



UADY

POSGRADO
INSTITUCIONAL
EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y
MANEJO DE RECURSOS
NATURALES TROPICALES

**DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE REPTILES EN
ESTADOS SUCESIONALES DE SELVA MEDIANA
SUBCADUCIFOLIA EN EL SUR DE YUCATÁN,
MÉXICO**

TESIS

**PRESENTADA COMO REQUISITO
PARA OBTENER EL GRADO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES TROPICALES**

POR:

Licenciado en Biología

Javier Alonso Ortiz Medina

Director:

Dr. Juan Bautista Chablé Santos



Mérida, Yuc., México, Febrero de 2018

POSGRADO INSTITUCIONAL
CIENCIAS AGROPECUARIAS Y MANEJO
DE RECURSOS NATURALES TROPICALES

**POSGRADO INSTITUCIONAL EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
MANEJO DE RECURSOS NATURALES TROPICALES**

**ALUMNO: LICENCIADO EN BIOLOGÍA
JAVIER ALONSO ORTÍZ MEDINA**

SINODO DEL EXAMEN DE TESIS DE GRADO

DRA. CELIA I. SELEM SALAS
CCBA-UADY

DRA. VIRGINIA MELÉNDEZ RAMÍREZ
CCBA-UADY

DR. RUBÉN C. MONTES PÉREZ
CCBA-UADY

DRA. SILVIA F. HERNÁNDEZ BETANCOURT
CCBA-UADY

DR. HUGO DELFÍN GONZÁLEZ
CCBA-UADY

MÉRIDA, YUCATÁN, FEBRERO, 2018

KM 15.5 carretera Mérida - Xmatkuil Apdo. Postal 4-116 Itzinná Mérida, Yucatán.
Tel. (999) 9 42-32-00 Fax 9 42 -32-05

DECLARATORIA

El presente trabajo no ha sido aceptado o empleado para el otorgamiento de título o grado diferente o adicional al actual. La tesis es resultado de las investigaciones del autor, excepto donde se indican las fuentes de información consultadas. El autor otorga su consentimiento a la UADY para la reproducción del documento con el fin del intercambio bibliotecario siempre y cuando se indique la fuente.

DEDICATORIA

A mis padres, abuelitos y Patty, por todo su apoyo,
motivación y cariño.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado Institucional en Ciencias Agropecuarias y Manejo de Recursos Naturales Tropicales de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY), por la oportunidad de cursar la Maestría en esta Institución.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada durante la realización de mis estudios de posgrado.

A Kaxil Kiuic A. C. por el financiamiento para la realización de este trabajo.

A mi asesor Dr. Juan B. Chablé-Santos, por brindarme la oportunidad, por toda su confianza, apoyo y paciencia durante la realización de esta tesis, muchas gracias.

A los miembros de mi comité tutorial y sínodo: Dra. Virginia Meléndez Ramírez, Dr. Rubén C. Montes-Pérez, Dr. Hugo Delfín-González, Dra. Silvia F. Hernández-Betancourt y Dra. Celia I. Selem-Salas, por sus valiosos comentarios y sugerencias que enriquecieron este trabajo.

A James Callaghan y Ricardo Pasos-Enríquez por la hospitalidad y apoyo brindado en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic. También quiero agradecer ampliamente a Don Evelio Uc, Santos Armín Uc, Mario Uc, Elio y Eddie, por acompañarme en las salidas de campo.

A Javier Miss, Doña Wilma y familia, por todo su apoyo y atenciones durante mi estancia en la localidad de Xul.

A mi colega Alan F. Soberanis-Vega, por su ayuda para la selección y preparación de los sitios de muestreo, así como a Mario J. Martínez-Cordero por su apoyo en campo al inicio de este proyecto.

A los M. en C. Juan Carlos Navarrete-Carballo y José Adrián Cimé-Pool, por orientarme en algunos análisis de datos.

