en el tiempo. Forma una franja de mucha vulnerabilidad y riesgo, debido a la probabilidad de afectación que se presenta en toda la temporada de huracanes de todos los años (Salazar-Vallejo, 2002).

El contacto frecuente que se ha dado desde hace miles de años, han desarrollado una fuerte influencia de los huracanes sobre la dinámica, composición, arquitectura y estructura de selvas en la región (Whigham, et al., 1991). La importancia de estos disturbios en el mantenimiento de las comunidades y poblaciones de los bosques tropicales ha sido reconocida en la literatura ecológica desde el siglo pasado (Miller 1982; Sousa 1984).

Las interacciones huracán-selva comienza con los efectos combinados de los vientos huracanados, las inundaciones y demás impactos colaterales, para transformar en pocas horas la estructura y composición de la selva (Kanowski et al., 2008; Lugo, 2008). Los reportes indican daños catastróficos sobre el soporte estructural y la diversidad de estos ecosistemas (árboles), posiblemente irreversibles (Curran et al., 2008). Algunos indican mayor magnitud de daños en las selvas que tienen manejo forestal, posiblemente por una acción combinada de varios factores (endógenos o exógenos) con los disturbios de la actividad forestal (Ferrando, 1998, Ferrando et al., 2001).

Pero cuando se analiza con mayor objetividad, surge a la luz una selva que no fue impactada de manera uniforme, formado de un mosaico de parches o claros, daños diferenciados en las comunidades arbóreas y transformaciones en la distribución de recursos (Vandermeer et al., 1996). Los ecólogos y dasonomos califican estos claros como nichos ecológicos heterogéneos, ricos en recursos para el crecimiento y desarrollo de nuevos individuos, que se suman a los que no fueron dañados (Vandermeer et al., 2001; Vandermeer y Granzon, 2004). Estos parches resultan cada vez más interesantes desde la perspectiva del papel que desempeñan en la regeneración y en sus implicaciones para la generación

de una alta diversidad, contrario al supuesto, que estos disturbios disminuyen la diversidad (Denslow, 1980; Zimmerman *et al.*, 1994; Burslem *et al.*, 2000).

Después del daño catastrófico, la reconstrucción natural se caracteriza por el crecimiento de especies propias de la selva afectada (Popma y Bongers, 1991; Yih *et al.*, 1991; Basnet, 1993). Los ritmos del proceso de regeneración y reorganización son más rápidos y dinámicos en este tipo de selvas, debido al desarrollo de múltiples vías de “regeneración directa”, que ocurren en forma de rebrotación epicórmica, y el crecimiento de la regeneración inicial y de avanzada (Vandermeer, *et al.*, 1990). El desarrollo de múltiples vías de regeneración, contribuyen en forma determinante a la reorganización y regeneración de las selvas afectadas a mediano y largo plazo, siempre y cuando no se presenten disturbios adicionales de gran magnitud.

En los países del Caribe y Centroamérica se han desarrollado investigaciones para conocer las consecuencias de estos fenómenos meteorológicos sobre las selvas (Everham y Brokaw, 1996; De Gouvenain y Silander, 2003; Tanner y Bellingham, 2006; Stanturf *et al.*, 2007). Varios han caracterizado los tipos y niveles de perturbaciones que generan los huracanes (Horvitz *et al.*, 2005) y han medido sus efectos visibles e invisibles, como los daños temporales y permanentes sobre la vegetación (Lugo, 2008). Otros estudios han evaluado la resistencia de las especies ante los vientos huracanados y la dinámica de recuperación (Pascarella y Horvitz, 1998; Vandermeer *et al.*, 2004), así como el análisis de la regeneración post-impacto, en función a la magnitud del disturbio, la lluvia de semillas y la capacidad de rebrotes (Vandermeer *et al.*, 1996; Zimmerman *et al.*, 1999).

Así se ha generado información relacionada con la formación de claros, daños y respuesta de la vegetación (Lugo, 2008). En cuanto a estudios específicos sobre recuperación de selvas impactadas, se han realizado en los últimos 20 años en el Caribe por ecólogos como Burslem *et al.* (2000), Boucher *et al.* (2001), Vandermeer *et al.* (2001), Pascarella *et al.* (2004), Uriarte *et al.* (2004), Bellingham *et al.* (2005), Ostertag *et al.* (2005), Imbert y Portecop (2008). En Quintana Roo, destacan los estudios realizados por Whigham (1991), Sánchez

e Islebe. (1999), Sánchez et al. (2006); Islebe et al. (2009), Dickinson et al. (2001), Bonilla-Moheno (2010), Navarro-Martínez et al. (2012) y Pat et al. (2018 en prensa). Estos estudios han revelado importante información para el entendimiento de los patrones generales de respuestas de las selvas perturbadas, que por lo general se han comportado como sistemas resilientes.

Pero es preciso considerar que cada tipo de selva posee atributos biológicos particulares derivados de su composición de especies y de su historial de disturbios antropogénicos (Ostertag et al., 2005; Chazdon and Uriarte, 2016). El entendimiento de los procesos de regeneración que en ellos se desarrollan son dependientes de la escala espacio-temporal sobre la cual son observados, “los patrones aparentes en una escala pueden colapsar cuando se ven desde otras escalas” (Chave, 2013). Por ello, las selvas que tienen manejo forestal afectadas por huracanes requieren estudios muy específicos, de mediano y largo plazo, como el que se ha realizado en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo.

1.3. JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO

Si se analiza desde un enfoque ecológico, la regeneración de las selvas afectadas por huracanes que tienen funciones de conservación y producción de servicios ecosistémicos constituye la base para la renovación y la continuidad de la diversidad biológica coexistente; pero también es la base para la continuación del modelo de manejo sustentable de los diversos productos y servicios que de ella emanan (Chazdon y Uriarte, 2016). Este proceso ocurre en múltiples fases después de las perturbaciones y formación de claros (regeneración directa, exclusión, supresión y reclutamiento) (Norden, 2014). Tener una comprensión sobre las circunstancias que determinan el éxito de la regeneración arbórea en los ecosistemas afectados, es un factor crítico para inferir los mecanismos que contribuyen a la continuidad de la selva y el mantenimiento de la diversidad (Hubbell et al., 1999).

Los servicios ecosistémicos son el vínculo entre este tipo de selvas, sus componentes y procesos, y los beneficios que las comunidades locales obtienen de estos ecosistemas. La prestación de estos servicios puede poner en riesgo el

funcionamiento de los diversos procesos que mantienen la capacidad de recuperación que han demostrado estos ecosistemas en el tiempo (Groot et al., 2010). Lo cual causa preocupaciones mayores, ante las evidencias observadas recientemente de interacciones entre las perturbaciones de los huracanes y los disturbios de la actividad forestal (Navarro et al., 2012; Pat et al., 2018). Realizar el seguimiento en el tiempo de los mecanismos y estrategias de regeneración que se desarrollan en este tipo de selvas afectadas, es fundamental para determinar la capacidad de recuperación que ha sido “puesta en duda”.

El fragmento de selvas bajo manejo forestal de Quintana Roo, también desempeña funciones de corredor biológico que conecta importantes áreas naturales protegidas del Norte (Ría Lagartos, Yum Balam, Otoch Ma'Ax Yetel Koo), con las del Centro y Sur de la Península de Yucatán (Uaymil, Bala'an Ka'ax, Sian Ka'an, El Manatí y Calakmul) (SEMARNAT/CONANP, 2009). Sus funciones son vitales para la conservación de la biodiversidad y flujo de materiales genéticos entre los diversos ecosistemas, por lo tanto, su estudio como ecosistema, provendrá de la información requerida para implementar estrategias de manejo y conservación, o en su caso mejorar las existentes.

Desde una perspectiva académico-científica, la comunidad científica ha abordado esta problemática en la relación huracanes-selvas generando información para un marco conceptual que permite entender en parte la dinámica de las selvas impactadas (Dittus, 1985; Vandermeer et al., 1996; Pascarella y Horvitz, 1998; Zimmerman et al., 1999; Vandermeer et al., 2004; Horvitz, et al., 2005; Lugo, 2008); importantes aportaciones han sido realizados en Quintana Roo (Whigham et al., 1991, 2003; Sánchez e Islebe, 1999; Vester et al., 2000; Navarro et al., 2012). Es preciso continuar estos estudios, desde diferentes perspectivas, de tal manera que cada vez el marco conceptual permita predecir el rumbo de este tipo de selvas y dar respuesta a las interrogantes sobre su capacidad de regeneración.

1.4. OBJETIVOS E HIPOTESIS DEL ESTUDIO

OBJETIVO GENERAL

Determinar los factores que tuvieron influencia sobre la magnitud de daños causados por el huracán "Dean" en la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo, los cambios en su estructura, diversidad estructural y la dinámica de regeneración que presentan sus especies en el periodo 1998-2014.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Diferenciar los niveles de influencia que ejercieron los factores de densidad, atributos de especies y los disturbios de los aprovechamientos sobre la magnitud de daños originados por el huracán "Dean" en la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo.

- Analizar los cambios que ocasionó el huracán "Dean" en la estructura, importancia de las especies y diversidad estructural de la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo.

- Caracterizar la dinámica de regeneración que presentan las principales especies y gremios de la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo a partir del impacto del huracán "Dean".

HIPÓTESIS GENERAL

Las magnitudes de daño que ocasionó el huracán “Dean” sobre la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo, fue resultado de una influencia múltiple de factores biológico-antropogénicos; daños que causaron una disminución de los valores dasométricos estructurales y cambios en la diversidad de especies, para posteriormente manifestar diversos procesos de regeneración directa que favorecen principalmente a las especies tolerantes a la luz.

HIPÓTESIS PARTICULARES

- Los factores de densidad (composición e individuos por ha), los atributos de especies (diámetros, alturas, densidad de maderas) y los disturbios de los aprovechamientos (año de los aprovechamientos en las áreas de corta), tuvieron influencia sobre las magnitudes de daño causados por el huracán en Noh-Bec Quintana Roo.
- Primeramente, se registró una disminución radical de los valores dasométricos estructurales de la comunidad arbórea de Noh-Bec Quintana Roo, cambios en el orden de importancia de las especies y de la diversidad estructural, para posteriormente manifestar procesos de restauración a ritmos diferenciados.
- La regeneración que presentan las principales especies y gremios de la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo a partir del impacto del huracán “Dean”, se manifiesta en “múltiples vías de regeneración directa”, favoreciendo principalmente a las especies tolerantes a la luz.

1.5. REFERENCIAS CONSULTADAS

- Arrollo-Rodríguez, V. y S. Mandujano. (2006). The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* (2006) 15:4159–4179.
- Barton, B. D., L. Merino P. (2004). La experiencia de las comunidades forestales en México. Instituto Nacional de Ecología/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible AC. México DF. 268 p.
- Basnet, K. (1993). Recovery of a tropical rain forest after hurricane damage. *Vegetatio*, 109: 1-4.
- Bellingham, P.J., Tanner, E.V.J. & Healey, J.R. (2005). Hurricane disturbance accelerates invasion by the alien tree *Pittosporum undulatum* in Jamaican montane rain forests. *Journal of Vegetation Science*, 16, 675–684.
- Bovarnick A., F. Alpizar, C. Schnell (Eds.). (2010). La Importancia de la Biodiversidad y de los Ecosistemas para el Crecimiento Económico y la Equidad en América Latina y el Caribe: Una Valoración Económica de los Ecosistemas, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Madrid España.
- Boose, E. R., M. I. Serrano, and D. R. Foster. (2004). Landscape and regional impacts of hurricanes in Puerto Rico. *Ecol. Monogr.* 74: 335-352.
- Bonilla-Moheno, M. (2010). Damage and recovery of forest structure and composition after two subsequent hurricanes in the Yucatan Peninsula. *Caribbean Journal of Sciences*, 46 (2-3), 240-248
- Boucher, D. H., J. H. Vandermeer, I. G. de la Cerda, M. A. Mallona, I. Perfecto, and N. Zamora. (2001). Post-agriculture versus post-hurricane succession in southeastern Nicaraguan rain forest. *Plant Ecol.* 156(2):131-137.
- Bray, D. (2007). Un camino en el bosque: gestión forestal comunitaria en México. *Desarrollo de base*, 28 (1): 40-47
- Bray, D. Durán, E. Merino, L. Torres, J.M. y A. Velázquez. (2007a). Nuevas Evidencias: Los Bosques Comunitarios de México Protegen el Ambiente, Disminuyen la Pobreza y Promueven Paz Social. Informe de Investigaciones. UNAM-CIDE-CIIDIR y Universidad Internacional de Florida. Editado por Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C. 25 pp. México.
- Bray, D., L. Merino P., A. Pasquier M., D. Barry. (2007b). Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales. Instituto Nacional de Ecología. México DF. 443 p.
- Burslem, D. F. R. P., T. C. Whitmore & G. C. Brown. (2000). Short-Term Effects of Cyclone Impact and Long-Term Recovery of Tropical Rain Forest on Kolombangara, Solomon Islands. *Journal of Ecology*, 88: 1063-1078.
- Canham, C. D., J. Thompson, J. K. Zimmermann, and M. Uriarte. (2010). Variation in susceptibility to hurricane damage as a function of storm intensity in Puerto Rican tree species. *Biotropica* 42: 87-94.
- Challenger, A., y J. Soberón. (2008). Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 87-108.
- Chazdon, R.L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology. Evolution and Systematics*, 6(1):51-71.
- Chazdon, R. L. y M. Uriarte. (2016). Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, 48(6): 709–715.
- CI (Conservation International). (2013). Biodiversity Hotspots. Earths biologically richest places. Washington DC. www.conservation.org.
- Chave, J. (2013). The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years? *Ecology Letters*, 2013, 1-13.

- Curran, T.J., L.N. Gersbach, W. Edwards y A.K. Krockenberger. (2008). Wood density predicts plant damage and vegetative recovery rates caused by cyclone disturbance in tropical rainforest tree species of North Queensland, Australia. *Austral Ecology*, 33: 442–450.
- De Gouvenain R. C. & Silander JR. J. A. (2003). Do tropical storm regimes influence the structure of tropical lowland rain forests? *Biotropica*, 35:166–80.
- Díaz-Gallegos, J.R., J. François M., A. Velázquez M. (2008). Monitoreo de los patrones de deforestación en el corredor biológico mesoamericano. *Interciencia*, 33 (12): 882-890.
- Dietze, M. C., and J. S. Clark. (2008). Changing the gap dynamics paradigm: vegetative regeneration control on forest response to disturbance. *Ecological Monographs* 78:331–347.
- Dickinson, M. B., S. M. Hermann, and D. F. Whigham. (2001). Low rates of background canopy-gap disturbance in a seasonally dry forest in the Yucatan Peninsula with a history of fires and hurricanes. *J. Trop. Ecol.* 17:895-902.
- Dittus W.P. (1985). The influence of cyclones on the dry evergreen forest of Sri Lanka. *Biotrópica*, 17(1): 1-14.
- Elizondo, C., D. López M. (2009). Las áreas voluntarias de conservación en Quintana Roo. Corredor Biológico Mesoamericano México. Serie Acciones / Numero 6. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F.
- Ellis, E. A., J. A. Romero-Montero, I. U. Hernández Gomes. (2017a). Deforestation Processes in the State of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Cience*, 10: 1-12.
- Ellis, E. A. I.U. Hernández-Gomes, J.A. Romero-Montero. (2017b). Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* 26(1): 101-111.
- Everham, E.M., NVL Brokaw. (1996). Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review*, 62 (2):113-185.
- FAO. (2013). El Estado de los Bosques del Mundo (2012). Departamento de Montes. Estudio FAO, Roma, Italia.
- Ferrando, J. (1998). Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras y su relación con los principales disturbios que lo afectan. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Ferrando, J.J., B. Louman, B. Finegan, M. Guariguata. (2001). Pautas ecológicas para el manejo de bosques naturales afectados por huracanes en la costa Norte de Honduras. Comunicación Técnica. *Revista Forestal Centroamericana*, 34:28-34.
- Fredericksen T. S., F. E. Putz. (2003). Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation*, 12 (7): 1445-1453
- Guariguata, M.R. (1998). Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Serie Técnica/Informe Técnico CATIE. San José Costa Rica.
- Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7 (3), 260-272.
- Herbert D. A., Fownes J. H. & Vitousek P. M. (1999). Hurricane damage to a Hawaiian forest: nutrient supply rate affects resistance and resilience. *Ecology*. 80, 908–20.
- Horvitz C.C., S. Tuljapurkar, and J. B. Pascarella. (2005). Plant-animal interactions in random environments: habitat-stage elasticity, seed predators, and hurricanes. *Ecology*, 86(12): 3312-3322
- Hubbell, S.P., Foster, R.B., O'Brien, S.T., Harms, K.E., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S.J. & de Lao, S.L. (1999). Lightgap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283, 554-557.

- Ibarra-Manríquez G., J.L. Villaseñor, y R. Durán García. (1995). Riqueza de especies y endemismos del componente arbóreo de la Península de Yucatán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 57: 49-77.
- Imbert, D. and J. Portecop. (2008). Hurricane disturbance and forest resilience: Assessing structural vs. functional changes in a Caribbean dry forest. *For. Ecol. Manage.* 255:3493-3501.
- IPCC. (2013). Working Group I contribution to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis THIRTY-SIXTH SESSION OF THE IPCC Stockholm*, 26 September 2013.
- Islebe, G. A., N. Torrescano-Valle, M. Valdez-Hernández, M. TuzNovelo y H. Weissenberger. (2009). Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 11:1405-7247.
- Jean D.L., W.H. McDowell. (1991). Summary of ecosystem-level effects of Caribbean hurricanes. *Biotrópica*, 23 (4a):373-378.
- Kanowski J., C.P Katterall, S.G. McKenna y R. Jensen. (2008). Impacts of cyclone Larry on the vegetation structure of timber plantations, restoration plantings and rainforest on the Atherton Tableland, Australia. *Austral Ecology*, 33: 485–494.
- Konrad, H. (1996). Caribbean tropical storms. *Ecological Implications for pre-hispanic and contemporary Maya subsistence practices on the Yucatan Peninsula. Revista Mexicana del Caribe* I (1):98–130.
- Laurance, W.F. H. E.M. Nascimento, S.G. Laurance, A.C. Andrade, P.M. Fearnside, J.E. L. Ribeiro, R.L. Capretz. (2006). Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, 87 (2): 469-482.
- Lugo, A.E. (2008). Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology*, 33: 368–398.
- Norden, N. (2014). Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal Vol.* 17(2) 247 – 261.
- Miller, T.E. (1982). Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *Am. Nat.* 1 20:533-536.
- Navarro-Martínez. M. A., R. Duran-García., M. Méndez-Gonzales. (2012). El impacto del huracán “Deán” sobre la estructura y composición arbórea de un bosque manejado en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques* 18(1): 57-76.
- NOAA (National Hurricane Center). (2013). Hurricane History: Hurricane Season Tropical Cyclone Reports of Atlantic, Caribbean, and the Gulf of Mexico (1995-2013). Miami, EEUU. <http://www.nhc.noaa.gov/>
- OMM. 2012. Declaración de la OMM sobre el desarrollo del clima mundial en 2011. ONU. Ginebra Suiza.
- Ostertag, R., W. L. Silver, and A. E. Lugo. (2005). Factors affecting mortality and resistance to damage following hurricanes in a rehabilitated subtropical moist forest. *Biotropica* 37:16–24.
- Pascarella, J.B, C.C. Horvitz. (1998). Hurricane disturbance and the population dynamics of a tropical understory shrub: megamatrix elasticity analysis. *Ecology*, 79(2): 547-563.
- Pascarella, J. B., T. M. Aide, and J. K. Zimmerman. (2004). Short-term response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. *For. Ecol. Manage.* 199:379-393.
- Pat A., I. L. C. Cámara-Cabrales, S. Ward, P. Martínez-Zurimendi, J. L. Martínez-Sánchez, P. Negreros-Castillo, P. y N. Sorensen (2018). Efectos del huracán Dean en la dinámica estructural de selvas bajo manejo forestal en Quintana Roo, México, *Madera y Bosques* (en prensa).
- Pérez, G. M.J. (2013). Productores Forestales y la Superficie que cubren en el Estado de Campeche. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Estado de México, México.

- Pielke Jr., R.A., J. Rubiera, C. Landsea, M.L. Fernández y R. Klein. (2003). Hurricane Vulnerability in Latin America and The Caribbean: Normalized Damage and Loss Potentials. *Natural Hazards Review*: 101-114.
- Popma, J., and F. Bongers. (1991). Acclimation of seedlings of three Mexican tropical rain forest tree species to a change in light availability. *Journal of Tropical Ecology*. 7:85-97.
- Ríos-Cortés, A., J. Torres-Pérez, A. Gomes-Guerrero, A. Navarro-Martínez. (2012). Relación entre el manejo forestal y el bienestar económico en dos ejidos de Quintana Roo. *Revista Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18 (2): 251-259.
- Sánchez, S.O., G.A. Islebe. (1999). Hurricane Gilbert and structural change in a tropical forest of south-eastern Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 8:29-37.
- Sousa, W.P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1984. 15:352-39
- Snook, L.K., V.A. Santos J., M. Carreón M., C. Chan R., F.J. May E., P. Maas K., C. Hernández H., A. Nolasco M., C. Escobar R. (2003). Managing natural forests for sustainable harvests of mahogany (*Swietenia macrophylla*): experiences in Mexico's community forests. *Unasylva*, 54 (214-215): 58-73.
- Stanturf J. A., Goodrick S. L. & Outcalt K.W. (2007). Disturbance and coastal forests: a strategic approach to forest management in hurricane impact zones. *For. Ecol. Manage*, 250, 119–35.
- Tanner E. V. J. & Bellingham P. J. (2006). Less diverse forest is more resistant to hurricane disturbance: evidence from montane rain forests in Jamaica. *J. Ecol.* 94, 1003–10.
- Trenberth, K. (2005). Uncertainty in Hurricanes and Global Warming. *Science*, 308: (5729): 1753-1754.
- UNFPA. (2013). The state of world population report. Annual report. Organización de las Naciones Unidas. Nueva York, EEUU.
- Uriarte, M., L. W. Rivera, J. K. Zimmerman, T. M. Aïdé, A. G. Power and A. S. Flecker. (2004). *Plant Ecology* 174: 49–58
- Vandermeer, J. N. Zamora, K. Yih, D. Boucher. (1990). Regeneración inicial en una selva tropical en la costa caribeña de Nicaragua después del huracán Juana. *Rev. Biol. Trop.*, 38(2B):347-359.
- Vandermeer, J.H., Boucher, D., Perfecto, I. & Granzow de la Cerda, I. (1996). A theory of disturbance and species diversity: evidence from Nicaragua after Hurricane Joan. *Biotrópica*, 28, 600-613.
- Vandermeer J., Boucher D. H., Granzow de la Cerda I. & Perfecto I. (2001). Growth and development of the thinning canopy in a post-hurricane tropical rain forest in Nicaragua. *For. Ecol. Manage*, 148, 221–42.
- Vandermeer, J.H. & Granzow de la Cerda, I. (2004). Height dynamics of the thinning canopy of a tropical rain forest: 14 years of succession in a post-hurricane forest in Nicaragua. *Forest Ecology and Management*, 199 (1): 125-135.
- Vester, H.F.M., M.A. Navarro M. (2007). Árboles maderables de Quintana Roo. Fichas ecológicas. ECOSUR/COQCYT/CONABIO. Chetumal Quintana Roo, México, 139 p.
- Vester, H.F.M., N. Armijo, G. Garcia, I. Olmsted, A. Pereira, V Sorani. (2000). Influencias de huracanes en el paisaje de Yucatán: Consideraciones para el diseño de corredores biológicos y su monitoreo. Informe de Trabajo. Banco Mundial/El Colegio de la Frontera Sur. Chetumal, Quintana Roo, México.
- Walker, L. R., N. I. V. Brokaw, D. J. Lodge, and R. B. Waide. (1991). Special Issue: Ecosystem, plant and animal responses to hurricanes in the Caribbean. *Biotropica* 23(4):521 p.
- Werger, M. J.A. (2011). Sustainable Management of Tropical Rainforests. The CELOS Management System Tropenbos Series 25. International, Paramaribo, Suriname. x + 282 pp.

- Whigham, D.F., Olmsted, I., Cabrera Cano, E. & Harmon, M.E. (1991). The Impact of Hurricane Gilbert on Trees, Litterfall, and Woody Debris in a Dry Tropical Forest in the Northeastern Yucatán Peninsula. *Biotrópica*, 23(4a): 434-441.
- Whigham, D.F., I. Olmsted, E. Cabrera Cano and A.B. Curtis. (2003). Impacts of hurricanes on the forests of Quintana Roo, Yucatan Peninsula, México. pp.193-213. In: A. Gomez-Pompa, M.E. Allen, S.L. Fedick and J.J. Jimenez-Osornio (eds) *Lowland Maya Area: Three Millennia at the Human-Wildland Interface*. Food Products Press, Binghamton, NY.
- Whitmore T. C. (1998). *An Introduction to Tropical Rain Forests*, 2nd edn. Oxford: Oxford University Press.
- Yih, K., D.H. Boucher, J.H. Vandermeer, N. Zamora. (1991). Recovery of the rain forest of southeastern Nicaragua after destruction by Hurricane Joan. *Biotropica*, 23 (2):106-113.
- Zimmerman J.K., M.R. Willing, L.R. Walker, W.L. Silver. (1999). Introduction: Disturbance and Caribbean ecosystems. *Biotrópica*, 28 (4a):414-423.
- Zimmerman J.K., E. M. Everham, R.B. Waide, D.J. Lodge, C.M. Taylor & N.V.L. Brokaw. (1994). Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *Journal Ecology*, 82: 911-922.

CAPITULO II

LAS SELVAS BAJO MANEJO FORESTAL DEL CARIBE MEXICANO Y LOS FRECUENTES IMPACTOS DE HURACANES

The Caribbean's forest under forest management and the frequent hurricane impacts

Ismael Pat-Aké^{1,2}, Luisa del Carmen Cámara-Cabral^{1*}, José Luis Martínez-Sánchez¹, Pablo Martínez-Zurimendi³,
⁴Odilon Sánchez-Sánchez, Iván Oros-Ortega², Fernando Casanova-Lugo², Luis Alberto Lara-Pérez².

¹UJAT, División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Km. 0.5 Carretera Villahermosa-Cárdenas, Villahermosa Tabasco, México.

²ITZM, Programa de Maestría en Ciencias en Agroecosistemas Sostenibles. Km. 21.5, Carretera Chetumal-Escárcega, Juan Sarabia Quintana Roo, México.

³El Colegio de la Frontera Sur, Agricultura Sociedad y Medio Ambiente, Unidad Villahermosa Tabasco, México.

⁴Centro de Investigaciones Tropicales. Universidad Veracruzana. Jalapa, Veracruz México.

*Autor de correspondencia: lcamara27@hotmail.com
Ecosistemas y Recursos Agropecuarios: sometida

RESUMEN. El Estado de Quintana Roo que forma parte del Caribe, es una subregión de la Península de Yucatán que todavía preserva importantes superficies de selvas tropicales. Los cuales desempeñan funciones ecológicas y productivas determinantes para la conservación a nivel de la Selva Tropical Maya Mesoamericana. Estos ecosistemas constituyen la cortina verde que ha recibido el impacto de la mayoría de los huracanes del Caribe desde tiempos inmemoriales, en una interrelación ecológica que ha beneficiado la dinámica natural de estas selvas. Durante los últimos años se ha incrementado la magnitud y frecuencia de estos meteoros en la región y los pronósticos indican que esta tendencia se mantendrá para los próximos años, posibilitando la pérdida de la función ecológica benéfica de los huracanes. Esta problemática es analizada a lo largo de este artículo, a partir de una revisión de estudios que reportan hechos y evidencias que permiten vislumbrar las perspectivas de las selvas, sobre todo los que cuentan con manejo forestal.

Palabras clave: Perturbaciones, impactos, manejo policíclico, resiliencia, asociación.

Abstract. The Quintana Roo state that forms part of the Caribbean is a sub region of the Yucatan peninsula that still preserves important rain forest's surfaces. Those play determinant ecologic and productive functions for the conservation on a Mesoamerican Mayan Rain Forest level. These ecosystems are the green curtain that receives the most hurricane impact in the Caribbean since immemorial times, in an ecologic interrelation that benefits the natural dynamics of these rain forests. During the last years the magnitude and frequency of this meteors in the region has been heighten and the prognostics indicate that this tendency will prevail for the next years, making possible the lost of the benefit ecologic function of the hurricanes. This problematic is analysed among this article, beginning from a study revision that reports facts and evidence that allows visualize the rain forest perspective, above all the ones that counts with forest management.

Key words: Keywords: Perturbations, impacts, polycyclic handle, resilience, association.

INTRODUCCIÓN

El Caribe, las Antillas y Centroamérica, constituyen una región, que aglutina a un grupo de países costeros e isleños, conformado de selvas tropicales megadiversas, de sierras y serranías, llanuras y sabanas, humedales, ciénagas y ríos (Pielke Jr. *et al.* 2003). Una región que concentra 98 millones de hectáreas (ha), 10 % del total de selvas en el mundo, el 30 % de la riqueza mundial de especies de flora y fauna, y el siete % de la población humana mundial (Bovarnick *et al.* 2010; FAO 2014; UNFPA 2014). Conservation International (2013), lo considera como la cuarta y quinta “Hotspots”, de biodiversidad del mundo.

En la fracción oeste limítrofe del Caribe, se encuentra la Península de Yucatán (PY), que incluye los Estados Mexicanos de Yucatán, Campeche y Quintana Roo, los tres departamentos del norte de Belice (Belice, Corozal y Orange Walk) y el departamento del Petén Guatemala. Considerada como provincia biótica-florística-biogeográfica por Barrera (1962) y Rzedowski (1978). Esta se diferencia de otras provincias Mexicanas, por su similitud y relaciones biogeográficas con la región Caribeña y Centroamericana (Ibarra-Manríquez *et al.* 1995). Sus selvas forman parte de los últimos relictos de grandes extensiones de selvas tropicales que sobreviven en México, y ascienden a 10.6 millones de ha (Díaz-Gallegos *et al.* 2008).

Importantes superficies de estos ecosistemas forman parte de programas y proyectos de conservación que trascienden las fronteras de México, como el Corredor Biológico Mesoamericano y las selvas bajo manejo forestal (Elizondo y López 2009). Los ecosistemas selváticos bajo manejo forestal, se han constituido en las últimas tres décadas en una de las modalidades de conservación más importantes de selvas tropicales después de las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) (Barton y Merino 2004). La superficie que tiene manejo forestal en el fragmento mexicano de la PY, asciende a 1.9 millones de ha (Campeche y Quintana Roo) (Bray *et al.* 2007).

Sin embargo, las costas de Quintana Roo (Caribe Mexicano), desde tiempos inmemoriales son el punto de entrada a la Península de la mayoría de los huracanes del Caribe (Salazar-Vallejo 2002; Whigham 2003). Entre los años 1851 y 2014, más de 1 325 ciclones (tormentas y huracanes) azotaron la subregión (Konrad 1996; NOAA 2014) (Figura 1). La historia de los desastres ocasionados por estos meteoros sobre las localidades y las selvas, constituyen parte de la cultura regional Caribeña (Escobar 1981). La frecuencia, magnitud y enormes catástrofes que han

ocasionado los últimos meteoros en la región, causa preocupación, que se acrecienta ante los últimos pronósticos de “agudización del problema” (Trenberth 2005; OMM 2012; IPCC 2014). Por lo que en las siguientes secciones se analiza el papel que han desempeñado, particularmente sobre las selvas bajo manejo forestal y sus perspectivas a futuro.

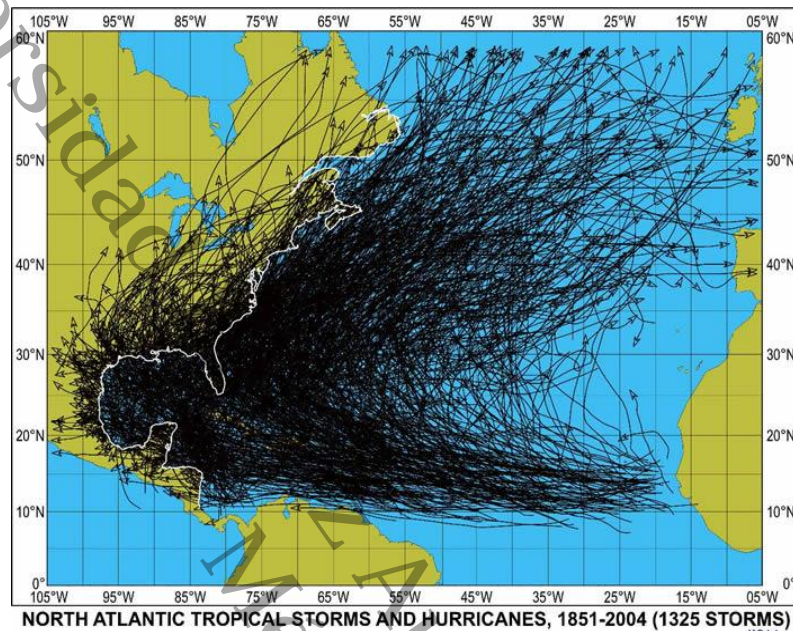


Figura 1. Trayectoria de los ciclones del Atlántico Norte en el periodo 1851-2004. Tomado del Centro Nacional de Huracanes de Miami (NOAA) (2014).

CONSERVACIÓN Y MANEJO FORESTAL EN EL CARIBE MEXICANO

El Estado de Quintana Roo, es la subregión de la PY que conserva la mayor superficie de selvas, a pesar de sus altos índices de deterioro y deforestación (SEMARNAT-CONAFOR 2010). Preserva 3.5 millones ha; de los cuales 1.6 se encuentran protegidas bajo alguna modalidad de ANPs (SEMARNAT/CONANP 2009); 750 000 se conservan bajo la modalidad de “silvicultura comunitaria” (Barton y Merino 2004); y 1.1 millones de ha no cuentan con protección formal (Chapela 2009) (Figura 2). Las selvas bajo manejo forestal, cumplen funciones de conservación y producción de bajo impacto; constituyen el corredor biológico que comunica a las ANP's del Norte (*Ría Lagartos, Yum Balam, Otoch Ma'Ax Yetel Kooh*), con las del Centro y Sur de la Península de Yucatán (*Uaymil, Bala'an Ka'ax, Sian Ka'an, El Manatí y Calakmul*) (Dirzo y Gutiérrez 2006).

La silvicultura comunitaria, es una modalidad que integra a los habitantes de este tipo de selvas hacia un modelo de manejo ecológico productivo-conservacionista de sus recursos naturales (Bray

et al. 2007a). Su cobertura geográfica abarca 167 ejidos y pequeñas propiedades, ubicados principalmente en la zona centro y sur de Quintana Roo (Bray et al. 2007) (Figura 2). Esta franja de selva produce actualmente varios servicios y productos (maderables, no maderables, ecoturismo, captura de carbono, medicinales, alimenticios, REDD+, etc.), que son comercializados en los mercados nacionales e internacionales. Con los ingresos, se mantiene la economía de un promedio de 70,000 personas, que corresponden a familias que viven y dependen del manejo de la selva (10 % de la población total de Quintana Roo) (Chapela 2009; Ríos-Cortes et al. 2012).

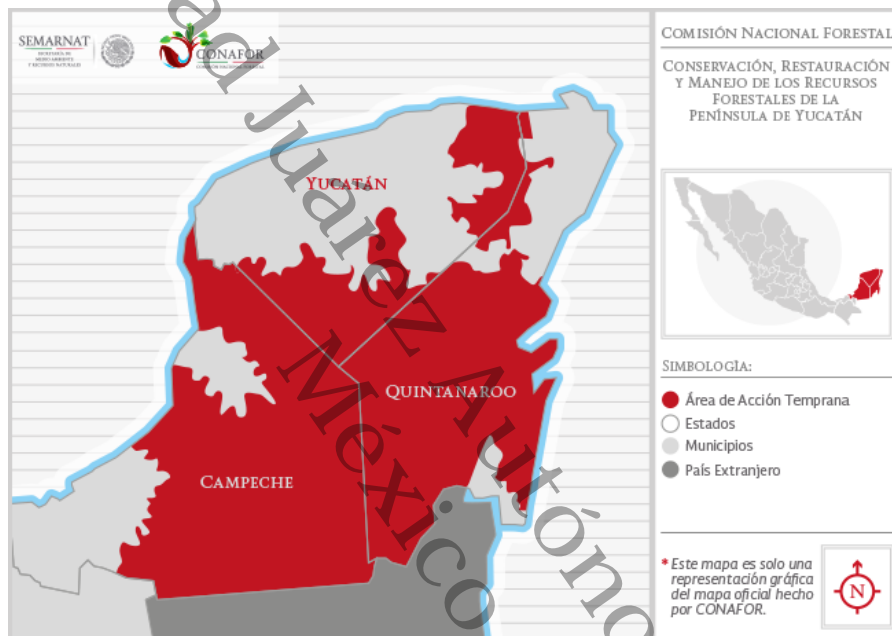


Figura 2. Área de Selvas de la Península de Yucatán, que la Comisión Nacional Forestal considera para Conservación, Restauración y Manejo. En la parte correspondiente a Quintana Roo se ubican la mayoría superficie que actualmente tiene manejo forestal. Imagen tomada de la SEMARNAT-CONAFOR, 2015.

El proceso de gestión de la selva se realiza a partir de un sistema silvícola de bajo impacto denominado, “manejo policíclico”, derivado del sistema celos de Surinam que se aplica en selvas tropicales desde la década de 1980 del siglo pasado, y consiste en ordenar el área forestal de cada ejido en 25 áreas de tamaño variable (400 a 700 ha), para realizar cortas selectivas de especies maderables comerciales, en tres ciclos de 25 años (Jonkers & Hendrison 2011). Entre estas especies destacan *Swietenia macrophylla* King. (Caoba), *Cedrela odorata* (L) (cedro), *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch. (1854) (sac-chacá), *Platymiscium yucatanum* Standl (granadillo), *Pseudobombax ellipticum* (Kunth) Dugand (amapola), *Simarouba glauca* DC (negrito), *Cordia dodecandra* DC (ciricote) *Swartzia cubensis* (Britton & Wilson) Standl. var. *Cubensis*

(katalox), *Lysiloma latisiliquum* (L.) Benth (tzalam), *Metopium brownei* (Jacq.) Urb. (chechem), *Simira salvadorensis* (Standl) Steyerl (chacte-kok), *Manilkara zapota* (L.) van Royen (chicozapote) y *Calophyllum brasiliense* Cambess. (barí) (Snook *et al.* 2003; Vester y Navarro 2007).

Los avances obtenidos durante los últimos 35 años, son importantes desde el enfoque del manejo sostenible de selvas; contribuyen a la protección y conservación a nivel de ecosistemas (Dirzo y Gutiérrez 2006). Rainforest Alliance, organismo certificador del manejo forestal sostenible a nivel internacional, ha evaluado y certificado a varios ejidos del caribe mexicano, como Noh-Bec, Petcacab, Tres Garantías, Naranjal Poniente, Caobas, X-Hazil, Laguna Kaná y la Sociedad de Productores Forestales Ejidales de Quintana Roo que aglutina a 10 ejidos forestales (Martínez y Colín 2012).

No obstante, los incipientes avances, el sistema silvícola, ocasiona perturbaciones constantes que paulatinamente se convierten en un riesgo para la dinámica natural de las selvas (Fredericksen y Putz 2003; Laurance *et al.* 2006). Los reportes indican que las diferentes actividades del manejo forestal (inventarios, caminos forestales, corta de árboles, carriles de arrime, brechas de acceso, bacardillas, tratamientos silvícolas, etc.) provocan perturbaciones sobre un 30 % de las superficies utilizadas, daños sobre un 30 % de la vegetación remanente y menos del 50 % de regeneración de las especies maderables comerciales (Guariguata 1998; Chazdon 2003).

Estas limitaciones del sistema silvícola, ha sido analizada recientemente a profundidad por un grupo de científicos forestales de las selvas del Sureste de México, encabezados por Negreros-Castillo (2014). Su propuesta consiste en reorientar el sistema silvícola, hacia un modelo de optimización de aprovechamientos y manejo de claros de mayor dimensión en cada uno de los rodales. Lo cual, puede favorecer la regeneración de *Swietenia macrophylla* K., y otras especies de interés forestal.

ROL ECOLÓGICO DE LOS HURACANES SOBRE LAS SELVAS DEL CARIBE MEXICANO

Las selvas de Quintana Roo, constituyen la cortina rompevientos de la PY que ha recibido los embates más intensos de numerosos huracanes en el tiempo. Forma una franja de mucha vulnerabilidad y riesgo, debido a la probabilidad de afectación que se presenta en toda la temporada de huracanes de todos los años (Salazar-Vallejo 2002). Konrad (1996), menciona que

entre 1851 y 1994, la región fue impactada por un huracán cada 2.5 años. La frecuencia se incrementó a 1.8 años entre 1995 a 2005, y a 1.6 años en el último periodo 2005-2015. Los huracanes que más perturbaciones han ocasionado sobre las selvas de Quintana Roo, durante los últimos 57 años fueron, "Janet" (1955), "Gilberto" (1988) y "Deán" (2007). La superficie que afectaron suma un total de 3.9 millones de ha (Mha). Otros de menor categoría, fueron "Carmen" (1974) "Emily" y "Wilma" (2005), que causaron perturbaciones sobre 1.7 millones de ha de selvas de la zona norte y sur de Quintana Roo (Wighan et al. 2003). La frecuencia y zonas de impactos puede observarse en: (tabla 1).

Tabla 1. Huracanes más devastadores que Impactaron Quintana Roo durante el periodo 1955-2014

Año	Nombre	Cat. SS	Zona de impacto en Quintana Roo (entre)	Afectación Selvas (Mha)	Fecha
2012	Ernesto	1	Sur: Bacalar-F. Carrillo Puerto	0.020	8 ago
2009	Ida	1	Norte: Cancún-Cozumel	0.015	8 nov
2007	Deán	5	Sur: X-Hazil-Nicolás Bravo	1.400	21 Ago
2005	Emily	4	Norte: Tulum-Cancún	0.300	16 Jul
2005	Wilma	4	Norte: Playa del Carmen-Cancún	0.865	21 Oct
2002	Isidore	3	Norte: Holbox-Telchac P. Yuc.	0.015	22 Sep
1996	Dolly	1	Centro: F. Carrillo Puerto-Tulum	0.010	20 Ago
1995	Roxane	3	Norte: Tulum-Cancún	0.600	10 Oct
1988	Gilberto	5	Norte: P. Morelos-Holbox	1.300	14 Sep
1974	Carmen	4	Sur: P. Herrero-Tres Garantías	0.700	2 Sep
1955	Janet*	5	Sur: Limones-Nicolás Bravo	1.200	28 Sep

Nomenclatura: Cat. SS = categoría en la escala Saffir-Simpson (1969). Fuentes: CNA (2013); NOAA (2013); CONAFOR (2013).

Análisis realizados por los equipos de Bosse (1994) y Vester (2000), reportan que los huracanes del Caribe desarrollan amplias bandas de lluvia y tormenta que cubren longitudes frontales entre 250 y 500 km, con bandas interiores muy destructivas de un promedio mínimo de 100 km en dirección este-oeste. Considerando este rango geográfico mínimo de 100 km de superficie afectada por cada huracán, se asume que prácticamente toda la superficie del caribe mexicano ha sufrido algún impacto en los últimos 57 años, generando disturbios de diferentes magnitudes sobre la estructura y composición de selvas. Los reportes iniciales sobre la mayoría de los impactos proyectan destrucción y daños catastróficos sobre estos ecosistemas, algunos lo califican de irreversibles, pero en otros casos no son objeto de consideración, dado que la atención mayor se concentra en las afectaciones sobre las ciudades y poblaciones humanas (Brokaw y Walker 1991). Esto conduce a la pregunta obligada ¿Qué papel desempeñan estos meteoros sobre la dinámica natural de las selvas?

Los procesos y mecanismos inherentes a la relación de los huracanes con las selvas tropicales, han sido abordados con mayor énfasis durante los últimos 20 años, por investigadores de todas

las regiones ciclónicas del mundo (Everham y Brokaw 1996; De Gouvenain y Silander 2003; Herbert *et al.* 1999; Lin *et al.* 2003; Tanner y Bellingham 2006; Stanturf *et al.* 2007). Una tesis prevaleciente sostiene que los huracanes tropicales generan disturbios significativos, que desempeñan el rol de mantenimiento en todas las selvas tropicales que no son ecuatoriales. Lo cual ocurre en todos los grandes océanos tropicales de la tierra y zonas adyacentes como Quintana Roo (excepto el Atlántico Sur) (McGregor y Nieuwolt 1998; Grove *et al.* 2000).

En las regiones ubicadas en zonas ciclónicas como el caribe mexicano, el contacto frecuente que se ha dado desde hace miles de años han desarrollado una fuerte influencia de los huracanes sobre la dinámica, estructura, composición y arquitectura de selvas (Whigham *et al.* 1991). La velocidad de los vientos huracanados, las inundaciones y demás efectos colaterales, transforman la estructura y función de las selvas en cuestión de horas (Webb *et al.* 2014). Sin embargo no todo es dañino, el ecosistema como tal no se impacta de manera uniforme, el resultado es un mosaico de parches o claros, que los ecólogos y dasónomos han calificado como los espacios o nichos ecológicos que proveen las condiciones para el crecimiento y desarrollo de nuevos individuos, que se suman a los que no fueron dañados (Vandermeer *et al.* 2001; Vandermeer y Granzon 2004).

La importancia de los disturbios periódicos como fuerza que induce la restauración de las comunidades y poblaciones de los bosques tropicales ha sido reconocida por los ecólogos desde el siglo pasado (Miller 1982; Sousa 1984; Picket and White 1985). Los claros o parches que crean los huracanes son cada vez más interesantes, desde la perspectiva del papel que desempeñan en la regeneración, al originar una alta diversidad, contrario al supuesto, de que disminuyen la diversidad (Denslow 1980). Los procesos de regeneración y reorganización son más rápidos y dinámicos en este tipo de selvas, debido al desarrollo de múltiples vías de "regeneración directa" (Vandermeer *et al.* 1990; Gunderson 2000). Después del daño catastrófico, la regeneración se caracteriza por la rapidez en que la composición original de la selva afectada se recupera; que generalmente ocurre siguiendo las tres vías: rebrotación epicórmica, regeneración inicial, y regeneración de avanzada (Putz *et al.* 1983; Putz y Brokaw 1989).

El daño catastrófico originado por los vientos huracanados, determina características estructurales particulares de las selvas sujetas a constates afectaciones, que los diferencian de otras selvas tropicales (Metcalfe *et al.* 2008). Por ejemplo, de Gouvenain y Silander Jr. (2003), mencionan, que las alturas de los árboles de las selvas de Malasia pueden alcanzar hasta 50 m, o 60 m en Borneo;

pero rara vez alcanzan los 40 m en África ecuatorial, el Norte de América del Sur, América Central o en la Península de Yucatán, que están ubicadas en zonas ciclónicas.

Con relación a la función ecológica de los claros, estos constituyen hábitats específicos de una diversidad de especies arbóreas que requieren condiciones precisas para su regeneración, desarrollo y madurez. Gran parte de la flora vascular de la comunidad como bejucos, árboles y arbustos, hierbas, etc. requieren de claros para su regeneración (Whitmore 1989; Brokaw 1985). Las caídas, roturas e inclinaciones provocadas por los vientos abren el dosel y permiten a la luz penetrar bajo diferentes intensidades (Schnitzer *et al.* 2009). De esta manera se crean nichos de regeneración para las especies, en función a sus demandas de luz (tolerantes a la luz, intermedias o intolerantes que posibilitan y determinan la composición florística posthuracan) (Vandermeer *et al.* 1996; Vandermeer *et al.* 2001; Vandermeer y Granzow 2004). Quizás este es el mayor beneficio que producen los huracanes sobre las selvas bajo manejo forestal, ya que el 80 % de las especies maderables comerciales son tolerantes a la luz y el modelo de aprovechamiento selectivo no favorece la regeneración estas especies (Vester y Navarro 2007; Burslem *et al.* 2000; Navarro 2012).

FACTORES QUE AMENAZAN EL ROL ECOLÓGICO DE LOS HURACANES SOBRE LAS SELVAS

Algunas de las modalidades que mantienen la capacidad de “resiliencia” de los ecosistemas boscosos, se relaciona con su diversidad biológica y complejidad de sus tramas ecológicas (Gunderson 2000). De acuerdo con Thompson (2011), un estado “estable”, prevalece en los bosques que se mantienen constantes, dentro de los límites de la variación natural y pueden producir bienes y servicios. Los bosques siempre se recuperan de los episodios de perturbación frecuente, grave y prolongada, existen umbrales de recuperación para las poblaciones de las distintas especies y para los procesos que tienen lugar dentro de estos ecosistemas. El punto en el cual, estos ecosistemas pierden su capacidad de resiliencia se denomina “punto de inflexión” o “umbral ecológico”. Si la perturbación es demasiado intensa y frecuente, da origen a una cascada de efectos, que generan cambios que finalmente determinan el paso del bosque o selva a un estado nuevo “estado estable alternativo”, según Scheffer y Carpenter (2003); por ejemplo, los grandes incendios posthuracan, convierten la selva en áreas agropecuarias o vegetación secundaria. Una vez alcanzados los puntos de inflexión los cambios en los bosques son considerables y no lineales, y su naturaleza es irreversible (Folke *et al.* 2004).

En el caso de las selvas bajo manejo en Quintana Roo, de acuerdo a los reportes y análisis revisados para este artículo (Chiappy y Gama 2004; Díaz-Gallegos et al. 2008; Navarro-Martínez et al. 2012), hay una serie de riesgos que se pueden clasificar en tres grupos de factores, cuyos efectos pueden converger para contribuir a generar estados cercanos a los puntos de inflexión mencionados por Thompson (2011), y agilizar la pérdida del papel ecológico que han desempeñado estos meteoros sobre las selvas, estos son: a) la fragilidad natural de las selvas de la PY, b) la asociación de efectos de los huracanes con otras perturbaciones, y c) el avance de la deforestación en la región.

a) La fragilidad natural de las selvas de la Península de Yucatán (PY). En el primer caso, la PY, es considerado como una de las regiones más interesantes de Mesoamérica y el mundo entero por sus particulares condiciones frágiles, derivado de un conjunto condiciones geológicas, geográficas, meteorológicas y biológicas; extremas, para el desarrollo de las diferentes formas de vida (Colunga-García Marín y Zizumbo 2004). Bajo estas condiciones se han desarrollado selvas tropicales caracterizadas por su enorme fragilidad. Dentro de sus caracteres más sobresalientes destacan, su topografía semiondulada de reciente origen cárstico, ausencia de corrientes de agua superficiales en la parte norte (Yucatán) y abundancia de humedales en sus zonas centro y sur (Campeche y Quintana Roo), en los cuales se desarrollan actualmente selvas que contienen una moderada diversidad de flora y fauna, en un clima lluvioso tropical estacional extremoso de 500 a 1400 mm anuales. Lo más sorprendente de la PY es la heterogeneidad de su mosaico de suelos calizos, hidromórficos, delgados y pedregosos en su mayor parte (50 cm de profundidad media), que constituyen el soporte y los nutrientes para la diversidad de sus especies selváticas; (Chiappy y Gama 2004).

Con relación a los acuíferos, existe una diferenciación hidrogeológica e hidrogeoquímica de los mismos a nivel regional; mientras que en el acuífero miocénico prevalece la mezcla de agua de reciente infiltración con agua salada más antigua, con una amplia gama de dispersión; en el acuífero eocénico, domina el incremento de sales por disolución a lo largo de la trayectoria de flujo, enmascarado por un enriquecimiento repentino por los depósitos de evaporitas altamente solubles como el yeso. El acuífero miocénico muestra un incremento de sales hacia el norte y noroeste, representando la acción de la intrusión salina. La alta permeabilidad de las rocas del subsuelo de esta zona y la escasa profundidad del manto de agua, le asignan un índice de vulnerabilidad de alto a extremo para las diferentes formas de vida biológicas que la habitan (Durán *et al.* 2000).

Como consecuencia de estas geofformas, suelos e hidrología, el norte de la PY (Yucatán), y parte del centro (Quintana Roo y Campeche) presenta las condiciones más pobres para el desarrollo de vegetación; sus patrones de diversidad de especies de plantas son bajas, que consisten principalmente de elementos tropicales, cuya estructura y composición es dominada por especies de tipo espinoso. Los patrones de diversidad se transforman paulatinamente conforme se avanza del norte al sur (Quintana Roo), hasta Belice y el Petén donde se desarrollan las selvas altas y medianas subperennifolias. La presencia de taxones de especies endémicas pueden ser efecto de sus suelos mayormente calcáreos poco desarrollados y las condiciones secas paleoclimáticas durante el Pleistoceno (Rzedowsky 1991). Bajo estas condiciones un manejo silvícola inadecuado puede agilizar el acercamiento del estado de las selvas a los puntos de inflexión.

b) Asociación de efectos de huracanes con otras perturbaciones. En el segundo caso, los efectos visibles después de impacto de los huracanes son generalmente impresionantes, defoliación masiva, árboles (tirados, quebrados, decapitados e inclinados), grandes acumulaciones de desechos, paisajes marrones, fauna silvestre muerta y desconcertada. Una etapa que normalmente es bien documentada por los científicos. Sin embargo, como parte de la investigación se extienden las observaciones y análisis a largo plazo; es cuando se detectan otros efectos invisibles sobre las selvas; por ejemplo, se ha descubierto que las alteraciones de los huracanes se asocian con otros eventos magnificando el efecto de los vientos y la lluvia (Lugo 2008). Como sucedió en la zona norte de Quintana Roo (2005), con los huracanes Emiliy y Wilma en categoría IV (Escala Saffir-Simpson), que impactaron la misma zona con una diferencia de un mes y se estacionaron durante ocho días provocando inundaciones que en algunos casos duraron seis meses, provocando la mortalidad de vegetación (Navarro 2012).

Otro efecto no bien documentado, son las grandes sequias que causan mortalidad, migración de flora y fauna regional, y en algunos casos hasta extinciones masivas. Estas sequias aumentan los riesgos de grandes incendios después de los huracanes. Por ejemplo, los huracanes Gilberto (1988) y Deán (2007), dos de los huracanes más devastadores en Quintana Roo, de acuerdo a los reportes, tuvieron efectos menores sobre las poblaciones de fauna silvestre, no así los incendios que se desencadenaron posteriormente, que afectaron más de dos millones de ha de selvas (Lynch 1991; Ramírez-Barajas *et al.* 2012).

Además, los huracanes interactúan simultáneamente con la vegetación, sustrato geológico y topografía para desencadenar varios tipos adicionales de impactos tales como la caída de árboles,

deslizamientos de tierras, y formación de lagunas en los bosques. Es decir, existe un complejo abanico de fuerzas que generan una variedad de perturbaciones que maximizan los efectos de todos los componentes (Gray *et al.* 2007).

Angulo-Sandoval (2004), menciona que las perturbaciones catastróficas, aumentan la posibilidad de las invasiones de especies de flora y fauna, formación de plagas y enfermedades para los mismos sobrevivientes. En su reporte, describe el efecto colateral del incremento de los niveles de luz en el aumento de las plantas del sotobosque, que a su vez propicia el incremento de densidades poblacionales de insectos defoliadores que anulan la ventaja temporal de regeneración de las especies nativas del sotobosque; posibilitando la formación de grandes plagas.

Uno de los efectos del cambio climático sobre las selvas del Caribe, que recientemente ha sido observada en Belice, es el incremento del parasitismo en cascada, que se presenta entre los animales en hábitats perturbados por huracanes, resultado de la baja disponibilidad de alimentos. La escases de alimentos aumenta los niveles de estrés nutricional, los animales entran a estados de inmunodepresión. En su desesperación en la búsqueda de alimentos, consumen todo aquello que les permita sobrevivir, incrementado su susceptibilidad a los parásitos internos. Estos parásitos se transmiten en cascada entre los demás animales y plantas por muchas vías, con lo que aumentan los niveles de perturbación (Behie *et al.* 2013).

Los equipos de Ferrando (2001) y Navarro (2012), han reportado para Centroamérica y Quintana Roo, evidencias de mayores daños de los vientos huracanados sobre las áreas que cuentan con manejo silvícola. Consecuencia de la gran cantidad de claros de las diversas operaciones del manejo forestal, que facilitan la entrada y circulación de los vientos en la estructura vegetación. Lo que constituyen prototipos, de que, "la magnitud de las perturbaciones que generan los huracanes sobre las selvas bajo manejo tiene relación con la intensidad de las perturbaciones generadas por las diferentes actividades silvícolas".

c) Avance de la deforestación en la región. La deforestación es un problema ambiental de primordial importancia, que ha influido en forma determinante, la pérdida de la función ecológica de las selvas en varias regiones de México y el mundo (FAO 2014). Quintana Roo es una de las subregiones del Sureste de México que tiene mayor superficie de selvas protegidas y bajo manejo forestal en la actualidad (2.3 millones de ha), pero también presenta las mayores cifras de deforestación nacional por su crecimiento poblacional (40-50 mil ha anuales) (Chapela 2009).