RESUMEN

Se comparó la diversidad, estructura y composición de las comunidades de reptiles y se identificaron especies indicadoras en tres estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia en el sur de Yucatán, México, incluyendo: selva madura (>40 años), selva secundaria (20-25 años) y selva perturbada (1-10 años). El muestreo se realizó mensualmente de junio a diciembre de 2016, mediante búsquedas directas por encuentros visuales durante el día (0900-1300h) y por la noche (2000-2400h) en transectos y cuadrantes, para un esfuerzo de muestreo total de 1008 horas/hombre. Se registraron un total de 216 individuos de 29 especies de reptiles (tres de tortugas, 12 de lagartijas y 14 de serpientes). Las lagartijas fueron el grupo más abundante de todo el estudio con 157 individuos (72.7%, n= 216), seguido por las tortugas (38, 17.6%) y las serpientes (21, 9.7%). La diversidad y abundancia de tortugas fue menor en la selva perturbada con respecto a las selvas madura y secundaria. Por el contrario, la diversidad y abundancia en general de lagartijas fue mayor en la selva perturbada, mientras que la diversidad y abundancia de serpientes fue similar entre estados sucesionales. Las selvas madura y secundaria fueron similares en su composición de especies de reptiles, y ambas fueron diferentes de la selva perturbada. En cada estado sucesional dominaron diferentes especies de reptiles. Se identificaron cuatro especies como posibles indicadoras de algún estado sucesional, estas fueron: *Aspidoscelis angusticeps*, *Norops rodriguezii*, *Rhinoclemmys areolata* y *Coleonyx elegans*.

Palabras clave: Diversidad de especies; herpetofauna; selva seca; sucesión.

SUMMARY

The diversity, structure and species composition of reptile communities were compared and indicator species were identified in three successional stages of semi-deciduous tropical forest in southern Yucatan, Mexico, including: mature forest (> 40 years), secondary forest (20-25 years) and disturbed forest (1-10 years). Reptile sampling was conducted monthly from June to December 2016, by visual encounter surveys during the day (0900-1300h) and at night (2000-2400h) in transects and quadrants, for a total sampling effort of 1008 hours/man. A total of 216 individuals of 29 reptile species were recorded (three of turtles, 12 of lizards and 14 of snakes). Lizards were the most abundant group in the entire study with 157 individuals (72.7%, n = 216), followed by turtles (38, 17.6%) and snakes (21, 9.7%). The diversity and abundance of turtles was lower in the disturbed forest with respect to the mature and secondary forests. On the contrary, the diversity and overall abundance of lizards was higher in the disturbed forest, while the diversity and abundance of snakes was similar between successional stages. The mature and secondary forests were similar in their reptile species composition, and both were different from the disturbed forest. In each successional stage different species of reptiles dominated. Four species were identified as possible indicators of some successional stage, these were: *Aspidoscelis angusticeps*, *Norops rodriguezii*, *Rhinoclemmys areolata* and *Coleonyx elegans*.

Keywords: Dry forest; herpetofauna; species diversity; succession.

ÍNDICE

CONTENIDO	Página
RESUMEN	vi
SUMMARY	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE CUADROS	x
1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN DE LA LITERATURA	3
2.1. SELVAS TROPICALES SECAS	3
2.2. SELVAS TROPICALES SECAS EN YUCATÁN	4
2.3. SUCESIÓN SECUNDARIA EN SELVAS TROPICALES	5
2.4. REPTILES Y SELVAS TROPICALES	7
2.5. REPTILES EN MÉXICO Y LA PENÍNSULA DE YUCATÁN	8
2.6. REPTILES COMO INDICADORES DEL ESTADO DEL HÁBITAT	9
3.OBJETIVOS	11
3.1. OBJETIVO GENERAL	11
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
4. REFERENCIAS	12
5. ARTÍCULO CIENTÍFICO	21
6. CONCLUSIONES	54