Los desmontes que se dieron entre las décadas 1970 y 1980 del siglo pasado, en toda la entidad, como parte de los programas gubernamentales de colonización y fomento de la actividad ganadera, forman parte de los ejemplos de disminución radical de la cobertura original de selvas (Dirzo y Gutiérrez 2006). Los grandes incendios forestales que se desencadenaron en la zona norte del estado de Quintana Roo, que originaron los acaparadores de tierras en los municipios de Benito Juárez (Cancún) y Lázaro Cárdenas (Kantunilkín y Holbox), posterior al impacto de los huracanes Gilberto (1989), Emily y Wilma (2006) que condujeron a la pérdida de 1.5 millones de ha de selvas, es otro ejemplo representativo (Navarro 2012).

En un promedio de 50 años, la Península de Yucatán perdió más del 50 % de su cobertura original de selvas reportada por Miranda (1958). Esto puede observarse en las figuras 3 y 4, donde se contrasta la cobertura reportada por diversas instituciones a través de la UICN/Pronatura PY (2014) contra la imagen de Miranda (1958). Que presenta a la PY como un gran mosaico de parches de diversos usos de la tierra, resultado del cambio de uso del suelo de selvas a otros usos.

Los reportes de organismos como la CONABIO y la FAO (2012), destacan preocupación por el Sureste Mexicano (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo), el Peten en Guatemala y Belice, por sus elevadas tasas de deforestación de selvas que amenazan la biodiversidad del Corredor Biológico Mesoamericano (las áreas bajo manejo forestal en Quintana Roo forman parte del corredor). Entre los efectos de la deforestación están la extinción de especies y hábitats, fragmentación, la degradación de suelos, la modificación de los ciclos biogeoquímicos e hidrológico y el calentamiento atmosférico global, que se manifiesta con el incremento de la frecuencia y magnitud de eventos meteorológicos catastróficos, como los huracanes del caribe.

La fragmentación de las selvas tropicales es considerada como una de las principales causantes de grandes cambios en el ambiente físico-biótico, en donde su composición, estructura y función original como ecosistema se han alterado, provocando dinámicas muy diferentes sobre las poblaciones biológicas que allí se sustentan. Estos factores modifican la composición y abundancia de las especies de la selva e incrementan su vulnerabilidad y posibilidad de llegar a los puntos de inflexión (Sarmiento *et al.* 2002).

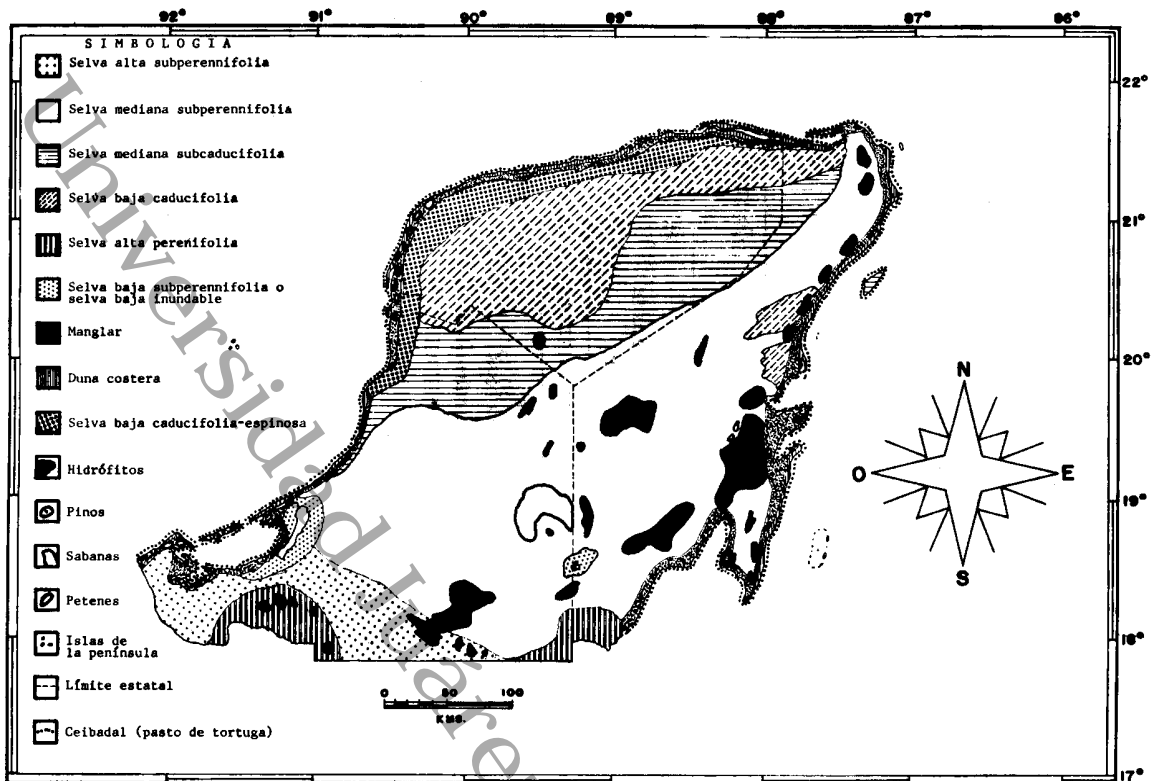


Figura 3. Tipos de vegetación y asociaciones de la Península de Yucatán reportada por Miranda (1958). En el que se observan grandes estratos sin fragmentación. Tomado de Bassols (1982).

AGRADECIMIENTOS

Este artículo, es parte de los productos del proyecto de investigación doctoral "Efectos del huracán "Deán" sobre la regeneración de la selva bajo manejo forestal de Noh-Bec Quintana Roo", cuyas ideas preliminares se iniciaron en ECOSUR; diseñada, auspiciada y realizada finalmente en la División de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; en todas sus etapas han participado profesores de los posgrados, compañeros, amigos, estudiantes, productores forestales de las zonas centro y sur de Quintana Roo y autoridades ejidales: mis agradecimientos a todos por su apoyo.

CONCLUSIONES

El caribe mexicano, es una subregión de la PY, que ha sorprendido, por sus particulares ecosistemas naturales frágiles, muy extremos, y por su interrelación histórica con los huracanes del caribe; caracteres que no han sido limitantes para la conservación de selvas tropicales reconocidas por su biodiversidad e importancia socioeconómica en la actualidad. En esta subregión, se encuentran en marcha proyectos y programas de protección y manejo, que han adquirido importancia a nivel nacional e internacional.

Para la conservación de las selvas del caribe mexicano, ha sido determinante, el rol ecológico desempeñado por los huracanes; que ha influenciado el mantenimiento y los procesos de regeneración natural, particularmente, de especies de interés para el manejo forestal; la mayoría de las especies de interés comercial, son heliófitas en términos de tolerancia a la luz, es decir, son demandantes de luz para sus procesos regenerativos.

Frente a una tendencia acelerada de agudización de los factores que pueden contribuir a interrumpir el rol ecológico benéfico de los huracanes sobre las selvas bajo manejo del caribe mexicano, se precisa generar conciencia de este posible escenario cercano; en gran proporción, estos factores tienen relación con actividades antropogénicas; por lo tanto, es posible prever y establecer mayores mecanismos de control y seguimiento de mayor rigor, en la aplicación de planes, programas y proyectos sustentables, de protección, manejo y conservación.

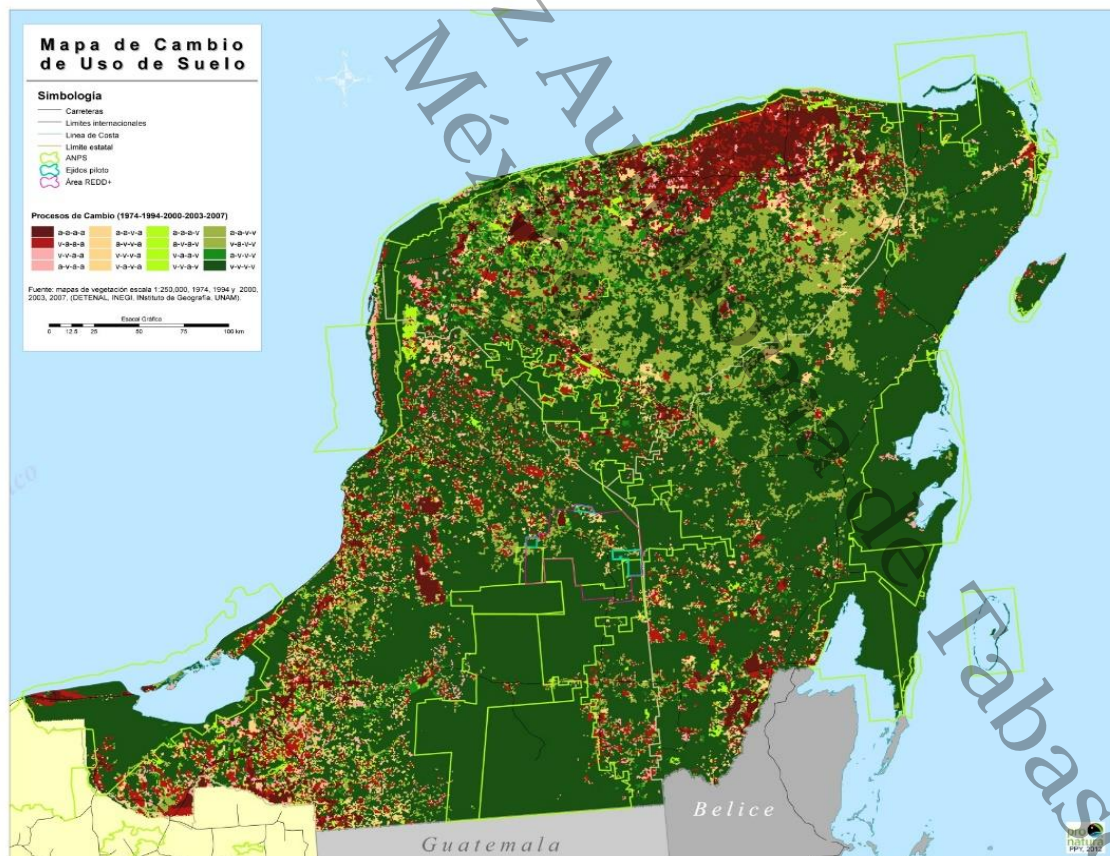


Figura 4. Mapa de cambio de uso del suelo de BENEFICIOS DE REDD+. Nótese grandes superficies con mosaicos de deforestación y cambio de uso del suelo. Tomado de la UICN/Pronatura PY (2014).

LITERATURA CITADA

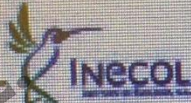
- Angulo-Sandoval P, H Fernandez-Marin, J K Zimmerman, & T M Aide (2004) Changes in patterns of understory leaf phenology and herbivory following hurricane damage. *Biotropica* 36 (1): 60-67.
- Barton-Bray D, L Merino (2004) La experiencia de las comunidades forestales en México. Instituto Nacional de Ecología/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible AC. México DF. 268 p.
- Barrera A (1962) La península de Yucatán como provincia biótica. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. Tomo XXIII. p. 71-104.
- Bassols B A (1982) Recursos naturales de México. Edit. Nuestro Tiempo. México DF.
- Behie A M, S Kutz, M S Pavelka (2013) Cascading Effects of Climate Change: Do Hurricane-damaged Forests Increase Risk of Exposure to Parasites? *Biotropica* 45 (6): 1111-1130.
- Gill R B (2008) Las grandes sequías mayas. Agua, vida y muerte. Serie de Antropología. Fondo de Cultura Económica. San Antonio Texas USA. 561 p.
- Boose E R, D R Foster & M Fluet (1994) Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecol. Monogr.* 64: 369-400.
- Bovarnick A, F Alpizar, C Schnell (Eds) (2010) La Importancia de la Biodiversidad y de los Ecosistemas para el Crecimiento Económico y la Equidad en América Latina y el Caribe: Una Valoración Económica de los Ecosistemas, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). Madrid España.
- Bray D, L Merino, D Barry (2007) Los bosques comunitarios de México. Manejo Sustentable de Paisajes Forestales. SEMARNAT/INE/IGUNAM/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible/Florida International University. México DF.
- Bray D, L Merino, A Pasquier, D Barry (2007a) Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales. Instituto Nacional de Ecología. México DF. 443 p.
- Brokaw, N V L (1985) Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66 (3): 682-687
- Brokaw N V L & L R Walker (1991) Summary of the effects of the Caribbean Hurricanes on Vegetation. *Biotropica* 23 (4a): 442-447
- Burslem D F R P, T C Whitmore & G C Brown (2000) Short-Term Effects of Cyclone Impact and Long-Term Recovery of Tropical Rain Forest on Kolombangara, Solomon Islands. *Journal of Ecology* 88 (6): 1063-1078.
- CI (Conservation International) (2013) Biodiversity Hotspots. Earths biologically richest places. Washington DC. www.conservation.org.
- Chapela F (2009) Reporte sobre el estado de los bosques Mexicanos. Documento de discusión. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-USAID. México DF. 52 p.
- Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: *legacies of human impact* and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology. Evolution and Systematics* 6(1): 51-71.
- Chiappy C, L. Gama (2004) Modificaciones y fragmentación de los geocomplejos tropicales de la Península de Yucatán. *Universidad y Ciencia* 1: 17-25
- Colunga-García-Marín P, Zizumbo-Villareal D (2004) Domestication of plants in Maya lowlands. *Econ. Bot.* 58 (Supl.): 101-110.
- De Gouvenain R C & J A Silander Jr (2003) Do tropical storm regimes influence the structure of tropical lowland rain forests? *Biotropica* 35: 166-80.
- Denslow, I S (1980) Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12: 47-55 (suplemento).
- Díaz-Gallegos J R, J François M, A Velázquez M. (2008) Monitoreo de los patrones de deforestación en el corredor biológico mesoamericano. *Interciencia* 33 (12): 882-890.
- Dirzo R y G Gutiérrez (2006) Análisis de los efectos ecológicos del aprovechamiento forestal en el corredor biológico mesoamericano: mamíferos, plantas y sus interacciones. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe Final SNIB-CONABIO Proyecto NBJ005. México D.F.
- Durán R, Campos G, Trejo J C, Simá P, May-Pat F & Juan-Qui M (2000) Listado Florístico de la Península de Yucatán. PNUD, CICY and FMAM, Mérida, Yucatán México.
- Elizondo C, D López (2009) Las áreas voluntarias de conservación en Quintana Roo. Corredor Biológico Mesoamericano México. Serie Acciones / Numero 6. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F.
- Escobar N A (1981) Geografía General del Estado de Quintana Roo México. Fondo Editorial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. México.


- Everham E M, NVL Brokaw (1996) Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review* 62 (2):113-185.
- FAO (2014) El Estado de los Bosques del Mundo 2014. Departamento de Montes. Estudio FAO, Roma, Italia.
- Fernández C G, J L Tapia, R Duno, I M Ramírez, L Can, S Hernández, y A Castillo (2012) La flora de la Península Yucatán Mexicana: 250 años de conocimiento florístico. CONABIO. *Biodiversitas* 101: 6-10.
- Ferrando J J, B Louman, B Finegan, M Guariguata (2001) Pautas ecológicas para el manejo de bosques naturales afectados por huracanes en la costa Norte de Honduras. *Comunicación Técnica. Revista Forestal Centroamericana* 34: 28-34.
- Folke C, S Carpenter, B Walker, M Scheffer, T Elmqvist, L Gunderson y C S Holling (2004) Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 557–581.
- Fredericksen T S, F E Putz (2003) Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12 (7): 1445-1453
- Guariguata M R (1998) Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Serie Técnica/Informe Técnico CATIE. Turrialba, Costa Rica Centroamérica.
- Gunderson L H (2000) Ecological resilience: in theory and application. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31: 425–439.
- Gray M A, S L Baldauf, P J Mayhew y J K Hill (2007) The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology* 21: 133-141.
- Grove S J, S M Turton and D T Siegenthaler (2000) Mosaics of canopy openness induced by tropical cyclones in lowland rain forests with contrasting management histories in northeastern Australia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 883-894.
- Herbert D A, Fownes J H & Vitousek P M (1999) Hurricane damage to a Hawaiian forest: nutrient supply rate affects resistance and resilience. *Ecology* 80: 908–20.
- Ibarra-Manríquez G, J L Villaseñor, y R Durán (1995) Riqueza de especies y endemismos del componente arbóreo de la Península de Yucatán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 57: 49-77.
- IPCC (2014) Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza, 34 p.
- Jonkers W B J & J Hendrison (2011) The CELOS Management System: concept, treatments and costs. En M J A Werger (ed.), *Sustainable Management of Tropical Rainforests: The CELOS Management System* (pp. 29-45). Tropenbos International, Paramaribo, Suriname. 282 pp.
- Konrad H (1996) Caribbean tropical storms. Ecological Implications for pre-hispanic and contemporary Maya subsistence practices on the Yucatan Peninsula. *Revista Mexicana del Caribe* 1 (1): 98–130.
- Laurance W F, Nascimento H E, Laurance S G, Andrade A C, Fearnside P M, Ribeiro J E, Capretz RL (2006) Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87 (2): 469-482.
- Lin K C, Hamburg S P, Tang S L (2003) Typhoon effects on litterfall in a subtropical forest. *Can. J. For. Res.* 33 (21): 84–92.
- Lynch J F (1991) Effects of Hurricane Gilbert on birds in a dry tropical forest in the Yucatan Peninsula. *Biotropica* 23 (4a): 488-496.
- Lugo A (2008) Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology* 33: 368–398
- Martínez G A, S Colín (2012) La certificación ambiental de los bosques en México: Reporte preliminar. Instituto Nacional de Ecología (INE). SEMARNAT. México. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/gacetitas/389/bosques.html>
- Metcalfe D J, Bradford M G & Ford A J (2008) Cyclone damage to tropical rain forests: species- and community level responses. *Austral Ecol.* 33: 432–441.
- Miller T E (1982) Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *Am. Nat.* 120 (4): 533-536.
- Miranda F (1958) Estudios acerca de la vegetación. En: (E. Beltran, Ed.). *Los recursos naturales del sureste y su aprovechamiento*. Tomo II: 215-271. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables México.

- Mcgregor G & S Nieuwolt (1998) Tropical Climatology, An introduction to the climates of the low latitudes. John Wiley & Sons. England. 339 p.
- Navarro-Martínez M A, R Duran, M Méndez-Gonzales (2012) El impacto del huracán "Deán" sobre la estructura y composición arbórea de un bosque manejado en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques* 18 (1): 57-76
- NOAA (National Hurricane Center) (2014) Hurricane History: Hurricane Season Tropical Cyclone Reports of Atlantic, Caribbean, and the Gulf of Mexico (1995-2013). Miami, EEUU. <http://www.nhc.noaa.gov/>
- OMM (2012) Declaración de la OMM sobre el desarrollo del clima mundial en 2011. ONU. Ginebra Suiza.
- Pielke Jr R A, J Rubiera, C Landsea, M L Fernández y R Klein (2003) Hurricane Vulnerability in Latin America and the Caribbean: Normalized Damage and Loss Potentials. *Natural Hazards Review* (August): 101-114.
- Pickett S T A & P S White (Eds.) (1985) Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Nueva York. 472 p.
- Putz F E & N Y L Brokaw (1989) Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 70: 508-512.
- Putz, F E, P D Coley, K Lu, A Montalvo & A Aiello (1983) Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal Forest Research* 13: 1011-1020.
- Ramírez-Barajas P J, G Islebe, N Torrescano (2012) Perturbación post-huracán Deán en el hábitat y la abundancia relativa de vertebrados mayores de la Selva Maya, Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 1194-1207.
- Ríos-Cortés A, J Torres-Pérez, A Gomes-Guerrero, A Navarro-Martínez (2012) Relación entre el manejo forestal y el bienestar económico en dos ejidos de Quintana Roo. *Revista Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente* 18 (2): 251-259.
- Rzedowski J (1978) La Vegetación de México. Edit. Limusa, México D.F.
- Rzedowski J (1991) Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-22
- Salazar-Vallejo S I (2002) Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Rev. Biol. Trop.* 50 (2): 415-428.
- Sarmiento A, F A Galán, C Mesa, E Castaño, C L Delgado y F Ariza (2002) "Metodología de Índices Sintéticos de Estado de los Ecosistemas y Relación con Índices de Presión y Respuesta Antrópica". Programa Nacional de Desarrollo Humano - Departamento Nacional de Planeación, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (www.humboldt.org.co/chm/Colombia/indicadores/Capitulo4/41_Amazonia/Inicio.htm).
- SEMARNAT-CONAFOR (2010) Visión de México sobre REDD+: Hacia una estrategia nacional. 1º Edición. Comisión Nacional Forestal. Jalisco México.
- SEMARNAT/CONANP (2009) Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2007-2012. Dirección de Comunicación y Cultura para la Conservación. México DF. 50 p.
- Schnitzer S A, J Mascaro y W P Carson (2009) Treefall gaps and the maintenance of plant species diversity in tropical forests. In: Carson, W. P. y S. A. Schnitzer (Eds.). *Tropical Forest Community Ecology*. Wiley-Blackwell Publishing. Oxford UK.
- Snook L K, V A Santos, M Carreon, C Chan, F J May, P Maas, C Hernández, A Nolasco, C Escobar (2003) Managing natural forests for sustainable harvests of mahogany (*Swietenia macrophylla*): experiences in Mexico's community forests. *Unasylva* 54 (214-215): 58-73.
- Scheffer M & S R Carpenter (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (12): 648-656.
- Stanturf J A, Goodrick S L & Outcalt K W (2007) Disturbance and coastal forests: a strategic approach to forest management in hurricane impact zones. *For. Ecol. Manage* 250: 119-35.
- Sousa W P (1984) The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 352-39.
- Tanner E V J & Bellingham J (2006) Less diverse forest is more resistant to hurricane disturbance: evidence from montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* 94: 1003-1010.
- Trenberth K (2005) Uncertainty in Hurricanes and Global Warming. *Science* 308 (5729): 1753-1754.
- Thompson I (2011) Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva* 238, 62 (2): 25-30
- UNFPA (2014) The state of world population report. Annual report. Organización de las Naciones Unidas. Nueva York, EEUU.

- Vandermeer J, N Zamora, K Yih, D. Boucher (1990) Regeneración inicial en una selva tropical en la costa caribeña de Nicaragua después del huracán Juana. *Rev. Biol. Trop.* 38 (2B): 347-359.
- Vandermeer J, D Boucher, I Perfecto & I Granzow de la Cerda (1996) A theory of disturbance and species diversity: evidence from Nicaragua after Hurricane Joan. *Biotrópica* 28: 600-613.
- Vandermeer J, D Boucher, I Granzow de la Cerda & I Perfecto (2001) Growth and development of the thinning canopy in a post-hurricane tropical rain forest in Nicaragua. *Forest Ecology and Management* 148 (1-3): 221-242.
- Vandermeer J & I Granzow de la Cerda (2004) Height dynamics of the thinning canopy of a tropical rain forest: 14 years of succession in a post-hurricane forest in Nicaragua. *Forest Ecology and Management* 199 (1): 125-135.
- Vester H FM, M A Navarro (2007) Árboles maderables de Quintana Roo. Fichas ecológicas. ECOSUR/COOCYT/CONABIO. Chetumal Quintana Roo, México, 139 p.
- Vester H F M, N Armijo, I Olmsted, A Pereira, V Sorani (2000) Influencias de huracanes en el paisaje de Yucatán: Consideraciones para el diseño de corredores biológicos y su monitoreo. Informe de Trabajo. Banco Mundial/El Colegio de la Frontera Sur. Chetumal, Quintana Roo, México.
- Webb E L, M V de Bult, S Fa'aumu, R C Webb, A Tualaulelei, and L R Carrasco (2014) Factors Affecting Tropical Tree Damage and Survival after Catastrophic Wind Disturbance. *Biotropica* 46 (1): 32-41.
- Whigham, D F, I Olmsted, E Cabrera, E. & M E Harmon (1991) The Impact of Hurricane Gilbert on Trees, Litterfall, and Woody Debris in a Dry Tropical Forest in the Northeastern Yucatán Peninsula. *Biotrópica* 23 (4a): 434-441.
- Whigham D F, I Olmsted, E. Cabrera and A B Curtis (2003) Impacts of hurricanes on the forests of Quintana Roo, Yucatan Peninsula, México. pp. 193-213. In: A. Gomez-Pompa, M.E. Allen, S.L. Fedick and J.J. Jimenez-Osornio (eds) *Lowland Maya Area: Three Millennia at the Human-Wildland Interface*. Food Products Press, Binghamton, NY.
- Whitmore T C (1989) Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology* 70: 536-538.

CAPITULO III

**INECOL**
Instituto Nacional de Ecología y Medio Ambiente

**CONACYT**
Organismo de la Familia

2017, Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos

Xalapa, Ver., a 5 de octubre de 2017

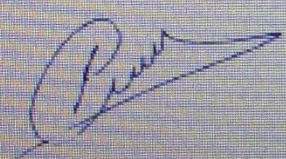
Dra. Luisa Cámara Cabrales
División Académica de Ciencias Biológicas
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Presente

Estimada Dra. Luisa Cámara Cabrales:

En nombre del Comité Editorial de la Revista *'Madera y Bosques'* le informo que su artículo "Impacto del huracán Dean en la dinámica estructural de selvas bajo manejo forestal en Quintana Roo, México", cuyos autores son Ismael Pat Ake, Luisa Del Carmen Cámara Cabrales, Sheyla Ward, Pablo Martínez Zurimendi, Jose Luis Martínez y Patricia Negreros Castillo, Nadene Sorensen, y que fue registrado con la clave 1585 ha sido aceptado una vez que se hayan realizado los cambios sugeridos por los evaluadores. Para este efecto, se adjuntan los documentos de evaluación. Si no estuviera de acuerdo con alguno de los señalamientos de los árbitros, deberá sustentar su postura con argumentos técnicos sólidos.

Aprovecho la oportunidad para agradecerle a Ud. y a sus coautores el interés por publicar en *'Madera y Bosques'* y esperamos la sigan considerando como un medio de difusión de sus resultados de investigación.

Atentamente,



Dr. Raymundo Dávalos Sotelo
Editor *'Madera y Bosques'*

Revista Madera y Bosques
Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México
Correo electrónico: mabosque@inecol.mx. Tel: (228) 842180 ext. 5106

De: Paula Zarate <paula.zarate@inecol.mx>
Fecha: nov. 23, 2017 8:55 AM
Asunto: RE: 1585 correcciones a articulo
Para: Luisa Cámara Cabrales <lcamara27@hotmail.com>
Cc: Raymundo Dávalos Sotelo raymundo.davalos@inecol.mx

Estimada Dra. Cámara Cabrales:

Acuso recibo de su manuscrito corregido. Nos pondremos en contacto con usted para indicarle el número en que será publicado.

Mientras tanto, sería conveniente avanzar con información faltante en los metadatos de los autores en el sistema. Por favor, ingrese los identificadores ORCID de cada autor (nótese que se debe ingresar con <http://orcid.org/>). También es necesario que complete los nombres de las instituciones de adscripción (no siglas ni acrónimos).

Adicionalmente, puede avanzar consiguiendo los DOI de todas las referencias que cuenten con él; no me las envíe aún. Cuando estemos haciendo la preparación del manuscrito para publicación, le enviaremos la versión que ya tenga revisadas las referencias y, sobre ella, es en la que usted integrará los DOI.

Me despido con un cordial saludo.

Paula Zárate

M. en I. Reyna Paula Zárate Morales

Producción Editorial

Madera y Bosques

Impacto del huracán Dean en la dinámica estructural de selvas bajo manejo forestal en Quintana Roo, México

Effect of hurricane Dean on the structural dynamics of rain forest under forest management in Quintana Roo, México

Ismael Pat-Aké^{1,2}, Luisa del Carmen Cámara-Cabrera^{2*}, Sheyla Ward³, Pablo Martínez-Zurimendi⁴, José Luis Martínez-Sánchez², Patricia Negreros-Castillo⁵ y NaDene Sorensen⁶

¹Instituto Tecnológico de la Zona Maya, Programa de Ingeniería Forestal, Chetumal Quintana Roo, México.

²División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Tabasco, México.

³Mahogany for the Future, Inc., San Juan Puerto Rico USA.

⁶Consultoría Independiente en Ecología Forestal, Chetumal Quintana Roo, México.

⁴El Colegio de la Frontera Sur, Agricultura Sociedad y Medio Ambiente, Villahermosa, Tabasco, México.

⁵Universidad Veracruzana, CITRO, Jalapa Veracruz, México.

*Autor de correspondencia.
lcamera27@hotmail.com

RESUMEN

La tendencia creciente de impactos humanos y de huracanes sobre las selvas de la Península de Yucatán, se ha constituido en una amenaza para su sobrevivencia. Esto es de gran relevancia, considerando que el manejo de la selva, es una actividad primordial para su conservación y generación de ingresos para las poblaciones locales. Este escenario fundamentó el presente estudio realizado en la selva de Noh-Bec Quintana Roo impactada por el huracán "Dean" (2007). El propósito fue predecir los factores que tuvieron influencia sobre la magnitud de daños ocasionados en la comunidad arbórea, así como los cambios en su estructura y composición en el periodo 1998-2014. Para esto se realizaron mediciones en Parcelas Permanentes de Muestreo dirigidos a obtener información sobre los principales caracteres estructurales, los atributos de especies y daños del huracán (1998, 2010 y 2014). Los resultados obtenidos confirmaron que los daños sobre un 56.3 % de los árboles de diferentes tamaños de la comunidad, fue efecto de la asociación múltiple entre los vientos del huracán, los factores de densidad, atributos de especies y los disturbios de los aprovechamientos. Los resultados también revelan cambios en la estructura, importancia de las especies (IVI) y en la diversidad estructural de la selva. Variaciones que se manifestaron en una disminución inicial de las alturas (h), diámetros (d) y volúmenes (v) de la comunidad arbórea (1998-2010), para posteriormente emprender procesos de regeneración (2010-2014). Mientras que las variables densidad ($NI\ ha^{-1}$) y área basimétrica (G), tuvieron un comportamiento inverso, primero aumentaron en el primer periodo (1998-2010), para posteriormente disminuir en el segundo periodo (2010-2014).

PALABRAS CLAVE: huracán; selva; comunidad; cambios; estructura; diversidad.

ABSTRACT

The growing tendency of human impacts and hurricanes on the rain forest of the Yucatan Peninsula has constituted a threat to their survival. This is of great relevance, considering that the management of the rain forest is a primordial activity for its conservation and generation of income for the local populations. This scenario based the present study carried out in the rain forest of Noh-Bec Quintana Roo impacted by the hurricane "Dean" (2007). The purpose was to predict the factors that had influence on the magnitude of damages caused in the arboreal community, as well as the changes in its structure and composition in the period 1998-2014. For this, measurements were made in Permanent Sampling Plots aimed at obtaining information on the main structural characters, species attributes and hurricane damage (1998, 2010 and 2014). The results obtained confirmed that the damage of 56.3% of the trees of different sizes of the community was the effect of the multiple association between hurricane winds, density factors, species attributes and exploitation disturbances. The results also reveal changes in the structure, importance of the species (IVI) and in the structural diversity of the rain forest. Variations that were manifested in an initial decrease in the heights (h), diameters (d) and volumes (v) of the arboreal community (1998-2010), to subsequently undertake regeneration processes (2010-2014). While the variables density (NI ha⁻¹) and basimetric area (G), had an inverse behavior, they first increased in the first period (1998-2010), to subsequently decrease in the second period (2010-2014).

KEYWORDS: hurricane; rain forest; community; changes; structure; diversity.

INTRODUCCION

En las últimas cuatro décadas las selvas tropicales como las de la Península de Yucatán (PY) han recobrado importancia mundial por su reconocida diversidad biológica y la variedad de servicios ecosistémicos que proveen (Koleff et al., 2012). En esta subregión que colinda con el Caribe, se conservan importantes fragmentos de selva, que se estiman en 10.6 millones de ha (Chapela, 2009). De los cuales, un aproximado de 2.3 millones de hectáreas, distribuidas en Campeche y Quintana Roo, han sido ordenadas y manejadas por comunidades locales, a partir de la aplicación de sistemas silvícolas de bajo impacto (Bray et al., 2007).

Sin embargo, también persiste una tendencia creciente de desafíos sobre la sobrevivencia de estas selvas, provocados por el impacto humano y un aumento en la frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos (huracanes) (IPCC, 2013). Para la PY, se reportan tasas de deterioro y deforestación anual de 50 a 70 mil ha (Céspedes-Flores y Moreno-Sánchez, 2010). Entre los años 1871 y 2016, un total de 62 huracanes azotaron la PY,

originando paulatinamente perturbaciones de mayor magnitud, como consecuencia del incremento de las intensidades de los huracanes en las últimas décadas (Salazar-Vallejo, 2002; NOAA, 2016). Estos escenarios han ocasionado preocupación entre las comunidades que viven del manejo de las selvas y han atraído la atención de la comunidad científica de la región.

Por esta razón se han multiplicado los estudios que abordan los efectos de los huracanes sobre las selvas a partir de la década de los noventa del siglo pasado (Brokaw y Walker, 1991; Lugo, 2008). Varios reportes han descrito los daños que ocasionan los vientos sobre la estructura y composición de las comunidades vegetales (Whigham et al., 1991; Sánchez y Islebe, 1999; Whigham et al., 2003; Islebe et al., 2009; Ramírez-Barajas, 2012). Ecólogos como Vandermeer et al. (1995, 2001), Burslem et al. (2000), Vandermeer y Granzow de la Cerda (2004), han realizado contribuciones muy importantes para el conocimiento de los procesos de regeneración posthuracán. La información generada, contribuye al conocimiento de la dinámica de las selvas medianas subperennifolias (SMS) impactadas en la PY, que son generalmente las que tienen manejo forestal.

Pero es necesario incursionar en el estudio de otros aspectos que pueden tener relación con los efectos de los huracanes sobre este tipo de selvas, como son los atributos, caracteres estructurales y los impactos de los aprovechamientos forestales. Algunos de los cuales han sido evidenciados como factores que pueden influir en la magnificación y diferenciación de daños (Ferrando et al., 2001; Navarro-Martínez et al., 2012). Así mismo, se requiere realizar estudios de largo plazo para conocer la dinámica estructural en el tiempo de las selvas afectadas, retomando las Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM) citadas como herramienta de investigación de gran utilidad (Weaver, 2002; Corral-Rivas et al., 2013).

Entre las incógnitas a responder están ¿Qué factores influyen en la generación de magnitudes elevadas de daños sobre la comunidad arbórea? ¿Qué cambios se han originado en el tiempo en la estructura, diversidad estructural e importancia de las especies de la comunidad? Para responder a estas preguntas, se realizó un estudio de 16 años (1998-2014), dirigido a precisar los efectos del huracán “Dean” sobre la selva bajo manejo forestal de Noh-Bec Quintana Roo, que fue afectada en categoría V (escala Saffir-

Simpson) el 21 de agosto de 2007. Se espera que los resultados contribuyan en el diseño de prácticas de manejo que permitan minimizar los impactos de los huracanes.

OBJETIVOS

Predecir los niveles de influencia múltiple de los factores de densidad, atributos de especies y de los disturbios de los aprovechamientos sobre la magnitud de daños ocasionados por el huracán “Dean” en la comunidad arbórea de la selva de Noh-Bec Quintana Roo, así como los cambios temporales en su estructura y composición en el periodo 1998 -2014. Las hipótesis asumen que: (1) Los factores de densidad (composición e individuos por ha), los atributos de especies (diámetros, alturas, densidad de maderas) y los disturbios de los aprovechamientos (año de los aprovechamientos en las áreas de corta), tuvieron influencia sobre las magnitudes de daño. (2) Los valores dasométricos estructurales y diversidad estructural de la selva que resultaron afectados se restauran paulatinamente a ritmos diferenciados entre los árboles en diferentes estados de desarrollo.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio. El ejido Noh-Bec, se ubica en el Municipio de Felipe Carrillo Puerto Quintana Roo, entre las coordenadas 19°02'30" y 19°12'30" latitud norte y los 88°13'30" y 88°27'30" longitud oeste. Cuenta con una superficie total de 24 009.6 ha, de las cuales 18,000 ha de selva mediana subperennifolia (SMS) corresponden a su Área Forestal Permanente (AFP), que se distribuye en toda la superficie ejidal (Ramírez, 1999; RAN, 2016) (Fig. 1).

El área forma parte de una microrregión, con clima cálido subhúmedo tropical con lluvias en verano (Aw1), temperaturas superiores a 26 °C y precipitación anual de 1200 mm. Su plataforma geológica está compuesta por rocas sedimentarias, correspondientes a la formación “Carrillo Puerto”, sobre el que se forman superficies onduladas, que corresponden a las “Planicies del Caribe y del Noreste” (Chiappy y Gama, 2004). En estas superficies se originan suelos poco profundos (30 cm.), entre los que sobresalen, luvisoles vérticos (Y'aax-hom) y gleysoles (Aak'alche) (FAO/UNESCO, 1998; Bautista y Palacio, 2005). La vegetación predominante en el área es la Selva Mediana Subperennifolia (SMS)

y la Selva Baja Subperennifolia (SBS), con abundancia de especies como *P. reticulata*, *A. yucatanensis*, *M. zapota*, *B. simaruba*, *D. arboreus*, *S. glauca*, *S. salvadorensis*, *Metopium brownii*, *S. cubensis*, *P. piscipula*, *B. alicastrum*, *S. macrophylla*, *L. latisiliquum* y *V. gaumeri*, (Miranda y Hernández-X., 1963; Pennington y Sarukhan, 1968).

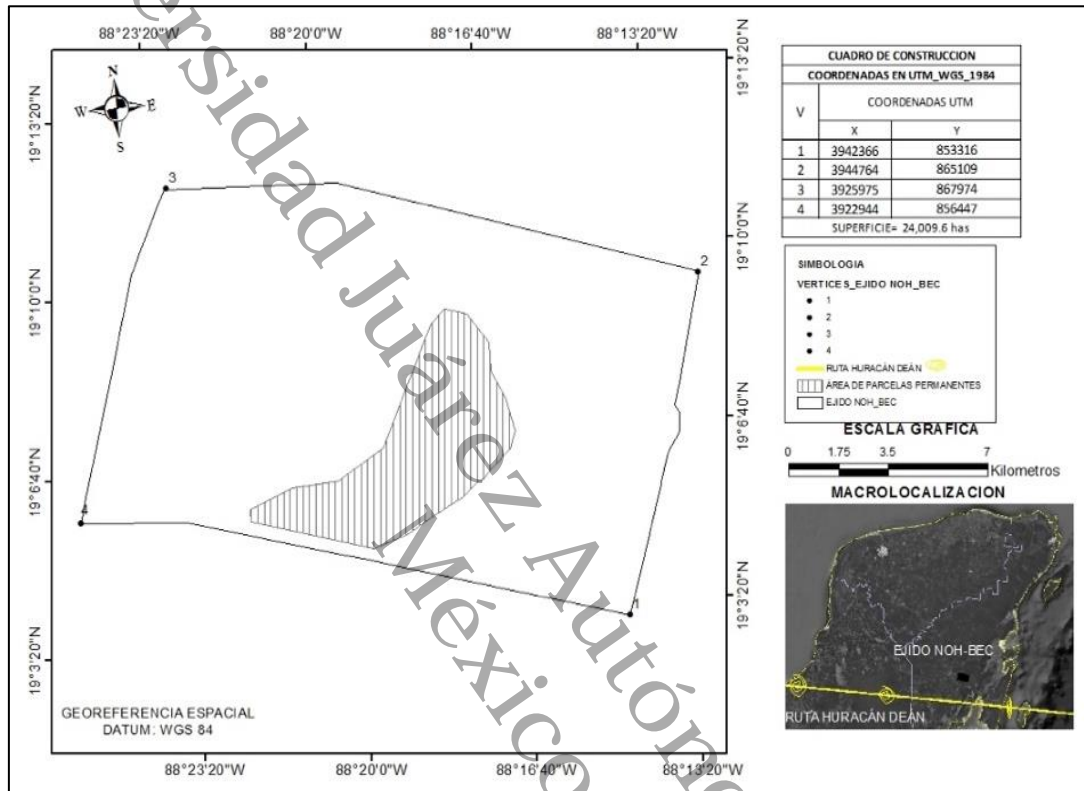


Figura 1. Mapa de localización del área de Parcelas Permanentes de Muestreo dentro del ejido de Noh-Bec, que hace referencia a la ruta del huracán “Deán”. El área Forestal Permanente se encuentra distribuida en toda el área ejidal.

El AFP cuenta con un programa de manejo desde el año de 1984, para cubrir los requisitos normativos para la autorización de aprovechamientos por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). En este programa se realiza el ordenamiento de su AFP en Áreas de Corta Anual (ACA) (antes eran 25, actualmente son 15). Orientado al mejoramiento del manejo, la Dirección Técnica Forestal del ejido seleccionó en 1998 una muestra de 3,500 ha del AFP, que correspondió a las ACA de los años 1992 a 1996 (Fig. 1). En esta superficie se ubicaron y midieron 150 PPM de 500 m² a partir de un diseño de muestreo sistemático (Ramírez, 1999). De los cuales se seleccionó una muestra aleatoria estratificada de 25 PPM para ser medidos nuevamente en los años 2010 y 2014 (cinco PPM por ACA). Las PPM tuvieron forma circular y fueron

subdivididas en tres subparcelas concéntricas de tamaño sucesivamente menor, reproduciendo el modelo de Cancino y Gadow (2002): A = 500 m², B = 200.9 m² y C = 102.0 m². En cada subparcela se registraron los árboles aplicando la propuesta de etapas de desarrollo de Fredericksen et al. (2001): A para fustales con diámetro (d) mayor a 10 cm., B para latizales con d entre 5 y 9.9 cm., y C para brinzales con altura (h) mínima de 50 cm. hasta 4.9 cm. de d. Para los fustales y latizales, se registraron: la especie (sp), el diámetro normal en cm. (d), la altura total (h) y el fuste limpio en m. (hfl); a partir de estas mediciones se realizó la predicción del área basal por árbol en m² (g), el área basimétrica en m² ha (suma de g de todos los árboles) (G) y volumen en m³ ha (v), aplicando las ecuaciones de Prodan et al. (1997) y las de SEMARNAT (2012); asimismo se definió el gremio ecológico de cada especie con base a la propuesta de Finegan (1993) (GE) y la densidad de la madera (DM) sustentado en el listado de Ordóñez-Díaz (2015). En la medición 2010, se evaluaron los daños del huracán, considerando siete tipos de árboles en función a la magnitud de daños exhibidos (adaptada de Pohlman et al., 2008): C1 (árbol sin daños), C2 (árbol decapitado con fuste > a 4 m.), C3 (árbol decapitado con fuste < a 4 m.), C4 (árbol vivo caído), C5 (árbol muerto por efecto del huracán), C6 (árbol muerto por explotación forestal), C7 (árbol no encontrado).

Con los datos obtenidos se construyeron bases de datos para dos periodos de tiempo (1998-2010 y 2010-2014) y matrices que facilitaron los análisis estadísticos. Para el análisis de variabilidad en la distribución de árboles y daños originados por etapa de desarrollo se utilizó el ANOVA de una vía. La predicción de la influencia de los factores de densidad, atributos de especies y de los aprovechamientos sobre la magnitud de daños se realizó a partir de la estimación y ajuste de seis modelos de regresión lineal múltiple jerárquica de seis bloques. Que consistió en un análisis de correlación Pearson entre todas las variables independientes (explicativas) y la variable dependiente (respuesta) (Tabla 1).

La robustez del modelo fue validada con la verificación de la ausencia de multicolinealidad (factor de inflación de la varianza FIV) y la prueba de Durbin-Watson, para evitar problemas de autocorrelación (Bocco et al. 2001).

Tabla 1. Descripción de variables utilizadas para el Análisis de Regresión Lineal Múltiple (RLM).

Variables	Descripción	Factor	Fuente
Dependiente (respuesta).			
1. ICD	Individuos con daños (#).	A	1
Independientes (explicativas).			
1. NI	Individuos por ha (NI ha_1).	A	1
2. SPP	Composición de especies.	A	1
3. D	Diámetros medios (cm).	B	1
4. H	Alturas medias (m).	B	1
5. DM	Densidad de la madera (kg/m ³)	B	2
6. EA	Edad de aprovechamientos.	C	1

Factores: A = Densidad, B = Atributo de especie. C = Disturbios de aprovechamientos.
Fuente: 1 mediciones, 2 = Datos consulta a Ordoñez-Díaz et al. (2015).

Para determinar diferencias en los cambios estructurales en el tiempo, se utilizó el ANOVA para medidas repetidas y el índice de valoración estructural, índice de valor de importancia (IVI), de Curtis y McIntosh (1951). Este índice sintético compara el peso ecológico de las especies de la comunidad, tomando en cuenta su dominancia, densidad y frecuencia (Anexo 1). Los cambios en la estructura vertical y horizontal de la comunidad, a partir del enfoque de diversidad estructural basado en Shannon-Wiener (1949) citado por Magurran (2004), Staudhammer y LeMay (2001) y Lei et al. (2009), fueron definidos utilizando los valores de diámetros (d), alturas (h) y especies (spp). Con estas variables se calcularon los siguientes índices de diversidad estructural: Índice de diversidad de especies (Hs), índice de diversidad del tamaño de los árboles (Hd), índice de diversidad de la altura de los árboles (Hh), y el índice promedio de la diversidad estructural (Hsdh) (Anexo 2). Finalmente, los índices de diversidad Hs, Hd y Hh, se compararon estadísticamente entre los dos periodos de tiempo (1998-2010 y 2010-2014), mediante la prueba de t de Hutchenson (Magurran, 2004) y el ANOVA para medidas repetidas.

RESULTADOS

Magnitud de daños y factores causales

Se registró una densidad promedio de 16,822 árboles ha⁻¹ de todas las especies, distribuidos en las etapas de desarrollo: a) Fustales (4.2 %), b) latizales (4.2 %) y c) brinzales (91.6 %) (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución y número de árboles dañados por etapa de desarrollo y categorías diamétricas, en la selva de Noh-Bec Quintana Roo, por efectos del huracán "Dean".

CD (cm)	NI ha ⁻¹	Categoría de árboles por tipos de daños							TICD	TISD
		C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7		
Brinzales										
≤ 5	15412	La regeneración inicial y de avanzada encontrada no evidenció daños debido a que la evaluación se realizó tres años después del impacto.								
Subtotal	15412									
Latizales										
5-10	709	324	115	106	108	56	0	0	385	324
Subtotal	709	324	115	106	108	56	0	0	385	324
Fustales										
10-20	446 ^a	174 ^a	103 ^a	43 ^a	76 ^a	50 ^a	0 ^a	0 ^a	272 ^a	174 ^a
20-30	136 ^b	59 ^b	33 ^b	7 ^a	18 ^a	18 ^a	1 ^a	0 ^a	77 ^b	59 ^b
30-40	67 ^c	38 ^c	10 ^b	0 ^a	8 ^a	11 ^a	0 ^a	0 ^a	29 ^b	38 ^b
40-50	21 ^c	8 ^c	2 ^b	1 ^a	3 ^a	4 ^a	0 ^a	3 ^a	13 ^b	8 ^b
50-60	11 ^c	5 ^c	1 ^b	1 ^a	1 ^a	2 ^a	0 ^a	1 ^a	6 ^b	5 ^b
60-70	5 ^c	3 ^c	0 ^b	0 ^a	0 ^a	0 ^a	0 ^a	2 ^a	2 ^b	3 ^b
70-80	6 ^c	2 ^c	0 ^b	0 ^a	1 ^a	2 ^a	0 ^a	1 ^a	4 ^b	2 ^b
80-90	9 ^c	2 ^c	0 ^b	0 ^a	1 ^a	2 ^a	0 ^a	4 ^a	7 ^b	2 ^b
Subtotal	701	291	149	52	108	89	1	11	410	291
Total	16 822	Brinzales, latizales y fustales.								
<small>CD = Clases diamétricas (y etapas de desarrollo). NI ha-1 = Número de individuos por hectárea, C1 = árbol sin daños, C2 = Árbol decapitado con fuste > 4 m. de altura, C3 = Árbol decapitado con fuste < 4 m. de altura, C4 = Árbol vivo caído, C5 = Árbol muerto por efecto del huracán, C6 = Árbol muerto por explotación forestal, C7 = Árbol no encontrado. TICD = Total de individuos con daños, TISD = Total de individuos sin daños. Valores con diferentes letras en la misma columna son estadísticamente diferentes. ANOVA (Tukey (P ≤ 0.05).</small>										

Al estratificarlos en clases diamétricas (CD), se confirmó el patrón de distribución típico de selvas tropicales, caracterizado por mayores densidades en las CD menores (J-invertida en el ámbito silvícola). Pero con gran variabilidad en el número árboles entre CD respecto a la media presentada por la comunidad. La variabilidad observada, también se presenta en la magnitud de daños. De la densidad registrada por ha (NI ha-1), el 56.3 % de los fustales y latizales tuvo daños de diferentes magnitudes (C2 a C7), de los cuales un 50 % fueron daños por descopado y derribados (C2, C3 y C4). Los árboles restantes (50 %) se encontraron muertos o en proceso de muerte, por efecto del huracán. La mayor cantidad de árboles afectados se registró entre las CD de 5 a 20 cm. (latizales y fustales), que resultaron con más del 50 % de individuos dañados del total (Tabla 2).

Al analizar la densidad y los daños entre PPM, se detectaron variaciones que oscilan entre 600 a 1600 árboles latizales y fustales, con porcentajes de daños entre 33 a 75 %. Las medias correspondientes resultaron con diferencias estadísticamente significativas (t de Student $p < .05$) (Fig. 2). La variabilidad también se observó en las densidades registradas a nivel de ACA (1992-1996), cuyas medias resultaron con diferencias significativas (t de

Student $p < .05$). Mientras que en el promedio de individuos con daños (CD), que osciló entre 456 a 624 ($>$ a 50 % del total), no resultó con diferencias significativas (t de Student). Aunque se detectó una ligera tendencia de más árboles dañados en las ACA 1992-1993 (Fig. 3). La distribución de árboles fustales y latizales por gremios ecológicos registró las siguientes densidades medias por ha: 535 (HD), 520 (EP) y 351 (ET). De los cuales resultaron afectados un 59 (HD) y 57 % (EP, ET), para una media de 57.6 %; porcentajes que no resultaron significativos (t Student $p < .05$) (Fig. 4).

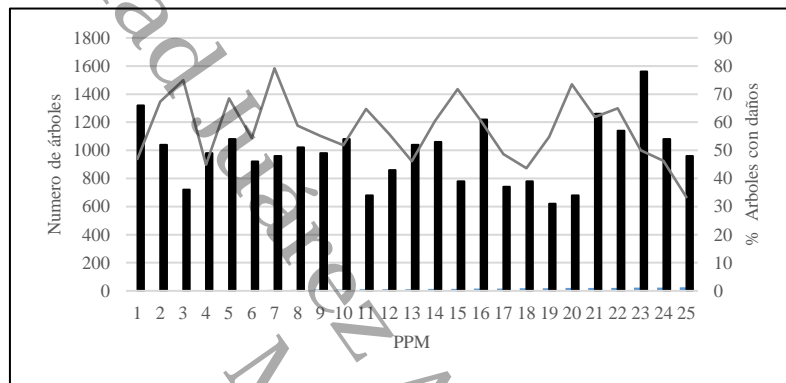


Figura 2. Densidad y porcentaje de árboles dañados por parcela permanente de muestreo (PPM) en Noh-Bec Quintana Roo, por efectos del huracán "Dean". Con diferencias significativas en densidades y daños entre PPM (t de Student $p < 0.05$).

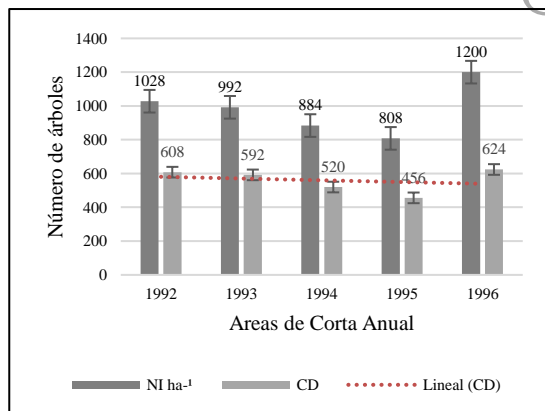


Figura 3. Individuos con daños (CD), de la densidad total (NI ha⁻¹), en las ACA 1992-1996 de las selvas de Noh-Bec Quintana Roo, por los efectos del huracán "Dean". Con diferencias significativas en densidades, no así en daños entre ACA (t de Student $p < 0.05$).

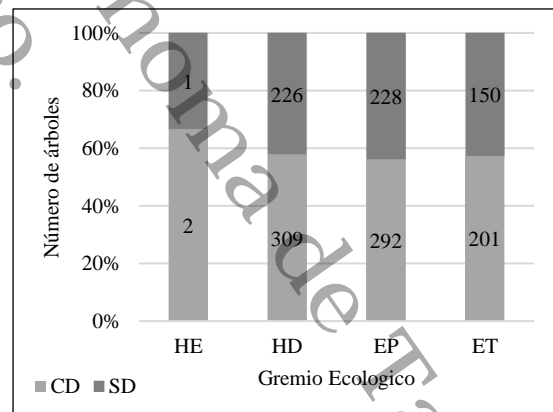


Figura 4. Distribución por gremios ecológicos de los árboles de la selva de Noh-Bec, con sus porcentajes de individuos con daños (CD) y sin daños (SD) por efectos del huracán Dean. Con diferencias significativas en densidades, no así entre gremios (t de Student $p < 0.05$). HE = Heliófita Efímera, HD = Heliófita durable, EP = Esciófita parcial y ET = Esciófita total.

Los resultados de los modelos de regresión lineal múltiple probados para determinar los niveles de influencia de los factores de densidad, atributos de especie y los disturbios de los aprovechamientos sobre las magnitudes de daños, indican que los seis modelos estimados y ajustados, demuestran una asociación múltiple entre las seis variables independientes de estos tres factores y explican el 68.5 % de la varianza de la variable dependiente (ICD). Las variables de mayor influencia fueron densidad de la madera (-380.12), diámetros (2.32) y la edad de los aprovechamientos (1.98) (una variable tiene tanto más peso en la ecuación de regresión cuanto mayor es su coeficiente Beta) (Tabla 3).

Tabla 3. Factores influyentes sobre la magnitud de árboles dañados (ICD) en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo, de acuerdo al modelo de Regresión Lineal Múltiple (RLM).

Factores Variables/Modelos	β	R ²	Durbin- Watson	ANOVA		Estadísticos de Colinealidad	
				F	Sig.	Tolerancia	FIV
Densidad							
1. Densidad ha-1.	.477	.494		22.460	.000	.399	2.507
2. Composición de SPP.	-.230	.494		10.757	.001	.377	2.652
Atributos de especie							
3. Diámetro medio.	2.32	.511	2.047	7.320	.002	.689	1.452
4. Altura media.	.401	.517		5.350	.004	.707	1.415
5. Densidad de la madera.	-380.12	.609		5.916	.002	.624	1.604
Aprovechamientos							
6. Edad área de Corta Anual.	1.98	.685		6.513	.001	.492	2.033

* El modelo de regresión jerárquica de seis bloques, engloba los valores de los seis modelos. β = coeficiente Beta. R² = R cuadrado. FIV = Factor de varianza inflada.

El ANOVA del modelo indica mejora significativa de la predicción de la variable dependiente (F: 6.513; $p < .001$). La prueba de Durbin-Watson reflejó una independencia de errores (residuos) (2.047) (un valor ideal es cercano a 2, el rango de aceptación del supuesto es entre 1 y 3). El factor de varianza inflada (FIV) indica que se cumple el supuesto de no multicolinealidad (valores entre 1.415 a 2.652) (ningún valor $>$ a 10 y en conjunto valores cercanos a 1) (Tabla 3).

Cambios originados sobre la selva (entre 1998 y 2014)

Cambios estructurales. Las principales variables de la estructura del arbolado, como son la densidad (NI ha-1), diámetro (d), altura (h), área basimétrica (G) y volumen (v),

exhibieron cambios sustanciales y procesos reversibles a mediano plazo. Los valores medios de h, d y el v, registraron una disminución entre los años 1998 a 2010 (primer periodo), que resultó estadísticamente significativa, redujeron tres m., un cm. y 39 m³ ha⁻¹, respectivamente (ANOVA para medidas repetidas). Para reiniciar su recuperación entre los años 2010-2014 (segundo periodo). Este patrón de comportamiento de las tres variables se observa en la mayoría de las CD de la comunidad, notándose más magnitud de cambios en las CD menores (Tabla 4).

Tabla 4. Cambios estructurales en las selvas bajo manejo forestal de Noh-Bec Quintana Roo en el periodo 1998-2014, por efectos del huracán “Dean”.