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1. Localización del área de estudio en el municipio de Oxkutzcab, Yucatán, México.	26
FIGURA 2. Riqueza de especies (q_0), número de especies comunes (q_1) y número de especies dominantes (q_2) de reptiles considerando todos los grupos taxonómicos (A), y por separado tortugas (B), lagartijas (C), y serpientes (D), en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.	31
FIGURA 3. Diagrama de ordenación NMDS basado en el índice de similitud de Bray-Curtis con datos de abundancia de las especies de reptiles registrados en los diferentes estados sucesionales en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.	32
FIGURA 4. Curvas de rango/abundancia de las comunidades de reptiles de selva madura (SM), selva secundaria (SS) y selva perturbada (SP) en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.	34

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
CUADRO 1. Número de especies y completitud del inventario de reptiles en los diferentes estados sucesionales de la selva mediana subcaducifolia en Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.	30
CUADRO 2. Especies de reptiles potencialmente indicadoras de acuerdo al análisis INDVAL, de los estados sucesionales de la selva mediana subcaducifolia en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.	35
APÉNDICE 1. Lista de especies y abundancias de reptiles en estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.	52

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La pérdida y transformación de selvas tropicales a causa de las actividades humanas como la agricultura, representan la principal amenaza sobre la biodiversidad (Gardner *et al.* 2007a); causando el declive de poblaciones, extinción de especies, la alteración de los procesos ecológicos y la pérdida de servicios ecosistémicos alrededor del mundo (Gibbs *et al.* 2010, Hansen *et al.* 2013, Morante-Filho *et al.* 2017). Sin embargo, las selvas secundarias que resultan de la regeneración de la vegetación en los campos agrícolas abandonados, han sido reconocidas como una posibilidad para recuperar, conservar y prevenir la extinción de muchas especies en los paisajes tropicales modificados (Dunn 2004, Wright y Muller-Landau 2006, Dent y Wright 2009).

Las selvas tropicales secas (STS) enfrentan las mayores tasas de deforestación por estas actividades, que las posicionan entre los ecosistemas tropicales más amenazados (Janzen 1988, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005). En México, y en particular en la Península de Yucatán, la pérdida de la cobertura original de STS es alarmante. En específico, en la zona sur de Yucatán la selva mediana subcaducifolia que es un tipo de selva seca representativa del estado, se ha reducido a pequeños manchones dentro de un mosaico de parches de selvas secundarias en diferentes edades y campos agrícolas, y están poco representadas en las áreas protegidas (Flores-Guido *et al.* 2010, Ruiz-Barranco y Arellano-Morín 2010). A pesar de esto, se conoce muy poco sobre el impacto de estas actividades sobre la fauna nativa de la región y la importancia de las selvas secundarias para su conservación (Smith *et al.* 2001). Particularmente los estudios en la Península de Yucatán sobre reptiles han sido realmente escasos (Chablé-Santos 2010, Charruau *et al.* 2015) y paradójicamente es uno de los grupos de vertebrados más amenazados en el mundo por la pérdida y transformación de selvas (Gardner *et al.* 2007a, Böhm *et al.* 2013), en las que juegan roles ecológicos de gran importancia (Cortés-Gómez *et al.* 2015).

Las respuestas ecológicas después de la conversión de las selvas varían notablemente entre y dentro de los grupos taxonómicos, los tipos de perturbación, y las regiones geográficas (Gibson *et al.* 2011). Esto resalta la capacidad limitada para generalizar las respuestas de los diferentes taxa incluso al mismo tipo de amenaza, así como la necesidad de comprender el impacto de la perturbación y la capacidad de recuperación en

todos los componentes de la biodiversidad (Bruton *et al.* 2013), que son aspectos fundamentales para el desarrollo de estrategias de conservación en las regiones tropicales del mundo (Quesada *et al.* 2009, Santos y Cheylan 2013).