CD	NI ha ⁻¹			d (cm)			h (m)			G (m ² ha ⁻¹)			v (m ³ ha ⁻¹)		
	1998	2010	2014	1998	2010	2014	1998	2010	2014	1998	2010	2014	1998	2010	2014
< 5	6165 ^c	15412 ^a	9212 ^b	1.4 ^a	1.3 ^a	1.6 ^a	0.5 ^a	0.7 ^a	0.7 ^a	2.8 ^a	7.1 ^a	4.7 ^b	1.0 ^b	2.7 ^a	2.0 ^a
5-10	425 ^c	709 ^b	958 ^a	6.9 ^a	6.8 ^a	6.8 ^a	4.9 ^b	5.8 ^a	5.9 ^a	1.7 ^b	2.8 ^a	2.8 ^a	1.4 ^c	2.4 ^b	3.6 ^a
10-20	510 ^a	446 ^a	256 ^b	14.5 ^a	14.2 ^a	15.4 ^a	12.7 ^a	9.1 ^c	10.0 ^b	6.7 ^b	7.4 ^a	4.9 ^c	26.6 ^a	14.6 ^b	11.1 ^c
20-30	128 ^a	136 ^a	144 ^a	24.3 ^a	23.9 ^a	23.8 ^a	15.3 ^a	11.3 ^c	12.1 ^b	5.6 ^b	6.2 ^a	6.6 ^a	45.0 ^a	28.6 ^b	25.7 ^c
30-40	61 ^a	67 ^a	60 ^a	34.4 ^a	34.2 ^a	34.5 ^a	16.6 ^a	13.1 ^c	14.0 ^b	4.2 ^b	6.2 ^a	5.7 ^a	38.6 ^b	43.0 ^a	35.3 ^c
40-50	19 ^b	21 ^b	31 ^a	44.3 ^a	43.3 ^b	43.9 ^b	16.0 ^a	12.0 ^b	15.6 ^a	2.0 ^b	2.6 ^b	4.8 ^a	15.8 ^b	10.3 ^c	47.1 ^a
50-60	9 ^a	11 ^a	10 ^a	53.6 ^a	53.4 ^a	53.6 ^a	16.4 ^a	13.1 ^c	14.6 ^b	2.0 ^a	2.5 ^a	2.2 ^a	71.0 ^a	40.2 ^b	24.4 ^c
60-70	4 ^a	5 ^a	3 ^a	64.4 ^a	63.8 ^a	64.1 ^a	17.5 ^a	14.3 ^b	14.2 ^b	1.3 ^a	1.0 ^a	1.0 ^a	9.0 ^b	14.2 ^a	5.8 ^c
70-80	5 ^a	6 ^a	7 ^a	75.4 ^a	73.1 ^b	72.9 ^c	16.8 ^a	12.5 ^c	15.9 ^b	1.0 ^b	2.7 ^a	3.0 ^a	6.9 ^c	14.6 ^b	29.8 ^a
80-90	8 ^a	9 ^a	2 ^a	84.9 ^b	84.2 ^b	86.0 ^a	17.3 ^c	19.0 ^b	20.1 ^a	0.9 ^a	1.4 ^a	1.4 ^a	5.9 ^c	11.0 ^b	12.5 ^a
Total	6875 ^c	16822 ^a	10683 ^b	40.4 ^a	39.8 ^a	40.3 ^a	13.4 ^a	11.1 ^c	12.3 ^b	28.2 ^c	40.0 ^a	36.9 ^b	221.2 ^a	181.8 ^b	197.1 ^b

CD =Clases diamétricas, NI ha⁻¹ = Número de individuos por hectárea, d = diámetro promedio en cm., h = altura promedio en m., G = área basimétrica en m², v = volumen en m³. Valores con diferentes letras entre columnas son estadísticamente diferentes. ANOVA para medidas repetidas (Tukey (P ≤ 0.5)).

Para las variables NI ha⁻¹ y G, se observa un patrón inverso, los valores medios presentados entre 1998-2014, resultaron con diferencias estadísticamente significativas (ANOVA para medidas repetidas). Para el primer caso, se registra un aumento de la densidad (NI ha⁻¹) durante el primer periodo (1998-2010), para disminuir en el segundo periodo (2010 a 2014). En el caso de G, se distingue una extensión en 11.8 m² en el primer periodo, para disminuir 3.1 m² ha⁻¹ en el segundo periodo. Este comportamiento se presentó principalmente entre las CD menores (< 5-30 cm.), mientras que las CD mayores se comportaron en forma moderada (Tabla 4).

Cambios en la importancia de las especies (spp). Los cambios ocurridos también se manifestaron sobre la dominancia, densidad y frecuencia de las spp de la comunidad, cuyos valores se resumen en el IVI (Curtis y McIntosh, 1951). La composición arbórea

propia de selvas de la región se mantiene, pero se observan cambios en los valores de IVI entre 1998 a 2014, que resultaron significativos para la mayoría de las spp.

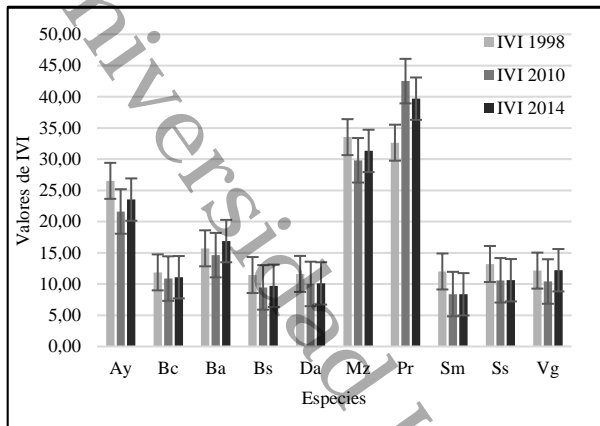


Figura 5. Cambios temporales en el IVI de las especies de mayor importancia de la selva de Noh-Bec Quintana Roo, por efectos del huracán “Dean” (1998-2014). Las letras en el eje de las X corresponden a las siglas de las 10 spp. Los valores entre años fueron estadísticamente diferentes (ANOVA para medidas repetidas (Tukey ($P \leq 0.5$)).

Las 10 spp que se mantuvieron con los valores más altos de IVI en estos 16 años, fueron *A. yucatanensis* (Ay), *B. cupanoides* (Bc), *B. alicastrum* (Ba), *B. simaruba* (Bs), *D. arboreus* (Da), *M. zapota* (Mz), *P. reticulata* (Pr), *Sabal mauritiiformis* (Sm), *S. salvadorensis* (Ss) y *Vitex gaumeri* (Vg) (Fig. 5). Los valores más altos de IVI de *P. reticulata*, *A. yucatanensis* y *M. zapota* destacan respecto a las restantes especies. Así como el crecimiento

significativo del IVI de *P. reticulata*, *B. cupanoides*, *Vitex gaumeri*, *D. arboreus* y *Piscidia piscipula*, a partir del disturbio.

Pero otras como *S. macrophylla*, que es la especie de mayor importancia forestal, disminuyeron su IVI por una asociación múltiple de los vientos, con sus alturas dominantes, la baja densidad de la madera y los claros generados por los aprovechamientos. Esta especie estuvo inicialmente entre las 10 primeras (1998), para pasar al puesto 17, en el año 2014. Otro aspecto observado, es una baja generalizada en el valor del IVI de todas las especies, para el primer periodo (1998-2010); para recuperarse durante el segundo periodo (2010-2014), sin alcanzar todavía sus valores iniciales (1998) (Fig. 5).

Cambios en la diversidad estructural. Este enfoque, es una de las herramientas más actuales y completas para el análisis del estado de una comunidad vegetal. Sus índices generan resultados muy robustos estadísticamente (Lei et al., 2009). En este caso, los cuatro índices desarrollados (Hs, Hd, Hh, Hsdh), indican un ligero aumento en los valores de diversidad estructural de la selva en el primer periodo (1998-2010), para decrecer en el segundo periodo (2010-2014) (Tabla 5).

Tabla 5. Comportamiento en el tiempo de los índices de diversidad estructural de las selvas de Noh-Bec Quintana Roo por efectos del huracán “Dean” (1998-2014).

Índices de diversidad estructural	Periodo de tiempo			P. de t de Hutchenson	
	1998	2010	2014	1998-2010	2010-2014
Índice de diversidad de especies arbóreas (Hs)	1.30 ^a	1.34 ^a	1.20 ^b	Tc = -0.082 Tt = 2.326	Tc = 0.321 Tt = 2.326
Índice de diversidad del tamaño de árboles (Hd)	0.80 ^b	0.92 ^a	0.90 ^a	Tc = -0.335 Tt = 2.326	Tc = 0.222 Tt = 2.326
Índice de diversidad de la altura de árboles (Hh)	0.75 ^b	0.86 ^a	0.86 ^a	Tc = -0.224 Tt = 2.326	Tc = 0.003 Tt = 2.326
Índice promedio de la diversidad estructural (Hsdh = Hs+Hd+Hh/3)	0.95 ^b	1.03 ^a	0.99 ^a	Promedio final 0.99	

Nota: Tc = T calculada, Tt = T tabla, $\alpha = P = 0,01$. Valores con diferentes letras entre columnas son estadísticamente diferentes. ANOVA para medidas repetidas (Tukey ($P \leq 0.5$)).

La diversidad de especies, diversidad de alturas y diámetros fue afectada inicialmente por el impacto del huracán, para posteriormente iniciar su recuperación. Sin embargo, estos resultados no fueron estadísticamente significativos según la prueba t de Hutchenson (Magurran, 1984). Aunque el ANOVA para medidas repetidas indica que si fueron significativos ($P \leq 0.5$) (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Magnitud de daños y factores causales

El huracán “Dean” tuvo un efecto significativo sobre las especies de la comunidad arbórea de Noh-Bec. La magnitud de daños resultó ligeramente mayor a los reportados para el Caribe y la PY sobre afectaciones de huracanes en categoría V (Brokaw y Walker, 1991; Bellingham et al., 1995; Sánchez e Islebe, 1999; Boose et al., 2004). La proporción de daños entre los árboles de distintos tamaños (etapas de desarrollo), al igual que entre PPM y las ACA (> 50 %), fue efecto de la interacción múltiple de los vientos huracanados con los factores de densidad, atributos de las especies y de los disturbios de los aprovechamientos forestales. La diferencia registrada en Noh-Bec, respecto a las otras áreas de Quintana Roo reportadas con daños menores, fue el factor disturbios de los aprovechamientos forestales que se realizan a menor intensidad en el caso de las selvas de X-Hazil (Navarro-Martínez et al., 2012) y la ausencia de aprovechamientos en las selvas del Jardín Botánico “Alfredo Barrera Marín”, Puerto Morelos y la Costa Maya (Whigham et al., 2003; Sánchez e Islebe, 1999; Islebe et al., 2009). Es preciso considerar también que las interacciones múltiples se realizaron sobre un ambiente geoespacial frágil

y heterogéneo (pendientes, planadas y lomeríos, suelos frágiles y someros) (Milne, 1991; Chiappy y Gama 2004).

Implicaciones ecológicas de los daños

Cambios estructurales. El mayor efecto del huracán sobre la selva, fueron las alteraciones sobre su estructura, los cambios en el dosel y el sotobosque, que ha sido reportado también por Bellingham et al. (1995) y de Gouvenain y Silander (2003) para otras selvas afectadas en el Caribe. La dinámica ecológica en el tiempo de estas selvas inicia con las perturbaciones que transformaron la abundancia de especies y la arquitectura de los árboles de la comunidad (d y h), tal como lo sustentan Franklin et al. (2004) y Turton y Siegenthaler (2004). El efecto inmediato es la formación de grandes superficies de claros que Vandermeer et al. (1995), denomina “nichos de regeneración”. La selva se transforma de esta manera en un mosaico caracterizado por diversas intensidades de luz y microclimas (Everham y Brokaw, 1996). Este proceso, propició en Noh-Bec un crecimiento (1998-2010) y decrecimiento de la densidad (2010-2014), con efectos similares en el área basimétrica (G) (Tabla 4). La densidad promedio reportada para la región en $CD \geq 10$ cm. es de 439 árboles fustales ha (Negreros-Castillo et al., 2014; Tadeo et al., 2014) y de 6,068 brinzales ha (Carreón-Santos y Valdéz-Hernandez, 2014); ambos valores aumentaron un 40 y 254 % para el año 2010. De acuerdo con Vandermeer et al., (2001, 2004), el incremento fue efecto de la regeneración inicial en claros (proveniente del banco o lluvia de semillas), que se incorporaron a la regeneración de avanzada. Sin embargo, los resultados del muestreo del año 2014 indican el inicio de la fase de exclusión mencionada por Smith et al. (2007), caracterizada por la competencia, en el que los brinzales y latizales se imponen a las débiles, que mueren en un proceso llamado “supresión”. Con relación a G, esta crece en una primera etapa para reducirse posteriormente como efecto del crecimiento de la densidad y de los árboles sobrevivientes, (Walker et al., 2003) (Tabla 4). El aumento de la densidad y de G es parte de los beneficios para la silvicultura, que se discutirán más adelante, ya que el sistema silvícola aplicado en la actualidad no favorece la regeneración de varias especies de interés forestal (Sorensen, 2006; Negreros-Castillo et al., 2014). Este proceso ecológico es uno de los mecanismos evolutivos que favorecen el mantenimiento de la diversidad existente en estos ecosistemas (desde la perspectiva de la teoría del disturbio intermedio) (Connel, 1975). Relacionada con la capacidad de retorno, mencionado en los umbrales de

resiliencia de Scheffer y Carpenter (2003) y Walker et al. (2003) (capacidad de absorción de perturbaciones sin perder la capacidad de resiliencia). Como está sucediendo en la comunidad arbórea de Noh-Bec y otras áreas de Quintana Roo que han sido afectadas por huracanes (Whigham et al., 2003).

Importancia de las especies. Al analizar el comportamiento de los valores de dominancia, densidad y frecuencia de las especies expresados en el IVI del periodo 1998-2014, se observan dos hechos, una composición nativa que se mantiene intacta y cambios en los valores de IVI para varias especies. En el primer caso, no se detectaron evidencias de invasión de especies, como ha sido en otras áreas, donde se inician procesos de degradación (Angulo-Sandoval et al., 2004). En el segundo caso se registró el predominio de los valores de IVI de 10 especies sobre las restantes 65 especies, que son casi las mismas especies con valores altos de IVI reportados para áreas adyacentes en Quintana Roo (Navarro-Martínez et al., 2012; Carreón-Santos y Valdéz-Hernandez, 2014). Sobresalen los valores de IVI de *P. reticulata*, *A. yucatanensis* y *M. zapota*, por encima de las otras siete especies. Como factores causales Vandermeer et al. (2004) menciona la resistencia y capacidad de respuesta de cada especie ante las perturbaciones y los factores ambientales (principalmente la luz). El descenso del IVI de varias especies que tienen aprovechamiento forestal como *Swietenia macrophylla*, tiene relación con las prácticas silvícolas, que han reducido sus densidades y no han favorecido su regeneración (Dickinson y Whigham, 1999; Grogan et al., 2014); sin embargo, la apertura de claros mayores por el huracán tiende a favorecer la repoblación de estas especies como ha sido reportado por Snook (2003). La intolerancia a la sombra (heliófitas), prevalece en el 80 % de las especies con mayor IVI, por lo que su capacidad de regeneración contribuye al crecimiento de sus densidades poblacionales (Sorensen, 2006). Ecólogos como Díaz y Cabido (2001) y Salgado-Negret (2007), enfatizan las interrelaciones funcionales de las especies de mayor importancia de las comunidades, destacando su papel en el mantenimiento de procesos funcionales del ecosistema. La resiliencia del sistema depende de estas especies clave, como generadores de un nuevo desarrollo, ante las perturbaciones recibidas (Thompson, 2011).

Diversidad estructural. El aumento en los valores de la diversidad estructural de la selva entre 1998-2010, para disminuir entre 2010 y 2014, independientemente, de su baja

significancia estadística, conlleva una serie de cambios temporales que fueron originados por las perturbaciones del huracán sobre la estructura de la selva. Estos cambios, expresan el efecto combinado de las perturbaciones naturales y silvícolas en el aumento de la diversidad estructural (Ostertag et al., 2005; Sánchez-Correa, 2011). El estado de salud del sistema fue alterado, pero en proceso de recuperación, al igual que la riqueza y abundancia de especies, y la estructura vertical (alturas) y horizontal (diámetros). La importancia del análisis radica en su enfoque complejo, integrado por metodologías clásicas, para determinar la diversidad de especies (Shannon-Wiener, 1949 citado por Magurran (2004), enriquecida con los enfoques actuales de diversidad estructural (Staudhammer y LeMay, 2001; Lei et al., 2009), que significa, diversidad en la composición y tamaños (H_s , H_d , H_h y H_{sdh}). Este atributo, complejo, depende de elementos estructurales del ecosistema, su posición o distribución espacial, diversidad y mezcla de especies y diferenciación, tanto vertical como horizontal, de su rango de variación y de la mayor o menor presencia (abundancia relativa) de cada uno de ellos, y el rol de las perturbaciones recibidas (Del Río et al., 2003).

Implicaciones silvícolas de los daños

Para las selvas que se encuentran bajo alguna categoría de protección, o las que no tienen algún tipo de uso, los daños del huracán pasan “aparentemente desapercibidos”. En el caso de las selvas bajo manejo forestal, como Noh-Bec, el impacto inmediato crea un escenario de desfavorable, para el programa de manejo forestal. Derivado de los daños que ha recibido la selva, la infraestructura, la materia prima forestal y los servicios ecosistémicos ofertados. Sin embargo, las valoraciones realizadas indican, que el siniestro no es total, su resiliencia natural, manifiesta procesos de restauración y regeneración de especies. Las cuales generan perspectivas de mejora de la estructura y composición de especies de interés forestal, lo que es función de un buen manejo forestal. La multitud de claros generados constituye parte de los beneficios para el sistema silvícola, pues constituyen los nichos de regeneración y repoblación de especies. Especialmente aquellas que han sido reducidas en sus densidades poblacionales por los aprovechamientos forestales, como *S. macrophylla*, *L. latisiliquum*, *S. cubensis*, *C. mollis*, *P. yucatanum*, *C. dedecandra* y *P. ellipticum*. Estas especies son en su mayoría heliófitas durables demandantes de luz y los claros abiertos las favorecen. La regeneración desencadenada, debe ser atendida, a partir de un plan de tratamientos silvícolas que conduzcan a la

obtención de las densidades poblacionales adecuadas (mediante raleos y aclareos), para posteriormente promover su crecimiento. Los árboles sobrevivientes, deben ser objeto de rescate mediante la aplicación de tratamientos de liberación, cortas de mejoramiento y saneamiento, y podas sanitarias y de formación. Este conjunto de tratamientos emergentes posthuracán, y los otros que se requieran en el tiempo, deben formar parte de todo programa de manejo forestal para las selvas que tienen manejo en la PY.

CONCLUSIONES

El huracán "Dean" ocasionó daños significativos en más del 50 % de los árboles de diversos tamaños que forman parte de las selvas de Noh-Bec. Proporción de daños que fue ligeramente mayor respecto a otras áreas afectadas en Quintana Roo. Entre los factores causales de las magnitudes de daños destacan la interacción simultánea de los vientos con varios atributos de la selva, en los rodales donde hubo aprovechamientos forestales en distintos años. Los de mayor peso fueron (β): densidad de la madera (380.12), diámetros (2.32) y la edad de los aprovechamientos (1.98).

Las perturbaciones generadas, interrumpen los procesos ecológicos naturales de la selva como ecosistema, ocasionaron cambios sobre la estructura, orden de importancia de las especies y diversidad estructural de la comunidad arbórea. Pero no afectaron su resiliencia; por lo tanto, no se generaron condiciones que conduzcan a su degradación total, para finalmente propiciar un cambio de uso del suelo de selva bajo manejo a superficies agropecuarias. El efecto inmediato de los cambios estructurales fue la disminución de la productividad ecológica, que impacta la productividad forestal de la selva. Pero a mediano plazo se inician procesos paulatinos de recuperación, tal como se observó en las variables analizadas.

Entre los beneficios a mediano plazo que generó el impacto, se encuentra la regeneración y repoblación de las especies arbóreas de la selva, resultado de la apertura de claros de mayores dimensiones. Esto se manifiesta entre las especies forestales tolerantes a la luz, como *S. macrophylla*, *S. salvadorensis*, *L. latisiliquum*, *S. cubensis*, *C. mollis*, *P. yucatanum* y *C. dedecandra*, que habitualmente presentan problemas de regeneración; lo anterior, posibilita la recuperación de las densidades poblacionales de estas especies a

mediano y largo plazo, pero habrá que diseñar tratamientos silvícolas que favorezcan su desarrollo a futuro.

RECONOCIMIENTOS

De acuerdo con especificaciones de la revista, esto se realiza en la versión final corregida después de las revisiones por pares.... Razón por la que no incluye en esta versión.

REFERENCIAS

- Angulo-Sandoval, P., Fernández-Marín, H., Zimmerman, J K y Aidé, T M. (2004). Changes in patterns of understory leaf phenology and herbivory following hurricane damage. *Biotrópica*, 36 (1), 60-67. <https://doi.org/10.1646/03002>
- Bautista, Z. F. y Palacio, A. G. (2005). Caracterización y manejo de los suelos de la Península de Yucatán: implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. UAC/UADY/SEMARNAT/CONACYT. Campeche, México. 282 p.
- Bellingham P. J., Tanner E. V. J. y Healey J. R. (1995). Damage and responsiveness of Jamaican montane rain forest tree species after disturbance by a hurricane. *Ecology*, 76, 2562– 80. DOI: 10.2307/2265828
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 44*, pp. 18-38.
- Boose, E. R., Serrano, M.I., y Foster, D. R. (2004). Landscape and regional impacts of hurricanes in Puerto Rico. *Ecological Monographs*, 74, 335-352. DOI: 10.1890/02-4057.
- Bray, D., Durán, E., Merino, L., Torres, J.M. y Velázquez, A. (2007). Nuevas Evidencias: Los Bosques Comunitarios de México Protegen el Ambiente, Disminuyen la Pobreza y Promueven Paz Social. Publicaciones CCMSS. México DF.
- Brokaw, N.V.L y Walker, L. R. (1991). Summary of the effects of Caribbean Hurricanes on Vegetation. *Biotrópica*, 23 (4a), 442-447. DOI: 10.2307/2388264
- Burslem, D. F. R. P., Whitmore, T. C., and Brown, G. C. (2000). Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. *J. Ecol.*, 88, 1063–1078. DOI: 10.1046/j.1365-2745.2000.00517.x.
- Cancino, J. y von Gadow, K. (2002). Stem number guide curves for uneven-aged forests – development and limitations. In von Gadow, K., Nagel, J. y Saborowski, J. (eds.). *Continuous cover forestry*. Kluwer Academic Press, Dordrecht. p. 163–174. DOI https://doi.org/10.1007/978-94-015-9886-6_13
- Carreón-Santos, R. J. y Valdez-Hernández, J. I. (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*, 023, 119-130.
- Céspedes-Flores, S.E. y Moreno-Sánchez, E. (2010). Estimación del valor de la pérdida de recurso forestal y su relación con la reforestación en las entidades federativas de México. *Investigación Ambiental*, 2 (2), 5-13.
- Connell, J.H. (1975). Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments. In Cody ML & J Diamond (eds) *Ecology and evolution of communities*: 460-490. Harvard University Press, Cambridge.
- Chapela, F. (2009). Reporte sobre el estado de los bosques mexicanos. Documento de discusión. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-USAID. México DF. 52 p.
- Chiappy, C. y Gama, L. (2004). Modificaciones y fragmentación de los geocomplejos tropicales de la Península de Yucatán. *Universidad y Ciencia*, I, 17-25.

- CONAFOR. (2012). Inventario Nacional Forestal y de Suelos: Informe de Resultados 2004-2009. 1º Edición. SEMARNAT. Zapopan Jalisco, México. 173 p.
- Corral-Rivas, J.J., Vargas-Larreta, B., Wehemkel, C., Aguirre-Calderón, O. A., Crecente-Campo, F. (2013). Guía para el establecimiento, seguimiento y evaluación de sitios permanentes de monitoreo en paisajes productivos forestales. CONAFOR-CONACYT. Durango, México. 82 p.
- Curtis, J.T. y McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32, 476-496. DOI: 10.2307/1931725
- De Gouvenain, R. C. y Silander, JR. J. A. (2003). Do tropical storm regimes influence the structure of tropical lowland rain forests? *Biotropica*, 35, 66-80. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2003.tb00276.x
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I. y Montero, G. (2003). Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agrar. / Sist. Recur. For.*, 12 (1), 159-176.
- Díaz, S. y Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology y Evolution*, 16 (11), 646-655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2).
- Dickinson, M.B. y Whigham, D.F. (1999). Regeneration of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in the Yucatan. *International Forestry Review*, 1(1), 35-39.
- FAO-UNESCO. 1998. Base de Referencia para los Suelos del Mundo. Roma Italia.
- Ferrando, J.J., Louman, B., Finegan, B. y Guariguata, M. (2001). Pautas ecológicas para el manejo de bosques naturales afectados por huracanes en la costa Norte de Honduras. *Comunicación Técnica. Revista Forestal Centroamericana*, 34, 28-34.
- Finegan, B. (1993). Bases ecológicas para la silvicultura. Los Gremios de especies. Serie de Manejo de Bosques Tropicales. CATIE. Turrialba Costa Rica.
- Franklin, J., Drake, D.R., McConkey, K.R., Tonga, F. and Smith, L.B. (2004). The effects of Cyclone Waka on the structure of lowland tropical rain forest in Vava'u, Tonga. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 409-420. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001543>.
- Fredericksen, T., Contreras, F. y Pariona, W. (2001). Guía de Silvicultura para Bosques Tropicales de Bolivia. Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 82 p.
- Everham, E.M. and Brokaw, N.V.L. (1996). Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review*, 62 (2), 113-185. DOI: 10.1007/BF02857920
- Grogan, J., Landis, R.M., Free, C.M., Shulze, M.D., Lentini M. y Aston, M.S. (2014). Big-leaf Mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. *Journal of Applied Ecology*, 51, 664-674. DOI: 10.1111/1365-2664.12210
- IPCC. 2013. Working Group I contribution to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5), Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Thirty-sixth session of the IPCC Stockholm, 26 September 2013.
- Islebe, G. A., Torrescano-Valle, N., Valdez-Hernández, M., Tuz-Novelo, Margarito y Weissenberger, H. (2009). Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana*, 11 (1), 1-6.
- Koleff, P., Urquiza-Hass, T. y Contreras, B. (2012). Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas*, 21 (1-2), 6-20
- Lei, X., Wang, W. and Peng, C. (2009). Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. *Can. J. For. Res.* 39, 1835-1847. DOI: 10.1139/X09-089.
- Lugo, A. E. (2008). Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology*, 33, 368-398. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2008.01894.x
- Miranda, F. y Hernández X, E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 28 (1): 29-179.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishers, Malden, Mass. EU. 264 p.

- Milne, B.T. (1991). Heterogeneity as a multiscale characteristics of landscape studies. In J. Kolasa y S. T. A. Pickett (eds.). *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag. Nueva York. pp. 69-84.
- Navarro-Martínez, M. A., Duran-García, R., Méndez-Gonzales, M. (2012). El impacto del huracán "Deán" sobre la estructura y composición arbórea de un bosque manejado en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques*, 18 (1), 57-76.
- Negreros-Castillo, P., Cámara-Cabrales, L., Devall, M. S., Fajvan, M.A., Mendoza, B. M. A., Mize, C.W y Navarro-Martínez, A. (2014). *Silvicultura de las selvas de caoba en Quintana Roo, México: consideraciones para su manejo*. COFAN-CONAFOR. México. 92 p.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). (2016). *Hurricane History: Hurricane Season Tropical Cyclone Reports of Atlantic, Caribbean, and the Gulf of México (1995-2016)*. Miami, EEUU. <http://www.nhc.noaa.gov/>.
- Ordoñez-Díaz, J. A. B., Galicia N., A., Venegas M., N. J., Hernández T., T., Ordoñez D., M. J. y Dávalos-Sotelo, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas. Por tipo de vegetación con base a la clasificación de J. Rzedowski. *Madera y Bosques*, 21, 77-126
- Ostertag, R., Silver, W.L. and Lugo, A. E. (2005). Factors Affecting Mortality and Resistance to Damage Following Hurricanes in a Rehabilitated Subtropical Moist Forest. *Biotrópica*, 37 (1), 16–24. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2005.04052.x
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F. y Real, P. (1997). *Mensura Forestal*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. BMZ/GTZ sobre Agricultura, Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible. San José Costa Rica. 561 p.
- Pennington, T.D. y Sarukhán J. (1968). *Manual para la identificación de campo de los principales árboles tropicales de México*. FAO/Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México DF. 413 p.
- Pohlman, C. L., Goosem, M. y Turton, S. M. (2008). Effects of severe tropical cyclone Larry on rainforest vegetation and understorey microclimate near a road, power line and stream. *Austral Ecology*, 33, 503-515. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2008.01905.x
- RAN (Secretaría de la Reforma Agraria/Registro Agrario Nacional). (2016). *Padrón histórico de núcleos agrarios*. <http://www.ran.gob.mx/ran/index.php>.
- Ramírez S., E. (1999). *Mapa de localización y Base de Datos de las Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM) del Ejido de Noh-Bec, Quintana Roo*. Oficina Forestal/Dirección Técnica Forestal. Noh-Bec Quintana Roo México.
- Ramírez-Barajas, P.J., Islebe, G. y Torrescano, V. N. (2012). Perturbación post-huracán Deán en el hábitat y la abundancia relativa de vertebrados mayores de la Selva Maya, Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 1194-1207. <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.27964>.
- Salazar-Vallejo, S.I. (2002). Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Rev. Biol. Trop.*, 50 (2), 415-428.
- Salgado-Negret, B. (2007). *Definición de tipos funcionales de especies arbóreas y caracterización de su respuesta a diferentes intensidades de perturbación en un bosque muy húmedo tropical mesoamericano*. Tesis MSc. Turrialba, CR. CATIE. 136 p.
- Sánchez, S.O. e Islebe, G. A. (1999). Hurricane Gilbert and structural change in a tropical forest in South-eastern México. *Global ecology and Biogeography*, 8, 29-38. DOI: 10.1046/j.1365-2699.1999.00317.x
- Sánchez-Correa, J.J. (2011). *Caracterización funcional de especies arbóreas relacionada con la recuperación del bosque tras el impacto del huracán Félix, y sus implicaciones en el manejo sostenible del recurso forestal, RAAN, Nicaragua*. Tesis MSc. Turrialba, CR. CATIE, 79 p.
- Sorensen, N.S. (2006). *Regeneration and Growth of Several Canopy Tree Species in the Maya Forest of Quintana Roo, México: The Role of Competition and Microhabitat Conditions*. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in Forest Science. Oregon State University, EU. 278 p.

- Scheffer, M. and Carpenter, S.R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18 (12), 648-656. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.002>
- Snook, L. 2003. Regeneration, growth and sustainability of mahogany in Mexico's Yucatan forests. In Lugo, A; Figueroa-Colon, J; Alayon, M. eds. *Big-leaf mahogany ecology, genetics and management*. New York, Springer-Verlag. p. 169-192. (Ecological Studies 159).
- Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J. Ashton, M. (2007). *The practice of silviculture: Applied Forest Ecology*. 9th Edition. Wiley Authenticity Guarantee. EU. 560 p.
- Staudhammer, C.L., y LeMay, V. M. (2001). Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Can. J. For. Res.* 31(7), 1105-1115. <https://doi.org/10.1139/x01-033>.
- Tadeo, N. A. E., Santos P. H. M., Ángeles, P. G. y Torres, P. J. A. (2014). Muestreo por conglomerados para el manejo forestal en el ejido Noh-Bec Quintana Roo. *Rev. Mex. Cien. For.*, 5 (25), 64-83.
- Thompson, I. (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva*, 238, 62 (2), 25-30
- Turton, S. M. y Siegenthaler, D. T. (2004). Immediate impacts of a severe tropical cyclone on the microclimate of a rain-forest canopy in north-east. *Aust. J. Trop. Ecol.* 20, 583-588. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001622>.
- Vandermeer, J., Mallona, M. A., Boucher, D., Yih, K. y Perfecto, I. (1995). Three years of ingrowth following catastrophic hurricane damage on the Caribbean coast of Nicaragua - evidence in support of the direct regeneration hypothesis. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 465-471. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008956>.
- Vandermeer, J.H. y Granzow de la Cerda, I. (2004). Height dynamics of the thinning canopy of a tropical rain forest: 14 years of succession in a post-hurricane forest in Nicaragua. *Forest Ecology and Management*, 199 (1), 125-135. doi:10.1016/j.foreco.2004.05.033
- Vandermeer J., Boucher, D. H., Granzow de la Cerda, I. y Perfecto, I. (2001). Growth and development of the thinning canopy in a post-hurricane tropical rain forest in Nicaragua. *For. Ecol. Manage.*, 148, 221-42. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00538-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00538-7).
- Walker, LR., Lodge, D.J., Guzman-Grajales, S.M. y Fetcher, N. (2003). Species-specific Seedling Responses to Hurricane Disturbance in a Puerto Rican Rain Forest. *Biotrópica*, 35 (4), 472-485. <http://www.jstor.org/stable/30043069>
- Weaver, P.L. (2002). a chronology of hurricane induced changes in Puerto Rico lower montane rain forest. *Interciencia*, 27, 1-5.
- Whigham, D.F., Olmsted, I., Cabrera Cano, E. y Harmon, M. E. (1991): The Impact of Hurricane Gilbert on Trees, Litterfall, and Woody Debris in a Dry Tropical Forest in the Northeastern Yucatán Peninsula. *Biotrópica*, 23 (4a), 434-441. DOI: 10.2307/2388263.
- Whigham, D.F., Olmsted, I., Cabrera, C. E. y Curtis, A. B. (2003). Impacts of hurricanes on the forests of Quintana Roo, Yucatan Peninsula, México. In Gómez-Pompa, A., Allen, M.E., Fedick, S.L. and Jiménez-Osornio J. J. (eds) *Lowland Maya Área: Three Millennia at the Human-Wildland Interface*. Food Products Press, Binghamton, NY. pp.193-213.

Anexos

Anexo 1. Índice de Valor de Importancia (IVI): Fórmulas (Curtis y McIntosh, 1951)

$$\text{IVI} = \text{Dominancia relativa} + \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia relativa}$$

$\frac{\text{Dominancia Relativa} = \text{Dominancia por especie}}{100} \times \text{Dominancia absoluta de todas las especies}$ <p style="text-align: center;">Dónde: Dominancia absoluta = $\frac{\text{Área basal de una especie}}{\text{Área muestreada}}$ $\text{Área basal} = \pi/4(\text{DAP})^2$</p>	$\frac{\text{Densidad relativa} = \text{Densidad absoluta por cada especie}}{\text{Altura absoluta de todas las especies}} \times 100$ <p style="text-align: center;">Dónde: Densidad absoluta = $\frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Área muestreada}}$</p>
$\frac{\text{Frecuencia relativa} = \text{Frecuencia absoluta por cada especie}}{100 \text{ Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times$	$\frac{\text{Dónde frecuencia absoluta} = \text{Número de sitios en los que se presenta cada especie}}{\text{Número total de sitios muestreados}}$

Anexo 2. Índices de diversidad estructural: Ecuaciones (Lei, et al., 2009).

Índice	Ecuación	Apostilla	Descripción
Índice de diversidad de las especies de arboles	$H_s = - \sum_{i=1}^m p_i \times \log p_i$	Donde p_i es la proporción de área basal para la especie i y m es el número de especies.	Índice de Shannon-Wiener para todas las especies
Índice de diversidad de tamaño de los arboles (diámetros)	$H_d = - \sum_{i=1}^d p_i \times \log p_i$	Donde p_i proporción del área basal para la clase diamétrica i y d es el número de clases diamétricas.	Índice de Shannon-Wiener por clases diamétricas
Índice de diversidad de la altura de los árboles	$H_h = - \sum_{i=1}^h p_i \times \log p_i$	Donde p_i es la proporción del área basal para la clase de altura i y h es el número de clases de altura.	Índice de Shannon-Wiener por clases de altura
Índice promedio de diversidad estructural	$H_{sdh} = (H_s + H_d + H_h)/3$	Valor medio de los índices de las especies de árboles, tamaño y altura.	Promedio de la diversidad de especies del total, por clases diamétricas y de altura

CAPITULO IV

Regeneración de una selva a partir de las perturbaciones del huracán Dean en Quintana Roo, México

Regeneration of rainforest from the perturbations of Hurricane Dean in Quintana Roo, Mexico

Ismael Pat-Aké^{1,2}, Luisa del Carmen Cámara-Cabrales^{2*}, Sheyla Ward³, Pablo Martínez-Zurimendi⁴, José Luis Martínez-Sánchez², Patricia Negreros-Castillo⁵ y NaDene Sorensen⁶

¹Instituto Tecnológico de la Zona Maya, Programa de Ingeniería Forestal, Chetumal Quintana Roo, México.

²División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Tabasco, México.

³Mahogany for the Future, Inc., San Juan Puerto Rico USA.

⁶Consultoría Independiente en Ecología Forestal, Chetumal Quintana Roo, México.

⁴El Colegio de la Frontera Sur, Agricultura Sociedad y Medio Ambiente, Villahermosa, Tabasco, México.

⁵Universidad Veracruzana, CITRO, Jalapa Veracruz, México.

*Autor de correspondencia.
lcamara27@hotmail.com

Resumen

El presente estudio intentó abordar las relaciones e interrelaciones que se establecieron entre diversos factores naturales y antrópicos que incidieron en las selvas de Noh-Bec, Quintana Roo, para generar magnitudes de perturbaciones y procesos de regeneración natural directa a partir del impacto del huracán Dean en el año 2007. Para esto se seleccionó una muestra de las selvas bajo manejo forestal, enclavado en el área de Parcelas Permanentes de Muestreo, en el que se realizaron tres muestreos (1998-2014) en parcelas circulares para obtener información de todos los tipos y estadios de la regeneración de avanzada. Los resultados obtenidos mostraron que el huracán Dean liberó procesos en las selvas que influyeron sobre las magnitudes de perturbaciones y procesos de regeneración natural. La regeneración liberada mantuvo la cobertura inicial de especies ante huracán, en todos los tipos y estadios de la regeneración, 19 especies destacaron por sus altas densidades (28.3 %), los cuales son *Pouteria reticulata*, *Nectandra Salicifolia*, *Dendropanax arboreus*, *Psidium sartorianum*, *Brosimum alicastrum*, *Manilkara zapota*, *Protium copal*, *Alseis yucatanensis*, *Guettarda combsii*, *Metopium brownei*, *Trichilia minutiflora*, *Allophylus cominia*, *Drypetes lateriflora*, *Blomia prisca*, *Mosannonna depressa*, *Pseudobombax ellipticum*, *Bursera simaruba*, *Astronium graveolens* y *Tabebuia rosea*, los cuales en su mayoría corresponden al gremio de las especies esciofitas. El predominio de las especies esciofitas en la regeneración

liberada mantiene la composición florística inicial, y genera perspectivas favorables para el manejo forestal. Esta tendencia es favorecida, con el análisis del valor de la regeneración a partir de sus posibilidades en los mercados de la madera, que resultó que más del 70 % de las especies son de interés para los mercados actuales de los productos forestales.

Palabras clave: Regeneración, recuperación, gremios, heliofitas, esciofitas.

Abstract

The present study attempted to address the relationships and interrelationships that were established between various natural and anthropic factors that affected the forests of Noh-Bec, Quintana Roo, to generate magnitudes of disturbances and processes of direct natural regeneration from the impact of Hurricane Dean on in 2007. For this, a sample of forests under forest management was selected, located in the Permanent Plots of Sampling area, in which three samplings (1998-2014) were carried out in circular plots to obtain information of all types and stages of advanced regeneration. The results obtained showed that hurricane Dean released processes in the jungles that influenced the magnitudes of disturbances and natural regeneration processes. The regeneration released maintained the initial coverage of species before hurricane, in all types and stages of regeneration, 19 species stood out for their high densities (28.3%), which are *Pouteria reticulata*, *Nectandra Salicifolia*, *Dendropanax arboreus*, *Psidium sartorianum*, *Brosimum alicastrum*, *Manilkara zapota*, *Copal Protium*, *Alseis yucatanensis*, *Guettarda combsii*, *Metopium brownei*, *Trichilia minutiflora*, *Allophyllus cominia*, *Drypetes lateriflora*, *Blomia prisca*, *Mosannonna depressa*, *Pseudobombax ellipticum*, *Bursera simaruba*, *Astronium graveolens* and *Tabebuia rosea*, most of which correspond to to the guild of the scyophyte species. The predominance of the scyophyte species in the released regeneration maintains the initial floristic composition, and generates favorable perspectives for forest management. This trend is favored, with the analysis of the value of the regeneration from its possibilities in the markets of the wood, which turned out that more than 70% of the species are of interest for the current markets of forest products.

Keywords: Regeneration, recovery, guilds, heliophytes, scyophytes

Introducción

Uno de los supuestos fundamentales en la ecología de selvas tropicales, se encuentra en el paradigma que afirma que las selvas se configuran en parches o mosaicos de

vegetación arbórea en diferentes estados de desarrollo (Chazdon, 2003; Nichol et al., 2017). Estos agrupamientos de vegetación son secuela de eventos ecológicos y evolutivos asociados a perturbaciones que se crean a partir de las interacciones de las fuerzas naturales (p.ej. huracanes) y el legado humano histórico de uso de la tierra (Morris, 2010; Lobo & Dalling, 2014; Vlam, et al., 2017). La intensidad y frecuencia de estos disturbios influyen los procesos de recuperación y desempeñan un rol fundamental en la configuración de la estructura y composición de las selvas (Turner et al, 1998; Kellner et al., 2009; Hunter et al., 2015).

En la Península de Yucatán (PY), al igual que en varios países del Caribe, los huracanes han sido desde tiempos inmemoriales los eventos más importantes de formación de disturbios de gran magnitud (Whigham, et al., 1991; Uriarte et al., 2004; Imbert and Portecop. 2008; Tanner et al., 2014). En toda la geografía peninsular, particularmente en Quintana Roo se registran fragmentos de vegetación en diferentes fases de regeneración, que son evidencia del paso de huracanes en el tiempo y de su capacidad de restablecimiento (Dickinson et al., 2001; Bonilla-Moheno, 2010). En los albores del presente siglo esta subregión peninsular ha sido impactada por un huracán cada 3.4 años (por Isidoro en 2002, Emily 2005, Wilma 2005, Dean 2007 y Ernesto 2012) (CNA, 2018; NOAA, 2018). Estos causaron perturbaciones en un promedio de dos, de los 3.5 millones de ha de selvas reportadas para Quintana Roo (Ellis et al., 2007a; Pat et al., 2018). El 70 % de estas selvas afectadas forma parte de programas de conservación y manejo, además de que brindan importantes servicios ecosistémicos en la región (Elizondo y López, 2009; Ferraz et al., 2014; Ellis et al., 2017b). Por lo que es fundamental el seguimiento de los procesos de regeneración liberados, ya que constituyen la base de su renovación y conservación como ecosistemas, y la continuidad del modelo de manejo aplicado (Bonilla-Moheno, 2010; Ellis et al., 2015).

La recuperación de selvas impactadas por huracanes ha sido abordada ampliamente en el Caribe durante los últimos 20 años por ecólogos como Burslem et al. (2000), Boucher et al. (2001), Vandermeer et al. (2001), Weaver (2002), Pascarella et al. (2004), Uriarte et al. (2004), Bellingham et al. (2005), Ostertag et al. (2005), Imbert y Portecop (2008). En Quintana Roo, destacan los estudios de Whigham (1991), Sánchez e Islebe. (1999), Sánchez et al. (2006); Islebe et al. (2009), Dickinson et al. (2001), Bonilla-Moheno (2010), Navarro-Martínez et al. (2012) y Pat et al. (2018 en prensa). Estos estudios han revelado importante información para el entendimiento de los patrones generales de respuestas de las selvas perturbadas, que por lo general se han comportado como sistemas resilientes.

Pero es preciso considerar que cada tipo de selva posee atributos biológicos particulares derivados de su composición de especies y de su historial de disturbios antropogénicos (Cole et al., 2014; Hunter et al., 2015; Chazdon and Uriarte, 2016). El entendimiento de los procesos de regeneración que en ellos se desarrollan son dependientes de la escala espacio-temporal sobre la cual son observados, “los patrones aparentes en una escala pueden colapsar cuando se ven desde otras escalas” (Sacre 2005; Wheatley and Johnson 2009; Hewitt et al., 2010; Chave, 2013). Por ello, las selvas que tienen manejo forestal afectadas por huracanes requieren estudios muy específicos, de mediano y largo plazo, que den seguimiento a incógnitas como ¿Qué interrelaciones se establecen entre los factores que influyen las perturbaciones y la regeneración natural? ¿Qué mecanismos de regeneración se desarrollan en la estructura y composición de la comunidad arbórea (tipos de regeneración e indicadores de recuperación)? ¿Cuál es la dinámica de regeneración que presenta la composición de especies, de gremios y demás grupos ecológicos y de interés forestal)? Responder a estas incógnitas de investigación contribuyen al conocimiento de la capacidad de respuesta de este tipo de selvas ante los disturbios generados por huracanes en interacción con las perturbaciones de las actividades silvícolas, lo cual es preocupación de las comunidades locales que viven del manejo de selvas (Ellis et al., 2015). Por ello, se diseñó el presente estudio orientado a “caracterizar la dinámica de regeneración que presenta la comunidad arbórea de las selvas de Noh-Bec Quintana Roo, México a partir del impacto del huracán Dean entre los años 2007-2014”.

Materiales y Métodos

Área de estudio. El ejido en cuestión forma parte del corredor biológico de selvas tropicales que se distribuyen entre las reservas de la biosfera de Sian Ka'an Quintana Roo hasta Calakmul Campeche (Díaz-Gallegos, 2008). Se ubica en el Municipio de Felipe Carrillo Puerto Quintana Roo, entre las coordenadas 19°02'30" y 19°12'30" N y los 88°13'30" y 88°27'30" W. Cuenta con una superficie total de 24 009.6 ha, de las cuales 18,000 se encuentran asignadas como Área Forestal Permanente (AFP) (Ramírez, 1999; RAN, 2016) (Fig. 1). En la zona prevalece un clima cálido subhúmedo tropical con lluvias en verano (Aw_1), temperaturas superiores a 26 °C y precipitación anual de 1200 mm, aunque en los últimos años se han presentado anomalías climáticas relacionadas con sequías prolongadas (Estrada-Medina et al., 2016). Su plataforma geológica está compuesta por rocas sedimentarias, correspondientes a la formación “Carrillo Puerto”, sobre el que se forman superficies onduladas, que corresponden a las “Planicies del Caribe y del Noreste” (Chiappy y Gama, 2004). En

estas superficies se originan suelos poco profundos (30 cm), entre los que sobresalen, luvisoles vérticos (Y'aax-hom) y gleysoles (Aak'alche) (FAO/UNESCO, 1998; Bautista y Palacio, 2005). La vegetación predominante en todo el área es la Selva Mediana Subperennifolia (SMS) y la Selva Baja Subperennifolia (SBS), cuyas especies arbóreas con mayor abundancia son *Pouteria reticulata*, *Alseis yucatanensis*, *Manilkara zapota*, *Burcera simaruba*, *Dendropanax arboreus*, *Simarouba glauca*, *Simira salvadorensis*, *Metopiun brownei*, *Swartzia cubensis*, *Piscidia piscipula*, *Brosimum alicastrum*, *Swietenia macrophylla*, *Lysiloma latisiliquum* y *Vitex gaumeri* (Miranda y Hernández-X., 1963; Pennington y Sarukhan, 1968).

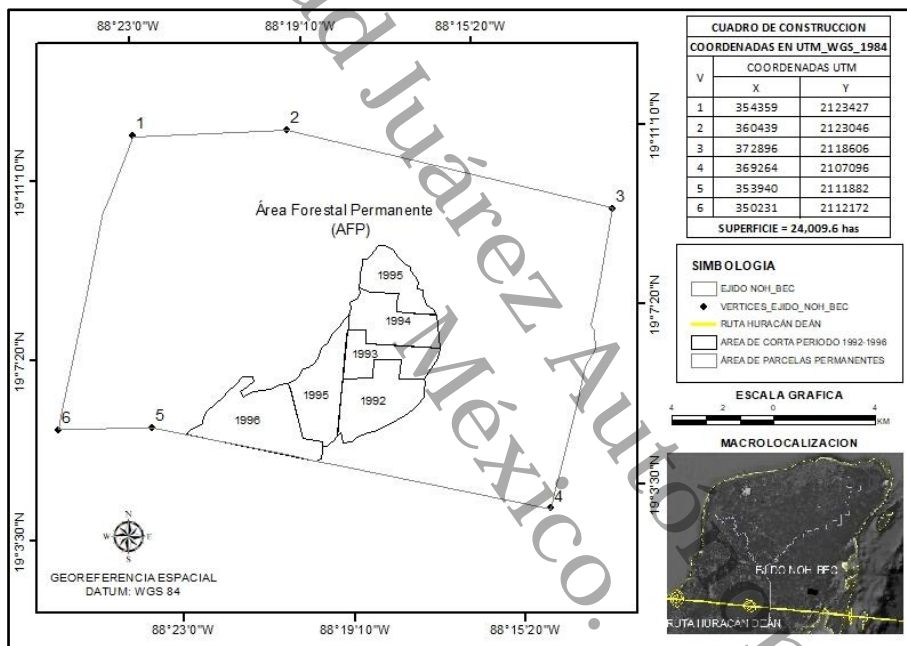


Figura 1. Ubicación del ejido Noh-Bec en Quintana Roo (recuadro oscuro), y localización dentro del Área Forestal Permanente (AFP) de las áreas de corta anual 1992-1996 (ACA), donde se sitúan las Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM).

Diseño de muestreo. El ejido cuenta con un programa de manejo forestal desde el año de 1984, que contiene el ordenamiento del AFP en Áreas de Corta Anual (ACA) y las especificaciones silvícolas para el aprovechamiento regulado de varios productos de la selva (maderables, no maderables y servicios ecosistémicos) (Ellis et al., 2015). En el año de 1998, el ejido delimitó una superficie de 3,500 ha del AFP, distribuidos en las ACA correspondiente a los años 1992-1996 (Fig. 1). En esta superficie se establecieron y midieron 150 Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM) de 500 m², aplicando un diseño de muestreo sistemático (Ramírez, 1999). De los cuales se seleccionó una muestra aleatoria estratificada de 25 PPM para ser medidos nuevamente en los años 2010 y 2014 (cinco PPM por ACA). Las PPM tuvieron forma circular, y se subdividieron

en tres subparcelas concéntricas de tamaño sucesivamente menor, reproduciendo el modelo de Cancino y Gadow (2002): A = 500 m², B = 200.9 m² y C = 102.0 m².

VARIABLES EVALUADAS. En todas las PPM y subparcelas (muestreo 2010 y 2014), se registraron todos los árboles siguiendo una propuesta adaptada de las etapas de desarrollo de Fredericksen et al. (2001): La subparcela "A" fue para árboles con diámetro (d) mayor a 10 cm (latizal alto y fustales), la "B" para árboles con d entre 5 y 9.9 cm (latizal bajo), y la "C" para arbolillos con altura (h) mínima de 50 cm. hasta 4.9 cm. de d (brinzales y vardascal). Para cada individuo se registró (con excepción de brinzales y vardascal): la especie (sp), el diámetro normal en cm. (d), la altura total (h) y el fuste limpio en m. (hfl). Mientras que para los arbolillos brinzales y vardascal solo se registró la especie y el conteo de individuos. Para los árboles latizales y fustales se evaluaron los daños del huracán, considerando siete tipos de árboles en función a la magnitud de daños exhibidos (adaptada de Pohlman et al., 2008): C1 (árbol sin daños), C2 (árbol decapitado con fuste > a 4 m.), C3 (árbol decapitado con fuste < a 4 m.), C4 (árbol vivo caído), C5 (árbol muerto por efecto del huracán), C6 (árbol muerto por explotación forestal), C7 (árbol no encontrado).

PRUEBAS ESTADÍSTICAS. A partir de estas mediciones se realizó el cálculo de las superficies de claros formados por daños a la vegetación (TCF) (m² ha⁻¹) (por el método de Takahashi and Takahashi, 2013). La estimación de la densidad (NI ha⁻¹) de árboles dañados (AD), regeneración de avanzada (RA), árboles dañados con brotes (ADCB). El área basal por árbol (g) (m²) y el área basimétrica (G) (m² ha⁻¹) a partir de las ecuaciones de Prodan et al. (1997) y las de SEMARNAT (2012). Asimismo, se definió el gremio de cada especie de acuerdo con Finegan (1993) (GE) y su importancia comercial (FAO, 2013). Los supuestos de normalidad se examinaron con la prueba Kolmogórov-Smirnov (KS), al igual que la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene. Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para las variables que cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Las interacciones entre variables se determinaron mediante el coeficiente de correlación Pearson y modelos de regresiones lineales múltiples (RLM). La diversidad entre tipos y estadios de regeneración se determinó con los índices de Shannon-Wiener (H'), Simpson (λ) y Chao 1.

Resultados

Interacciones perturbaciones - recuperación de la selva. Los análisis realizados en el año 2010 caracterizan una selva mediana subperennifolia (SMS) con afectaciones severas en su estructura y composición, pero de igual manera manifiesta procesos y

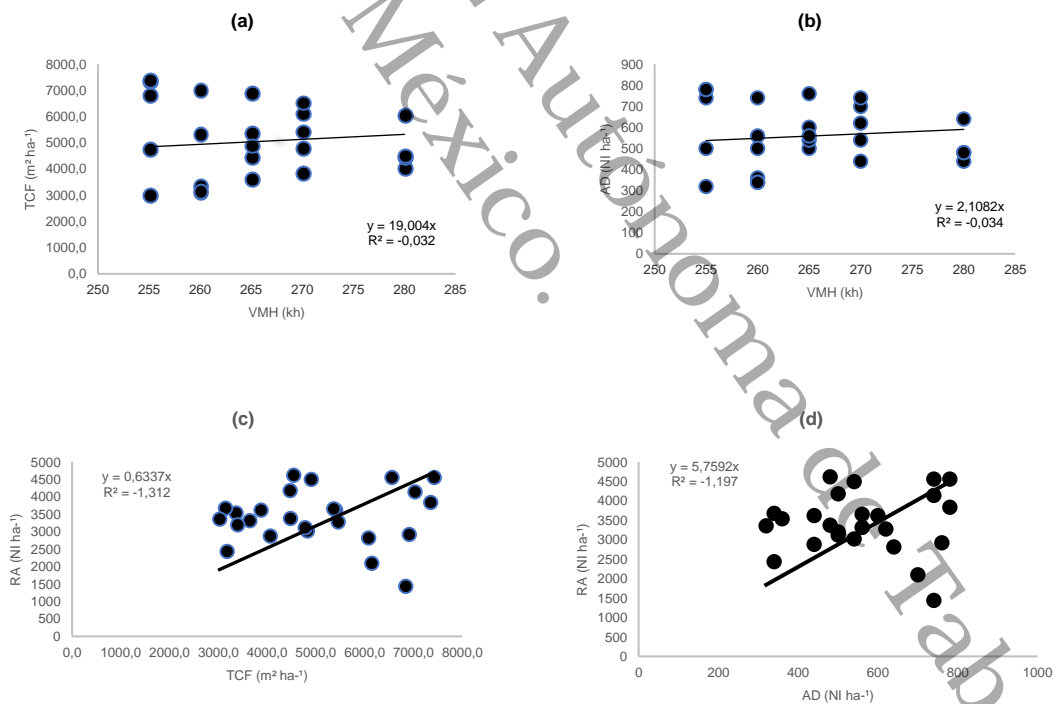
diversos mecanismos de regeneración. Fue impactada con vientos máximos (VM) de 255 a 280 km/h, por un meteoro de categoría V (Escala Saffir-Simpson) (CONAGUA, 2017). Las variables estructurales de la comunidad arbórea, como las alturas (h), la densidad arbórea (DA) y los árboles que fueron dañados (AD) manifestaron una gran heterogeneidad y variabilidad en sus valores dasométricos (aún después de tres años del impacto), de acuerdo con las pruebas estadísticas y el ANOVA unifactorial. Los promedios de h oscilaron entre 8.77 a 9.58 m, para una media de 9.21 m. La DA para arboles fustales fue de 620 a 1560 individuos (NI ha⁻¹), una media de 982.4, y una desviación estándar de 222.88. Mientras que la cantidad de AD tuvo una media de 560 individuos (NI ha⁻¹) (mayor al 50 %) y una desviación estándar de 146.17. Los claros generados (TCF) a partir de los disturbios fueron de 3024 a 7425.6 m² ha⁻¹, con un promedio de 5048.5 (Tabla1).

Tabla 1. Atributos estructurales arbóreos de la selva de Noh-Bec Quintana Roo (2010), tres años posterior al impacto del huracán Dean (2007-2010)

PPM	VMH (Km/h)	H (m)	DA (NI ha ⁻¹)	AD (NI ha ⁻¹)	TCF (m ² ha ⁻¹)	RA (NI ha ⁻¹)	ADCB (NI ha ⁻¹)	G (m ² ha ⁻¹)
1	270	8.85	1320	620	5456.0	3280	540	35.60
2	270	8.77	1040	700	6140.0	2100	580	22.35
3	270	8.80	980	440	3872.0	3620	320	15.37
4	270	8.86	1080	740	6556.4	4560	640	30.24
5	270	8.93	720	540	4822.2	3020	500	38.43
6	265	8.94	920	500	4470.0	4180	300	34.96
7	265	9.00	1020	600	5400.0	3620	600	20.03
8	265	9.08	980	540	4903.2	4500	480	23.80
9	265	9.07	1080	560	3640.0	3320	400	46.73
10	265	9.09	960	760	6908.4	2920	600	39.34
11	280	9.24	680	440	4065.6	2880	280	22.26
12	280	9.32	860	480	4473.6	3380	260	19.77
13	280	9.46	1040	480	4540.8	4620	320	28.95
14	280	9.50	1060	640	6080.0	2820	500	35.77
15	260	9.58	780	560	5364.8	3660	280	24.50
16	260	9.50	1220	740	7030.0	4140	360	43.48
17	260	9.34	740	360	3362.4	3540	120	33.32
18	260	9.24	780	340	3141.6	3680	220	25.00
19	260	9.26	680	500	3395.0	3200	340	19.74
20	260	9.34	620	340	3175.6	2440	240	30.22
21	255	9.45	960	320	3024.0	3360	80	36.78
22	255	9.24	1140	740	6837.6	1440	500	37.95
23	255	9.42	1560	780	7347.6	3840	500	48.04
24	255	9.56	1080	500	4780.0	3120	420	30.11
25	255	9.52	1260	780	7425.6	4560	380	35.72
Promedios estadísticos univariados								
Min	255	8.77	620	320	3024.0	1440	80	15.37
Max	280	9.58	1560	780	7425.6	4620	640	48.04
\bar{x}	265.2	9.21	982.4	560.0	5048.5	3432	390.4	31.14
δ	8.35	0.25	222.88	146.17	1423.94	778.77	151.34	8.87

Nomenclatura: PPM = Parcela permanente de muestreo; VMH = Vientos máximos huracán; H = alturas; DA = Densidad arbórea; AD = Árboles dañados; TCF = Tamaño de claro formado; RA = Regeneración de avanzada; ADCB = árboles dañados con brotes; G = Área basimétrica. La prueba KS indica que se cumple el supuesto de normalidad (estadísticos entre .101 y .131; gl 25; p < .05), al igual que la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene (estadístico: .637; gl1: 24 y gl2: 125 p > .05). El ANOVA unifactorial reveló diferencias significativas en los valores medios de siete variables evaluadas entre las PPM (con excepción de VMH) (F: 246.7; p < .05).