Ante este escenario, el presente trabajo tuvo como objetivos: (1) comparar la diversidad, estructura y composición de las comunidades de reptiles en la selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México, en sitios con diferente grado de sucesión vegetal, e (2) identificar especies de reptiles indicadoras de cada estado de sucesión de acuerdo a su especificidad y fidelidad de hábitat. Con ello, se pretende contribuir a la generación de conocimiento básico que pueda ser utilizado para el desarrollo de iniciativas de conservación de los reptiles en esta región de la Península de Yucatán. Así mismo, brindará información básica que puede ser de utilidad para incorporar al Plan de Manejo de la Reserva Estatal Biocultural del Puuc y la reserva privada Kaxil Kiuic, y para servir como base para futuros estudios en la región.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. SELVAS TROPICALES SECAS

Los bosques tropicales de tierras bajas, conocidos comúnmente como selvas, albergan la mayor biodiversidad del planeta y aportan funciones y servicios ecosistémicos de gran relevancia para las sociedades humanas (Martínez-Ramos *et al.* 2012).

Entre las selvas tropicales se encuentran las selvas tropicales secas (STS), que son un tipo de vegetación típicamente dominado por árboles caducifolios, es decir, al menos el 50% de los árboles tiran sus hojas durante la estación seca, la temperatura media anual es $\geq 25^{\circ}\text{C}$, la precipitación anual total oscila entre 700 y 2000 mm, y hay de tres a más meses secos cada año (precipitación < 100 mm/mes) (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005). La estacionalidad de la lluvia en estas selvas se convierte en una fuerza ecológica dominante cuando los patrones temporales de la actividad biológica, como el crecimiento o la reproducción, se sincronizan con la disponibilidad de agua o cuando la distribución geográfica de plantas o animales está restringida por limitaciones de humedad durante ciertas épocas del año (Murphy y Lugo 1986). Esta estacionalidad representa una combinación única de desafíos para la biota viva contenida en las STS que dan como resultado una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento de las especies (Dirzo *et al.* 2011).

Este tipo de selvas representan el ecosistema tropical terrestre de mayor extensión a nivel mundial ocupando el 42% de los biomas tropicales (Miles *et al.* 2006), albergan un alto porcentaje de especies endémicas, y también se encuentran como uno de los ecosistemas terrestres más amenazados en el mundo a causa de las actividades humanas (Janzen 1988, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005, Hernández-Stefanoni *et al.* 2011). Incluso, las STS se encuentran en más riesgo y han sido menos estudiadas que las selvas tropicales húmedas (STH) (Janzen 1988, Dirzo *et al.* 2011). Sólo el 4.5% de las STS en el continente Americano tienen algún estado de protección (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010), y las tasas de deforestación y transformación de estos ambientes indican que muchas de las selvas maduras que aún persisten eventualmente van a desaparecer (Quesada *et al.* 2009).

Actualmente las selvas secundarias, selvas degradadas, y los campos agrícolas cubren mayor área que las selvas originales en las regiones tropicales (Chazdon *et al.* 2007, Laurance *et al.* 2014).

México posee la más grande proporción de STS continental en América con el 38%, Bolivia y Brasil poseen el 25% y 17%, respectivamente, seguidos por Colombia (6.5%) y Venezuela (6.2%). En conjunto estos países contienen el 93% de STS del continente (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010). Sin embargo, para el 2009 México perdió más del 70% de la cobertura de STS, generando un mosaico de parches de diferentes edades sucesionales, y sólo el 0.2% de toda la extensión de STS en el país se encuentra bajo protección (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010). Esta es una situación alarmante, debido a que en México las STS tienen especial importancia en términos de riqueza y endemismo de vertebrados terrestres ya que albergan el 80% de todos los órdenes, el 73% de todas las familias, y el 51% de todos los géneros del país (Ceballos y García 1995).