La respuesta de la selva ante los disturbios liberó procesos y diversos mecanismos de regeneración, que Vandermeer et al. (1995, 2004) denomina “regeneración directa”. Los cuales también registraron valores dasométricos muy heterogéneos. La regeneración de avanzada (RA) fluctuó entre 1440 a 4620 individuos (NI ha⁻¹), una media de 3432 y una desviación estándar de 778.77. Mientras que la regeneración epicórmica de los árboles dañados (ADCB) osciló entre 80 a 640 individuos (NI ha⁻¹), una media de 390.4 y una desviación estándar de 151.34. El área basimétrica (G) osciló entre 15.37 a 48.04 m² ha⁻¹, media de 31.14 y desviación estándar de 8.87 (Tabla 1). El paradigma perturbación / recuperación tal como lo menciona Chazdon (2003) resultó ser un proceso dinámico en las selvas de Noh-Bec, por la variedad de variables y factores que interaccionaron (dependientes e independientes). Tanto en los disturbios, como en los procesos de regeneración, se desarrollaron interacciones entre los factores (meteorológicos, biológicos, antrópicos), como la influencia de: a) VMH sobre el factor TCF, b) VMH sobre AD, c) TCF sobre RA, d) AD sobre RA, e) DA sobre AD y f) AD sobre ADCB (Figura 2).



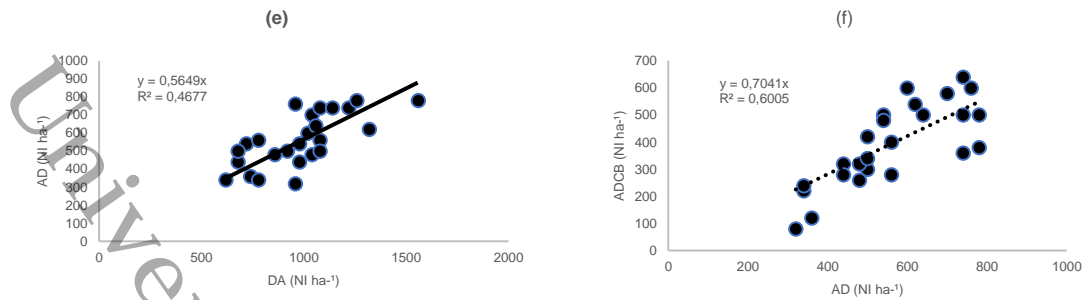


Figura 2. Algunas de las interacciones bivariadas determinados entre los diversos factores de perturbaciones y procesos de regeneración liberados en las selvas de Noh-Bec Quintana como parte de los efectos del huracán "Dean": a) VMH sobre el factor TCF (a), b) VMH sobre AD (b), c) TCF sobre RA, d) AD sobre RA, e) DA sobre AD y f) AD sobre ADCB.

Así mismo, las pruebas de regresión lineal múltiple (RLM) (robustas según resultados), demostraron interacciones múltiples entre los diversos factores. En un primer caso (RLM1), la prueba de tres modelos determinó que el 50.8 % (R^2) de las causas de las magnitudes de daños sobre los árboles (AD) (factor dependiente), fue efecto de las interacciones entre los factores VMH, H y DA (factores independientes), el factor que tuvo mayor influencia fue la DA que tuvo un valor de β de .711. En el segundo caso (RLM2), la prueba de cuatro modelos predijo que el 93.5 % (R^2) de los factores que influyeron en la formación claros (TCF) (factor dependiente), se debió a las interacciones entre los factores VMH, H, DA y AD (factores independientes), el factor de mayor influencia fueron los AD, con un valor de β de .940. En un tercer caso (RLM3), la prueba de cuatro modelos determinó que el 77.2 % de las causas del desarrollo de brotes en los árboles dañados (ADCB) (factor dependiente), se debió a las interacciones entre los factores H, DA, AD y TCF, el factor que ejerció mayor influencia fueron los AD, con un valor de β de .742 (Tabla 2).

Tabla 2. Interacciones múltiples entre los diversos factores (meteorológicos, biológicos y antrópicos) que participaron en las perturbaciones y procesos de regeneración desencadenados en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo por el huracán Dean (2007-2010).

RLM (No)	VD (Respuesta)	VI (Explicativa)	Modelos Probados	R^2	β	ANOVA (sig.)	Durbin-Watson	FIV
1	AD	VMH	1	.007	.025	.155 (.697)	2.393	1.141
		H	2	.022	.108	.248 (.782)		1.099
		DA	3	.508	.711	7.22 (.002)		1.040
2	TCF	VMH	1	.008	.039	.179 (.676)	2.317	1.142
		H	2	.008	.136	.087 (.917)		1.122
		DA	3	.500	.048	7.00 (.002)		2.067
		AD	4	.935	.940	71.8 (.000)		2.032
3	ADCB	H	1	.187	.400	6.52 (.018)	2.170	1.261
		DA	2	.471	.054	9.78 (.001)		2.037
		AD	3	.772	.742	23.66 (.000)		15.391
		TCF	4	.772	.042	16.91 (.000)		15.074

Nomenclatura: RLM = Regresión lineal múltiple; VD = Variable dependiente; VI = Variable independiente; AD = Árboles dañados; TCF = Total de claros formados; VMH = Vientos máximos huracán; H = Altura de árboles; DA = Densidad arbórea; β = Coeficiente beta; FIV = Factor de varianza inflada.

Composición florística de la regeneración. En cuanto a las densidades ($NI\ ha^{-1}$) y disposición taxonómica de la regeneración liberada, esta mostró distribuciones muy irregulares entre años, estadios más tempranos y familias en proceso de regeneración

natural y epicórmica (estadísticamente diferentes $p = .05$). Los individuos registrados en el primer muestreo (2010), fueron 12453 (brinzal), 1346 (vardascal), 717 (latizal bajo) y 571 árboles fustales con rebrotación epicórmica, agrupados en un total de 31 familias, 58 géneros y 67 especies. Composición que se mantuvo en el año 2014, pero con una disminución de un 21.7 % de la densidad total (Tabla 3, Anexo 1).

Tabla 3. Distribución taxonómica por familias de la densidad de individuos (NI ha^{-1}), en los diferentes años, estadios y tipos de regeneración en proceso, que se registraron en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo, por efectos del huracán "Dean".

Familia	Brinzales		Vardascal		Latizal bajo		R Epicórmica	
	2010	2014	2010	2014	2010	2014	2010	2014
1. Anacardiaceae	407 ^a	179 ^a	41 ^b	29 ^b	28 ^c	26 ^b	34 ^c	28 ^b
2. Annonaceae	104 ^a	42 ^a	15 ^b	12 ^c	22 ^b	21 ^b	3 ^b	3 ^c
3. Apocynaceae	31 ^a	14 ^a	6 ^b	4 ^b	2 ^b	1 ^b	0	0
4. Araliaceae	569 ^a	230 ^a	45 ^b	39 ^b	6 ^c	6 ^c	37 ^b	32 ^b
5. Arecaceae	57 ^a	33 ^a	14 ^b	10 ^b	12 ^b	12 ^b	0	0
6. Bignoniaceae	71 ^a	40 ^a	7 ^b	6 ^c	2 ^b	1 ^c	15 ^b	15 ^b
7. Bombacaceae	51 ^a	30 ^a	4 ^b	3 ^b	4 ^c	3 ^b	30 ^b	30 ^a
8. Boraginaceae	54 ^a	28 ^a	9 ^b	7 ^b	0	0	10 ^b	7 ^b
9. Burceraceae	580 ^a	290 ^a	58 ^b	49 ^b	12 ^b	10 ^c	40 ^b	29 ^b
10. Caesalpinaceae	80 ^a	41 ^a	8 ^b	6 ^b	0	0	4 ^b	3 ^b
11. Ebenaceae	23 ^a	9 ^a	2 ^b	2 ^a	2 ^b	1 ^a	1 ^b	0
12. Euphorbiaceae	223 ^a	105 ^a	23 ^b	19 ^c	30 ^b	26 ^b	18 ^b	12 ^c
13. Fabaceae	293 ^a	153 ^a	31 ^b	25 ^b	8 ^b	8 ^b	13 ^b	11 ^b
14. Flacourtiaceae	57 ^a	22 ^a	2 ^b	2 ^a	0	0	10 ^b	8 ^a
15. Lauraceae	2165 ^a	1507 ^a	130 ^b	99 ^b	8 ^c	6 ^c	15 ^c	14 ^c
16. Malvaceae	120 ^a	49 ^a	14 ^b	11 ^b	2 ^b	2 ^b	7 ^b	7 ^b
17. Meliaceae	234 ^a	93 ^a	39 ^b	31 ^c	60 ^b	53 ^b	27 ^b	19 ^c
18. Mimosaceae	79 ^a	48 ^a	4 ^b	4 ^b	8 ^b	7 ^b	3 ^b	1 ^b
19. Moraceae	470 ^a	230 ^a	61 ^b	55 ^b	16 ^b	13 ^c	16 ^b	14 ^c
20. Myrtaceae	728 ^a	415 ^a	67 ^b	51 ^b	20 ^b	19 ^b	6 ^b	6 ^b
21. Nictaginaceae	10 ^a	4 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
22. Polygonaceae	285 ^a	160 ^a	50 ^b	42 ^b	10 ^b	10 ^c	1 ^b	1 ^c
23. Rhamnaceae	29 ^a	21 ^a	8 ^b	5 ^b	4 ^b	3 ^b	2 ^b	1 ^b
24. Rubiaceae	839 ^a	392 ^a	129 ^b	111 ^b	62 ^c	55 ^c	74 ^c	64 ^c
25. Rutaceae	108 ^a	49 ^a	16 ^b	13 ^b	6 ^b	5 ^b	4 ^b	3 ^b
26. Sapindaceae	302 ^a	163 ^a	36 ^c	25 ^c	84 ^b	71 ^b	43 ^c	25 ^c
27. Sapotaceae	4192 ^a	2207 ^a	501 ^b	432 ^b	293 ^c	276 ^c	123 ^c	108 ^c
28. Simaroubaceae	111 ^a	52 ^a	8 ^b	5 ^b	0	0	3 ^b	2 ^b
29. Tiliaceae	17 ^a	9 ^a	2 ^a	1 ^b	10 ^a	8 ^a	4 ^a	3 ^b
30. Ulmaceae	40 ^a	23 ^a	0	0	2 ^b	2 ^b	1 ^b	1 ^b
31. Verbenaceae	99 ^a	40 ^a	14 ^b	11 ^b	2 ^b	2 ^b	7 ^b	7 ^b
Totales	12428	6678	1346	1110	717	648	522	455

Medias con distinta letra en diferentes columnas son estadísticamente diferentes ($P \leq 0.05$). Los ANOVAS se realizaron por año.

Las agrupaciones registradas confirmaron el predominio de las especies iniciales (ante-huracán), y destacan el dominio de pocas familias en ambos años de muestreo, tipos y estadios de la regeneración. La mayor riqueza de especies se concentró en nueve familias, que fueron Sapotaceae y Fabaceae (con cinco especies), Meliaceae, Myrtaceae, Rubiaceae y Sapindaceae (4), Euphorbiaceae, Moraceae y Poligonaceae (3), concentrando el 52.2 % del total de las especies encontradas en el área de estudio. Las familias con mayor número de géneros fueron Fabaceae, Rubiaceae y Sapindaceae (con 4), Euphorbiaceae, Meliaceae Moraceae, Myrtaceae y Sapotaceae (3), aportando

el 50 % del total de los géneros encontrados (Anexo 1). Las familias que concentraron mayores densidades de individuos (NI ha⁻¹), fueron *Sapotaceae* (Sap), *Lauraceae* (La), *Rubiaceae* (Ru), *Myrtaceae* (My), *Burceraceae* (Bu), *Araliaceae* (Ar), *Moraceae* (Mo), *Anacardeaceae* (An), *Sapindaceae* (Sa), *Poligonaceae* (Po), *Meliaceae* (Me), *Euphorbiaceae* (Eu), *Anonaceae* (Ann) y *Bombacaceae* (Bo) (Figura 3, Anexo 1).

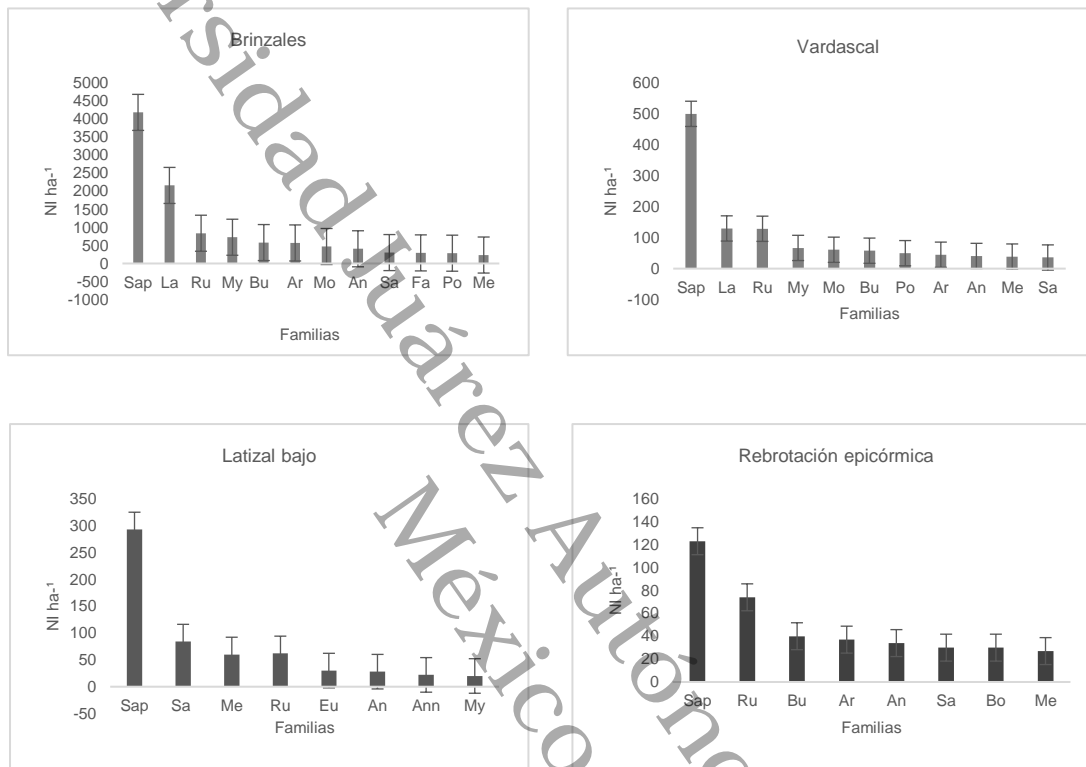
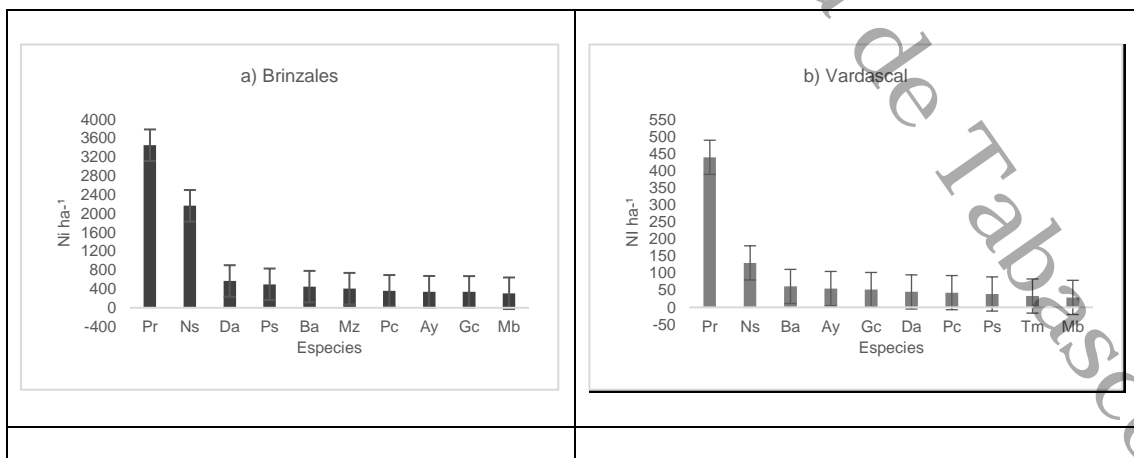


Figura 3. Familias predominantes en los diferentes estadios de la regeneración directa liberada (brinzales, Vardascal, latizal bajo y rebrotación epicórmica) como efectos del huracán Dean en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo (2007-2014).



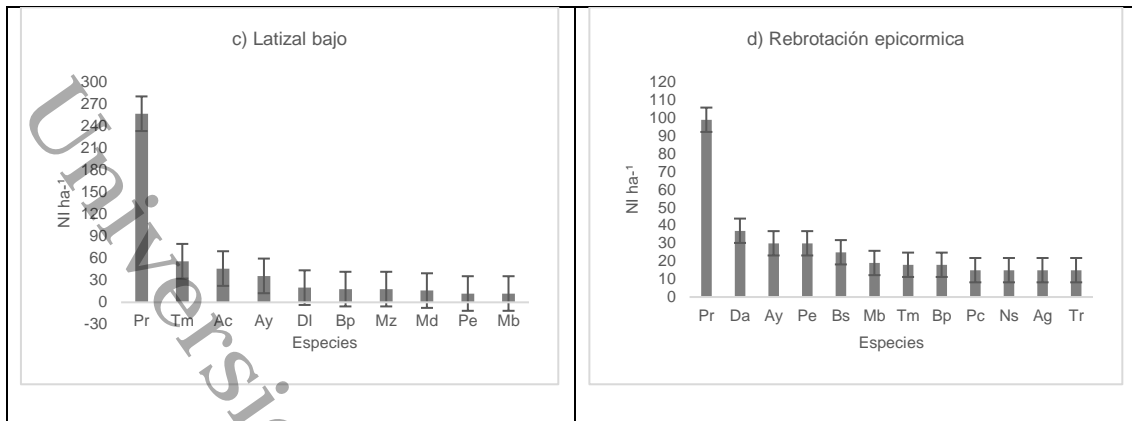


Figura 4. Especies predominantes en los diferentes estadios de la regeneración directa liberada (brinzales, vardascal, latizal bajo y rebrotación epicórmica) como efectos del huracán Dean en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo (2007-2014).

En todos los tipos y estadios de la regeneración, 19 especies destacan por sus altas densidades (28.3 %), los cuales son *Pouteria reticulata* (Pr), *Nectandra Salicifolia* (Ns), *Dendropanax arboreus* (Da), *Psidium sartorianum* (Ps), *Brosimum alicastrum* (Ba), *Manilkara zapota* (Mz), *Protium copal* (Pc), *Alseis yucatanensis* (Ay), *Guettarda combsii* (Gc), *Metopium brownei* (Mb), *Trichilia minutiflora* (Tm), *Allophylus cominia* (Ac), *Drypetes lateriflora* (DI), *Blomia prisca* (Bp), *Mosannona depressa* (Md), *Pseudobombax ellipticum* (Pe), *Bursera simaruba* (Bs), *Astronium graveolens* (Ag), = *Tabebuia rosea* (Tr); mientras que las restantes 48 especies (71.7 %), se encuentran representadas por menos de 50 individuos por ha, como es el caso de *Cedrela odorata* (7) (Figura 4). Este tipo de distribuciones de densidad influyó en mejores índices de diversidad de especies, que resultó con diferencias significativas entre años, tipos y estadios de regeneración (Tabla 4).

Tabla 4. Riqueza y diversidad de especies arbóreas entre los tipos y estadios de regeneración en proceso registrados en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo, posterior al impacto del huracán "Dean" (2007-2014).

Diversidad	BR 2010	BR 2014	VAR 2010	VAR 2014	LB 2010	LB 2014	RE 2010	RE 2014
Riqueza	67	67	53	53	50	50	53	49
Shannon- Wiener (H')	2.96 ^b	2.86 ^c	2.95 ^b	2.88 ^c	2.86 ^c	2.81 ^c	3.27 ^a	3.18 ^a
Simpson (λ)	0.88 ^b	0.86 ^b	0.87 ^b	0.85 ^c	0.85 ^c	0.84 ^c	0.93 ^a	0.92 ^a
Chao 1	67.0 ^a	67.0 ^a	53.0 ^c	53.1 ^c	50.0 ^c	51.5 ^c	59.6 ^b	60.1 ^b

Nomenclatura: BR = Brinzal, VAR = Vardascal, LB = Latizal bajo y RE = Rebrotación epicórmica. Los valores con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los años, tipos y estadios de regeneración ($P \leq 0.05$).

Regeneración a nivel de gremios y especies de interés forestal. Al explorar las perspectivas de la regeneración liberada a partir de gremios ecológicos e importancia comercial de las especies, se observó una distribución en los dos gremios principales

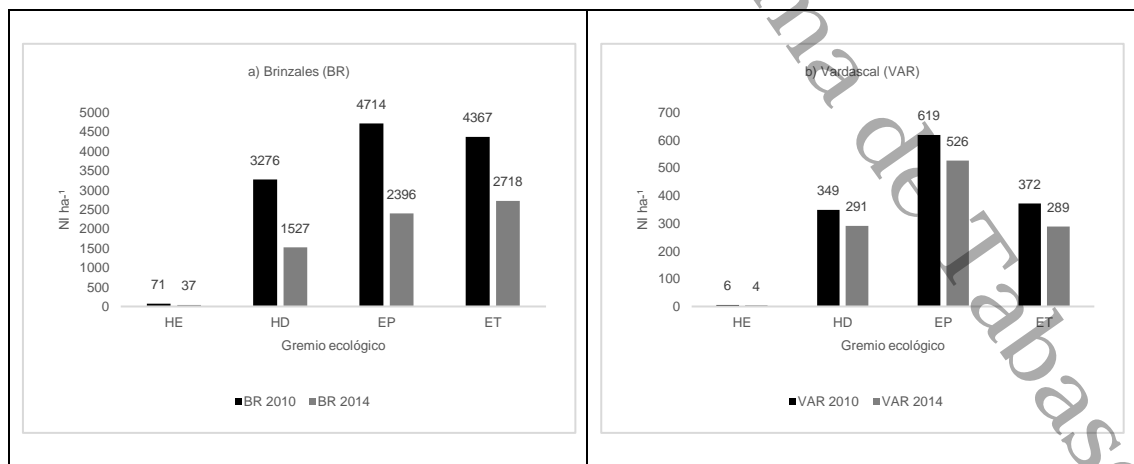
de Finegan (1993, 1996) (especies heliófitas y especies esciófitas), dividido en cuatro gremios extremos e intermedios: heliófitas efímeras (HE), heliófitas durables (HD), esciófitas parciales (EP) y esciófitas totales (ET). En ambos años de muestreo los gremios con mayor densidad de individuos fueron: EP, ET, HD y finalmente HE (que presentó densidades muy bajas). Aunque resultaron ser distribuciones entre años y estadios de regeneración con diferencias estadísticamente significativas (Tabla 5).

Tabla 5. Distribución de la regeneración liberada por el huracán Dean en las selvas de Noh-Bec Quintana por gremios ecológicos, tipos y estadios de regeneración (2007-2014).

GE	Tipos, Estadios de Regeneración y Densidades (NI ha ⁻¹)								Total	
	BR 2010	BR 2014	VAR 2010	VAR 2014	LB 2010	LB 2014	RE 2010	RE 2014	2010	2014
HE	71 ^a	37 ^b	6 ^a	4 ^b	4 ^a	3 ^a	1 ^a	1 ^a	82	45
HD	3276 ^a	1527 ^b	349 ^a	291 ^b	158 ^a	141 ^a	278 ^a	233 ^b	4061	2192
EP	4714 ^a	2396 ^b	619 ^a	526 ^b	391 ^a	359 ^b	159 ^a	136 ^b	5883	3417
ET	4367 ^a	2718 ^b	372 ^a	289 ^b	164 ^a	145 ^a	101 ^a	85 ^b	5004	3237
Total	12428	6678	1346	1110	717	648	539	455	15030	8891

Nomenclatura: BR = Brinzal, VAR = Vardascal, LB = Latizal bajo y RE = Rebrotación epicórmica. Los valores con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los años, tipos y estadios de regeneración ($P \leq 0.05$).

La tendencia general se mantuvo al hacer el análisis por tipos y estadios de regeneración para ambos años, con predominio de las especies EP y ET para BR, VAR y LB, mientras que por RE el predominio recayó en las HD. Aunque las distribuciones de densidad se mantuvieron con diferencias significativas ($P \leq 0.05$). Este tipo de análisis evidenció la disminución de densidades del año 2010 a 2014, bajo el siguiente orden descendente: 1) brinzales, 2) vardascal, 3) latizal bajo y por RE (Figura 5).



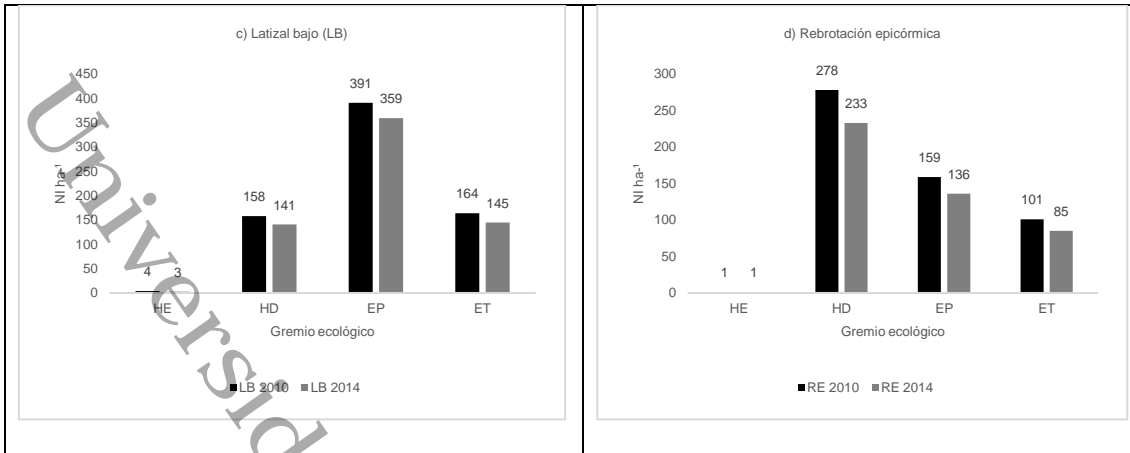


Figura 5. Distribución de la regeneración desencadenada por el huracán Dean en las selvas de Noh-Bec Quintana Roo entre los diferentes gremios ecológicos, tipos y estadios de regeneración: a) Brinzales, b) Vardascal, c) Latizal bajo y d) Rebrotación epicórmica.

Finalmente, en una ligera incursión sobre la importancia de la regeneración liberada para los mercados potenciales de los productos forestales, tomando como base la clasificación de especies maderables comerciales de la FAO (2013), se determinó que solo un 10.4 % de las especies cuenta con un mercado totalmente desarrollado (MTD), 20.8 % son especies con potencial comercial (EPC), 35.8 % son especies con mercado potencialmente desarrollado (MPD) y un 32.8 % son especies que por el momento no son comerciales (NC) (Figura 6).

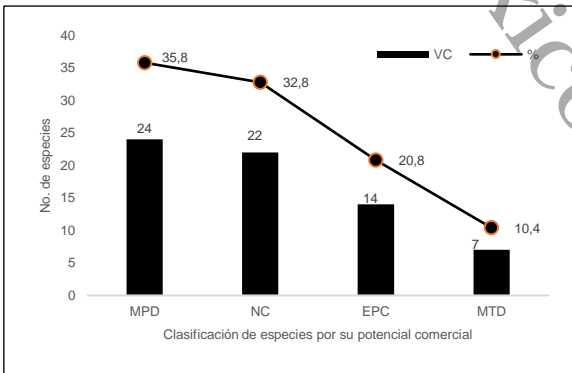


Figura 6. Distribuciones de la regeneración liberada en las selvas Noh-Bec Quintana Roo por el huracán Dean de acuerdo con su valor potencial en los mercados de los productos forestales. MPD = Mercado potencialmente desarrollado, NC = Especie no comercial, EPC = Especie potencialmente comercializable y MTD = Especie con mercado totalmente desarrollado.

Discusión

Interacciones perturbaciones - recuperación. Al analizar las interrelaciones entre factores que se registraron en las selvas de Noh-Bec, que han influenciado finalmente los daños y procesos de recuperación, destaca la existencia en las selvas tropicales de una serie de factores que posibilitan el desarrollo de sus procesos funcionales, que se pueden agrupar en factores naturales (meteorológicos, clima, suelo, propiedades

biológicas) y los factores antropogénicos (uso del suelo). Estos factores interactúan con las fuerzas naturales como los huracanes para influir en la magnitud de los eventos de perturbación, y en la velocidad y naturaleza de los procesos de recuperación de las selvas tropicales (Chazdon, 2003). En cada uno de los eventos de perturbación se activan estos procesos multifuncionales como mecanismos naturales de resistencia, protección y resiliencia de las selvas (Schnitzer and Carson, 2001). En la Península de Yucatán se ha documentado la influencia de perturbaciones consecutivas de huracanes de gran magnitud sobre la recuperación de la estructura y composición de la selva (Bonilla-Moheno (2010). Lo cual explica una serie de variaciones geográficas e históricas de los huracanes a lo largo del tiempo en la región Peninsular, que se han traducido en la formación de parches y mosaicos de vegetación en diversos estados sucesionales, como las selvas de Noh-Bec, que son resultado de un conjunto de interacciones que contribuyen a la recuperación de la selva (Boose et al., 2003). En este aspecto es importante considerar la capacidad de resiliencia histórica de las selvas de la Península ante las perturbaciones de los huracanes derivada de mecanismos inherentes que activan un conjunto de interrelaciones entre sus propiedades biológicas y las del medio ambiente, los cuales posibilitan la recuperación (Imbert and Portecop, 2008). Varios estudios realizados en las selvas de la región peninsular documentan las interrelaciones perturbaciones – recuperación entre los diversos factores que se activan con los impactos de huracanes, como el de Dickinson et al. (2001), que documenta la resistencia histórica de las comunidades de la selva a los huracanes. El de Sanchez-Sanchez e Islebe (1999) que aborda los cambios estructurales de las selvas ante los efectos de los huracanes. El de Whigham et al. (2003) que analiza el efecto de los huracanes en las selvas de Quintana Roo. En el Caribe se caracterizaron las interrelaciones entre la intensidad de los vientos del huracán, los factores ambientales y los factores biológicos para generar perturbaciones (Canham et al., 2010). En las selvas de Jamaica se demostró que los factores biológicos derivados de la diversidad de especies aumentan su resistencia a las perturbaciones generadas por los vientos (Tanner and Bellingham, 2006).

Composición florística de la regeneración. Según los resultados obtenidos, las densidades de individuos de todos los tipos y estadios de regeneración se agrupan en 31 familias, 58 géneros y 67 especies, de un total de 68 familias, 246 géneros y 437 especies, reportadas para la Península de Yucatán (Ibarra-Manríquez, 1995). Equivalente al 45 % de las familias, 23.5 % de los géneros y el 15.3 % de las especies arbóreas de la Península, que es una composición florística similar a lo reportado en áreas adyacentes y cercanas, con la diferencia de que es para estados más avanzados

de la regeneración (Navarro-Martínez et al., 2012; Carreón-Santos y Valdez-Hernández, 2014). Lo que destaca en esta composición florística en proceso de restablecimiento, es la ocurrencia de especies que podrían distinguir a las selvas de Noh-Bec como las selvas de *Pouteria reticulata*, *Nectandra salicifolia*, *Manilkara zapota* y *Dendropanax arboreus*, como un tipo de asociación que hace referencia al dominio que ejercen estas especies sobre las restantes. Similar a la distinción que realizó Gómez-Pompa (1966) de selvas de *Brosimum alicastrum* como uno de los tres tipos de asociaciones en Misantla, tanto en vegetación madura como secundaria. Las agrupaciones de especies, generos y familias registradas confirmaron el predominio de las especies iniciales (antehuracán), lo que indica que la regeneración en proceso mantiene los caracteres florísticos de la selva de Noh-Bec. Lo cual se confirma con los valores de diversidad registrados, que también son similares a los reportados por Navarro-Martínez et al. (2012) y Carreón-Santos y Valdez-Hernández (2014). Quizás ciertas variaciones de la composición florística se manifiestan en la densidad de individuos de las especies, que han influido en mejorar los valores de importancia de determinadas especies como *Pouteria reticulata*, *Alseis yucatanensis* y *Manilkara zapota*, en detrimentos de otros como *Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata*.

Regeneración a nivel de gremios y especies de interés forestal. Ahora bien, lo sorprendente de la composición florística de la regeneración liberada hasta el momento, desde la perspectiva de su agrupamiento en los gremios ecológicos de Finegan (1993, 1996), es el predominio de las especies esciófitas parciales y totales sobre las especies heliófitas (efímeras y durables). La literatura ecológica sustenta en la teoría de claros el predominio inicial de las especies heliófitas en los claros generados por perturbaciones de gran magnitud (Martínez-Ramos y García-Orth, 2007; Cayuela et al., 2009). La explicación en este sentido es que los claros generados por los huracanes, en términos reales no son claros perfectamente definidos, sino que permanecen en estos lo que en muchos textos se menciona como legados biológicos (arboles remanentes, dañados, tallos sin copa, vegetación contigua, bancos de semillas, etc), los cuales protegen y prevalecen el historial filogenético-florístico y hacen posible que la regeneración mantenga la composición florística ante huracán (Chazdon and Uriarte, 2016). El agrupamiento de gremios es de vital importancia para el manejo forestal, porque permite el agrupamiento de especies para fines de planificación y aplicación de tratamientos silvícolas, al igual que el ordenamiento de la selva en rodales de manejo forestal. El 60 % de las especies de interés para las actividades forestales forman parte de los gremios predominantes, por lo que desde el enfoque de gremios la regeneración liberada es de importancia para el futuro del modelo de manejo forestal. Esta tendencia es apuntalada

cuando se analiza el valor desde el punto de vista comercial de la regeneración, mas del 70 % de las especies son de interés para los mercados actuales y futuros de la madera.

Conclusiones

El huracán Dean desencadenó una serie de procesos funcionales en las selvas de Noh-Bec a partir de series de interrelaciones entre diversos factores naturales y antrópicos que influyeron sobre las magnitudes de perturbaciones y procesos de regeneración natural; a partir de las perturbaciones se desarrollaron mecanismos de regeneración directa (regeneración por semillas y regeneración por brotes) que desempeñan un rol fundamental en los procesos de recuperación. La regeneración liberada mantiene la cobertura inicial de especies ante huracán, en todos los tipos y estadios de la regeneración, 19 especies destacan por sus altas densidades (28.3 %), los cuales son *Pouteria reticulata*, *Nectandra Salicifolia*, *Dendropanax arboreus*, *Psidium sartorianum*, *Brosimum alicastrum*, *Manilkara zapota*, *Protium copal*, *Alseis yucatanensis*, *Guettarda combsii*, *Metopium brownei*, *Trichilia minutiflora*, *Allophylus cominia*, *Drypetes lateriflora*, *Blomia prisca*, *Mosannonna depressa*, *Pseudobombax ellipticum*, *Bursera simaruba*, *Astronium graveolens* y *Tabebuia rosea*, los cuales en su mayoría corresponden al gremio de las especies esciofitas. El predominio de las especies esciofitas en la regeneración liberada mantiene la composición florística inicial, y genera perspectivas favorables para el manejo forestal. Esta tendencia es favorecida, con el analisis del valor de la regeneración a partir de sus posibilidades en los mercados de la madera, que resultó que mas del 70 % de las especies son de interés para los mercados actuales de los productos forestales.

Referencias

Bellingham, P., Tanner, E., Healey, J. (1995) Damage and responsiveness of Jamaican montane tree species after disturbance by a hurricane. *Ecology*, 76, 2562–2580.

Cayuela, L., Murcia, C., Hawk, A. A., Fernández-Vega, J. and Oviedo-Brenes, F. 2009. Tree responses to edge effects and canopy openness in a tropical montane forest fragment in southern Costa Rica . *Tropical Conservation Science* Vol. 2(4):425-436.

Everham, E., Brokaw, N. (1996) Forest damage and recovery from catastrophic wind. *The Botanical Review*, 62, 113–185.

Turner, M. G., W. L. Baker, C. J. Peterson and R. K. Peet. (1998). Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems*, 1: 511–523.

Turner, M. (2010) Disturbance and landscape dynamics in a changing world 1. *Ecology*,

91, 2833–2849.

Walker, L.R. (1991) Tree damage and recovery from Hurricane Hugo in Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica*, 23, 379–385.

Bellingham PJ & Tanner EVJ (1995) Damage and responsiveness of Jamaican montane tree species after disturbance by a hurricane. *Ecology*, 76: 2562–2580.

Boucher DH, Vandermeer JH, de la Cerda IG, Mallona MA, Perfecto I & Zamora N (2001) Post-agriculture versus post-hurricane succession in southeastern Nicaraguan rain forest. *Plant Ecology*, 156: 131–137.

Burslem D, Whitmore TC & Brown GC (2000) Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. *Journal of Ecology*, 88: 1063–1078.

Vandermeer J, Mallona MA, Boucher D, Yih K & Perfecto I (1995) Three years of ingrowth following catastrophic hurricane damage on the Caribbean coast of Nicaragua: Evidence in support of the direct regeneration hypothesis. *Journal of Tropical Ecology* 11: 465–471.

Vandermeer, J.H., Boucher, D., Perfecto, I. & Granzow de la Cerda, I. (1996). A theory of disturbance and species diversity: evidence from Nicaragua after Hurricane Joan. *Biotropica*, 28, 600-613.

Vandermeer J., Boucher D. H., Granzow de la Cerda I. & Perfecto I. (2001). Growth and development of the thinning canopy in a post-hurricane tropical rain forest in Nicaragua. *For. Ecol. Manage*, 148, 221–42.

Vandermeer, J.H. & Granzow de la Cerda, I. (2004). Height dynamics of the thinning canopy of a tropical rain forest: 14 years of succession in a post-hurricane forest in Nicaragua. *Forest Ecology and Management*, 199 (1): 125-135.

Weaver PL (2002) A chronology of hurricane induced changes in Puerto Rico's lower montane rain forest. *Interciencia*, 27: 252–258.

Yih K, Boucher DH, Vandermeer JH & Zamora N (1991) Recovery of the rain forest of southeastern Nicaragua after destruction by Hurricane Joan. *Biotropica*, 23: 106–113.

Bellingham P, Tanner E, Healey J (2005) Hurricane disturbance accelerates invasion by the alien tree *Pittosporum undulatum* in Jamaican montane rain forests. *J Veg Sci.*, 16: 675–684.

Flynn D, Uriarte M, Crk T, Pascarella J, Zimmerman J, et al. (2010) Hurricane disturbance alters secondary forest recovery in Puerto Rico. *Biotropica*, 42: 149–157.

Pascarella J. B., Aide T. M. & Zimmerman J. K. (2004) Shortterm response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. *For. Ecol. Manage.* 199, 379–93. in Puerto Rico, USA. *For. Ecol. Manage.* 199, 379–93.

Uriarte M., Rivera L.W., Zimmerman J. K., Aide T. M., Power A. G. & Flecker A. S. (2004) Effects of land use history on hurricane damage and recovery in a neotropical forest. *Plant Ecol.* 174, 49–58.

Imbert, D., and J. Portecop. 2008. Hurricane disturbance and forest resilience: Assessing structural vs. functional changes in a Caribbean dry forest. *For. Ecol. Manage.* 255:3493-3501.

Sánchez, S.O. and G.A. Islebe. 1999. Hurricane Gilbert and structural change in a tropical forest of south eastern Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 8:29-37

Sánchez, S. O., L.C. Mendizábal H., S. Calmé. (2006). Recuperación foliar en un acahual después del paso del huracán Wilma por la Reserva Ecológica el Edén Quintana Roo. *Foresta Veracruzana*, 8 (1): 37-42.

Whigham, D.F., Olmsted, I., Cabrera Cano, E. & Harmon, M.E. 1991: The Impact of Hurricane Gilbert on Trees, Litterfall, and Woody Debris in a Dry Tropical Forest in the Northeastern Yucatán Peninsula. *Biotrópica*, 23(4a): 434-441.

Bonilla-Moheno, M. (2010) Damage and recovery of forest structure and composition after two subsequent hurricanes in the Yucatan Peninsula. *Caribbean Journal of Sciences*, 46, 240-248.

Dickinson, M. B., S. M. Hermann, and D. F. Whigham. 2001. Low rates of background canopy-gap disturbance in a seasonally dry forest in the Yucatan Peninsula with a history of fires and hurricanes. *J. Trop. Ecol.*, 17:895-902.

Vandermeer, J., Mallona, M. A., Boucher, D., Yih, K. y Perfecto, I. (1995). Three years of ingrowth following catastrophic hurricane damage on the Caribbean coast of Nicaragua - evidence in support of the direct regeneration hypothesis. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 465-471. <https://doi.org/10.1017/S0266467400008956>.

Vandermeer, J.H. y Granzow de la Cerda, I. (2004). Height dynamics of the thinning canopy of a tropical rain forest: 14 years of succession in a post-hurricane forest in Nicaragua. *Forest Ecology and Management*, 199 (1), 125-135. doi:10.1016/j.foreco.2004.05.033.

Hewitt, J.E., Thrush, S.F. & Lundquist, C. (2010). Scale-Dependence in Ecological Systems. *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. DOI: 10.1002/9780470015902.a0021903.

Norden, n. (2014). Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, 17(2), 247-261.

Ellis, E. A., I. U. Hernandez-Gomez y J. A. Romero-Montero. (2017a). Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas*, 26 (1): 101-111.

Ellis, E. A., J. A. Romero-Montero and I. U. Hernandez-Gomez (2017b). Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science*, 10: 1–12.

Elizondo, C. y D. López M. (2009). Las áreas voluntarias de conservación en Quintana Roo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Corredor Biológico Mesoamericano México. México D.F. 128 p.

Harms, K. E. y Paine, C. E. T. 2003. Regeneración de árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. *Ecosistemas* 2003/3 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/revision2.htm>).

Nichol, J. E., S. Abbas and G. A. Fischer. (2017). Spatial patterns of degraded tropical forest and Biodiversity restoration over 70-years of succession. *Global Ecology and Conservation*, 11, 134-145.

Hunter, M. O., M. Keller, D. Morton, B. Cook, M. Lefsky, M. Ducey, S. Saleska, R. C. de Oliveira Jr. and J. Schiatti. (2015). Structural Dynamics of Tropical Moist Forest Gaps. *PLoS ONE* 10 (7): e0132144. doi:10.1371/journal.pone.0132144.

Lobo E and J.W. Dalling. (2014). Spatial scale and sampling resolution affect measures of gap disturbance in a lowland tropical forest: implications for understanding forest regeneration and carbon storage. *Proc. R. Soc. B.* 281: 20133218. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3218>.

J. R. Kellner, D. B. Clark and S. P. Hubbell. (2009). Pervasive canopy dynamics produce short-term stability in a tropical rain forest landscape. *Ecology Letters*, 12: 155–164.

Morris, R. J. (2010). Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 365, 3709–3718.

Tanner, E. V. J., F. Rodriguez-Sanchez, J. R. Healey, R. J. Holdaway and P. J. Bellighan. (2014). Long-term hurricane damage effects on tropical forest tree growth and mortality. *Ecology*, 95 (10) 2974–2983.

Ferraz, S. F. B., K. M. P. M. B. Ferraz, C. C. Cassiano, P. H. S. Brancalion, D. T. A., da Luz, T. N. Azevedo, L. R. Tambosi and J. P. Metzger. (2014). How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecol*, 29:187–200.

Pat-Aké, I. L. C. Cámara-Cabrales, J. L. Martínez-Sánchez, J. L., P. Martínez-Zurimendi, O. Sanchez-Sanchez, I. Oros-Ortega, F. Casanova-Lugo, L. A. Lara-Pérez. (2018). Las selvas bajo manejo forestal del caribe mexicano y los frecuentes impactos de huracanes. *E.R.A (sometida)*.

Ostertag. R., W. S. Silver and A. Lugo. (2005). Factors Affecting Mortality and Resistance to Damage Following Hurricanes in a Rehabilitated Subtropical Moist Forest. *Biotrópica*, 37(1): 16–24.

Islebe, G. A, N. Torrescano-Valle, M. Valdez-Hernández, M. Tuz Novelo y H. Weissenberger. (2009). Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana*, 11:1405-7247.

Cole, L. E. S., S. A. Bhagwat and K. J. Willis. (2014). Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature Communications*, 5: 1-7.

Ellis, E. A., K. A. Kainer, J. A. Sierra Huelsz, P. Negreros-Castillo, D. Rodriguez-Ward and M. DiGiano. (2015). Endurance and Adaptation of Community Forest Management in Quintana Roo, Mexico. *Forests*, 6: 4295-4327.

Sayre, N. (2005). Ecological and geographical scale: parallels and potential for integration. *Progress in Human Geography* 29 (3): 276–290.

Wheatley, M. and C. Johnson. (2009). Factors limiting our understanding of ecological scale. *ecological complexity*, 6: 150–159.

Díaz-Gallegos, J. R., J. F. Maas y A. Velázquez-Montes. (2008). Monitoreo de los patrones de deforestación en el Corredor Biológico Mesoamericano, México. *Interciencia*, 33(12):882-890.

Estrada-Medina, H., V. Cobos-Gasca, J. L. Acosta-Rodríguez, S. Peña F. et al. (2016). La sequía de la Península de Yucatán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, VII (5): 151-165.

Vlam, M., P. van der Sleen, P. Groenendijk and P. A. Zuidema. (2017). Tree Age Distributions Reveal Large-Scale Disturbance-Recovery Cycles in Three Tropical Forest. *Frontiers in Plant Science*, 7: 1-12.

Takahashi, K. and K. Takahashi. (2013). Spatial distribution and size of small canopy gaps created by Japanese black bears: estimating gap size using dropped branch measurements. *BMC Ecology*, 13:23.

Anexos

Anexo 1. Listado, densidades (NI ha⁻¹) y atributos de las especies arbóreas registradas en los diferentes estadios de la regeneración natural y epicórmica liberada por el huracán Dean en las selvas medianas de Noh-Bec Quintana Roo (2007-2014).

Familias botánicas y especies	Tipos y Estadios de Regeneración								Atributos	
	BR 2010	BR 2014	VAR 2010	VAR 2014	LB 2010	LB 2014	RE 2010	RE 2014	GE	VC
Anacardeaceae										
<i>Astronium graveolens</i> Jack.	99	49	12	9	16	16	15	12	HD	2
<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	308	130	29	20	12	10	19	16	HD	2
Annonaceae										
<i>Annona primigenia</i> Standl. & Steyerl	16	7	2	2	10	9	2	2	EP	4
<i>Mosannonna depressa</i> (Baill.) Chatrou.	88	35	13	10	12	12	1	1	EP	2
Apocynaceae										
<i>Cascabela gaumeri</i> (Hemsl.) Lippold.	31	14	6	4	2	1	0	0	HE	4
Araliaceae										
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	569	230	45	39	6	6	37	32	HD	1
Arecaceae										
<i>Cryosophila stauracantha</i> (Heynh.) R. Evans	29	16	6	4	6	6	0	0	ET	2
<i>Sabal mauritiformis</i> (H. Karst.) Griseb. & H. Wend.	28	17	8	6	6	6	0	0	ET	2
Bignoniaceae										
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	71	40	7	6	2	1	15	15	HD	2
Bombacaceae										
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britt. & Baker f.	8	3	0	0	0	0	0	0	HD	4
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth). Dugand.	43	27	4	3	4	3	30	30	HD	2
Boraginaceae										
<i>Cordia dodecandra</i> DC.	54	28	9	7	0	0	10	7	EP	1
Burseraceae										
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	220	150	15	12	2	2	25	15	HD	2
<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Engl.	360	140	43	37	10	8	15	14	HD	4
Caesalpinaceae										
<i>Caesalpinia gaumeri</i> (Britton & Rose) Greenm.	45	27	6	4	0	0	3	2	HD	2
<i>Caesalpinia mollis</i> (Kunth) Spreng.	35	14	2	2	0	0	1	1	HD	2
Ebenaceae										
<i>Diospyros anisandra</i> Blake.	8	3	2	2	0	0	0	0	ET	3
<i>Diospyros tetrasperma</i> Sw.	15	6	0	0	2	1	1	0	ET	2
Euphorbiaceae										
<i>Croton arboreus</i> Millsp.	80	45	2	2	10	10	10	7	HD	2
<i>Drypetes lateriflora</i> (Swartz) Krug. et Urb.	119	50	17	14	20	16	8	5	EP	3
<i>Gymnanthes lucida</i> Swartz.	24	10	4	3	0	0	0	0	EP	2
Fabaceae										
<i>Bauhinia divaricata</i> L.	25	15	0	0	0	0	0	0	HD	3
<i>Bauhinia erythrocalyx</i> Wunderlin.	12	8	0	0	0	0	0	0	HD	3
<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	54	30	9	6	0	0	1	1	HD	2
<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	53	20	6	5	6	6	7	5	HD	2
<i>Swartzia cubensis</i> (Britton & Wills) Standl. var. cubensis.	149	80	16	14	2	2	5	5	EP	2
Fiacourtiaceae										
<i>Laetia thamnia</i> L.	7	2	0	0	0	0	0	0	ET	4
<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton & Millsp.	50	20	2	2	0	0	10	8	ET	4
Lauraceae										
<i>Nectandra salicifolia</i> (Kunth) Nees.	2165	1507	130	99	8	6	15	14	ET	4
Malvaceae										
<i>Hampea trilobata</i> Standl.	120	49	14	11	2	2	7	7	EP	2
Meliaceae										
<i>Cedrela odorata</i> L.	7	2	0	0	2	1	0	0	HD	1
<i>Swietenia macrophylla</i> King.	56	20	6	6	0	0	9	5	HD	1
<i>Trichilia glabra</i> L.	8	4	0	0	2	2	0	0	EP	2
<i>Trichilia minutiflora</i> Standl.	163	67	33	25	56	50	18	14	EP	4
Mimosaceae										
<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.	11	8	0	0	2	1	1	0	HD	2
<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	68	40	4	4	6	6	2	1	HD	1
Moraceae										
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw. ssp. Alicastrum.	448	220	61	55	12	10	14	14	ET	2
<i>Ficus crassinervia</i> Desf. ex Willdenow.	9	4	0	0	0	0	1	0	EP	3
<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb.	13	6	0	0	4	3	1	0	ET	4

Myrtaceae										
<i>Eugenia winzerlingii</i> Standl.	123	73	16	11	2	2	1	1	ET	4
<i>Eugenia acapulcensis</i> Steud.	20	13	0	0	2	2	2	2	ET	4
<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merril.	87	49	12	9	4	3	2	2	ET	3
<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	498	280	39	31	12	12	1	1	ET	4
Nictaginaceae										
<i>Neea psychotrioides</i> Donn. Sm.	10	4	2	1	2	1	1	1	ET	4
Polygonaceae										
<i>Coccoloba acapulcensis</i> Standl.	88	50	16	12	0	0	0	0	EP	3
<i>Coccoloba cozumelensis</i> Hemsl.	30	20	6	5	2	2	1	1	EP	3
<i>Coccoloba spicata</i> Lundell.	167	90	28	25	8	8	0	0	EP	2
Rhamnaceae										
<i>Colubrina greggii</i> S. Watson. var. <i>yucatanensis</i> M.C. Johnst.	29	21	8	5	4	3	2	1	ET	4
Rubiaceae										
<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.	340	177	55	47	36	35	50	46	HD	4
<i>Cosmocalyx spectabilis</i> Standl.	63	27	14	10	8	8	2	1	HD	3
<i>Guettarda combsii</i> (Urban)	337	148	52	48	8	5	8	6	HD	3
<i>Simira salvadorensis</i> (Standl.) Steyererm	99	40	8	6	10	7	14	11	HD	1
Rutaceae										
<i>Casimiroa tetrameria</i> Millsp.	98	45	16	13	6	5	4	3	ET	4
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	10	4	0	0	0	0	0	0	ET	4
Sapindaceae										
<i>Allophylus cominia</i> (L.) Sw.	155	78	18	14	46	40	8	7	ET	4
<i>Blomia prisca</i> (Standl.) Lundell.	30	17	4	2	18	15	18	15	ET	4
<i>Cupania belizensis</i> Standl.	40	28	6	2	12	8	2	1	EP	4
<i>Talasia olivaeformis</i> Radlk.	77	40	8	7	8	8	2	2	EP	3
Sapotaceae										
<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegees in Standl.	197	88	14	13	6	6	3	3	HD	3
<i>Manilkara zapota</i> (Linnaeus) van Royen.	405	265	28	20	18	18	11	7	ET	1
<i>Pouteria amygdalina</i> (Standl.) Baehni.	15	5	0	0	0	0	2	1	ET	3
<i>Pouteria campechiana</i> (Bonplant & Kunth).	124	67	20	15	12	12	8	8	ET	4
<i>Pouteria reticulata</i> (Engler) Eyma. ssp. <i>Reticulata</i> .	3451	1782	439	384	257	240	99	89	EP	2
Simaroubaceae										
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	111	52	8	5	0	0	3	2	EP	2
Tiliaceae										
<i>Luehea speciosa</i> Willd.	17	9	2	1	10	8	4	3	HD	2
Ulmaceae										
<i>Trema micrantha</i> (L) Blume.	40	23	0	0	2	2	1	1	HE	4
Verbenaceae										
<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	99	40	14	11	2	2	7	7	HD	3

Nomenclatura: Los tipos y estadios de regeneración corresponden a BR = Brinzal, VAR = Vardascal, LB = Latizal bajo y RE = Rebotación epicórmica. Los gremios ecológicos (GE) según Finegan (1993, 1996) se clasifican en dos gremios principales (especies heliófitas y especies esciófitas), dividido en cuatro gremios extremos e intermedios: heliófitas efímeras (HE), heliófitas durables (HD), esciófitas parciales (EP) y esciófitas totales (ET). La clasificación de especies por su valor comerciales (FAO, 2013) sigue el siguiente orden: 1: Especies con mercado totalmente desarrollado (MTD). 2: Especies con mercado potencialmente desarrollado (MPD). 3: Especies potencialmente comercializables (EPC). 4: Especies no comercializables (NC).

CAPITULO V

Conclusiones y Recomendaciones

Para las selvas que se encuentran bajo alguna categoría de protección, o las que no tienen algún tipo de uso, los daños del huracán pasan “aparentemente desapercibidos”. En el caso de las selvas bajo manejo forestal, como Noh-Bec, el impacto inmediato crea un escenario de desfavorable, para el programa de manejo forestal. Derivado de los daños que ha recibido la selva, la infraestructura, la materia prima forestal y los servicios ecosistémicos ofertados. Sin embargo, las valoraciones realizadas indican, que el siniestro no es total, su resiliencia natural, manifiesta procesos de restauración y regeneración de especies. Las cuales generan perspectivas de mejora de la estructura y composición de especies de interés forestal, lo que es función de un buen manejo forestal. La multitud de claros generados constituye parte de los beneficios para el sistema silvícola, pues constituyen los nichos de regeneración y repoblación de especies. Especialmente aquellas que han sido reducidas en sus densidades poblacionales por los aprovechamientos forestales, como *S. macrophylla*, *L. latisiliquum*, *S. cubensis*, *C. mollis*, *P. yucatanum*, *C. dedecandra* y *P. ellipticum*. Estas especies son en su mayoría heliófitas durables demandantes de luz y los claros abiertos las favorecen. La regeneración desencadenada, debe ser atendida, a partir de un plan de tratamientos silvícolas que conduzcan a la obtención de las densidades poblacionales adecuadas (mediante raleos y aclareos), para posteriormente promover su crecimiento. Los árboles sobrevivientes, deben ser objeto de rescate mediante la aplicación de tratamientos de liberación, cortas de mejoramiento y saneamiento, y podas sanitarias y de formación. Este conjunto de tratamientos emergentes posthuracán, y los otros que se requieran en el tiempo, deben formar parte de todo programa de manejo forestal para las selvas que tienen manejo en la PY.