2.2. SELVAS TROPICALES SECAS EN YUCATÁN

La Península de Yucatán es parte del “hotspot” Mesoamericano de biodiversidad debido a su excepcional concentración de especies endémicas (Myers *et al.* 2000). Sin embargo, las selvas de esta región están sujetas a constantes presiones naturales como huracanes e incendios forestales y alteradas por intervenciones humanas, incluidas las actividades de subsistencia como la agricultura de roza-tumba-quema desde las antiguas civilizaciones Mayas hace más de 3500 años, y más recientemente por la agricultura intensiva, la extracción de productos forestales, y la conversión de selva a pastizales (Hernández-Stefanoni *et al.* 2011, Dupuy *et al.* 2012), que le otorga también el reconocimiento como un “hotspot” de deforestación (Turner *et al.* 2001, Hartter *et al.* 2008). Solo en el estado de Yucatán, durante el período de 1976-2000 se registró una pérdida del 30% de su cobertura vegetal por actividades agropecuarias, y apenas el 15.3% de su territorio tiene un estatus de protección (Andrade-Hernández 2010).

En Yucatán, las selvas tropicales secas están clasificadas en dos tipos: la selva baja caducifolia y la selva mediana subcaducifolia, y son las comunidades vegetales de mayor

extensión en el paisaje yucateco (Flores-Guido *et al.* 2010). En la entidad, las selvas medianas subcaducifolias se encuentra distribuidas como una amplia franja que se origina en la parte nororiental del estado y se extiende hacia el suroeste, pasando por el centro del estado hasta la porción norte de Campeche; y originalmente ocupaban una extensión aproximada de 29,309 km² (Flores-Guido *et al.* 2010). Sin embargo, en la actualidad se han reducido a pequeños manchones y están poco representadas en el Sistema de Áreas Naturales Protegidas (Ruiz-Barranco y Arellano-Morín 2010). Estas selvas tienen un estrato arbóreo cuya altura promedio oscila entre 10 y 15 metros, y se desarrolla sobre suelos pedregosos pero que contienen una delgada capa de materia orgánica. En las selvas medianas del sur de Yucatán, las especies vegetales más características son: *Amphilophium paniculatum*, *Bauhinia unguolata*, *Bursera simaruba*, *Caesalpinia gaumeri*, *Cydista diversifolia*, *Eugenia axillaris*, *Lonchocarpus rugosus*, *Luehea speciosa*, *Lysiloma latisiliquum*, *Mimosa bahamensis*, *Neomillspaughia emarginata*, *Paullinia cururu*, *Piscidia piscipula*, *Psidium sartorianum* y *Sabal yapa* (Caamal-Sosa *et al.* 2016).

2.3. SUCESIÓN SECUNDARIA EN SELVAS TROPICALES

La intensa urbanización de la población y la consecuente emigración de las zonas rurales en prácticamente todos los países tropicales, la degradación de los suelos y los problemas socioeconómicos, son las principales causas que ocasionan que los agricultores abandonen los campos agrícolas (Brown y Lugo 1990, Wright y Muller-Landau 2006). Con el tiempo, en estos campos abandonados se da un proceso natural de regeneración de las selvas a través de la sucesión secundaria, lo que conduce al desarrollo de selvas secundarias (Chazdon *et al.* 2007), que ahora son las que dominan los paisajes tropicales en todo el mundo (Aide *et al.* 2013).

Las selvas tropicales secas (STS) han sido menos estudiadas que las selvas tropicales húmedas (STH), especialmente en cuanto a su capacidad de recuperación (resiliencia) ante actividades agropecuarias a través de la sucesión secundaria (Kennard 2002, Quesada *et al.* 2009, Dupuy *et al.* 2012). Entre estos dos tipos de selvas, la variación estacional de las lluvias crea diferencias fundamentales en los patrones de sucesión

característicos de cada ambiente (Kennard 2002). La sucesión en las STS es reportada como florísticamente menos diversa que en las STH, y también tiene menos etapas sucesionales (Ewel 1980, Kennard 2002). Las tasas de crecimiento son más lentas en las STS que en las STH, pero debido a que las STS son más bajas en altura y su estructura es más simple que las STH, tienen el potencial de recuperarse a un estado maduro más rápidamente y por lo tanto se consideran más resilientes (Ewel 1980, Murphy y Lugo 1986). En el caso de la Península de Yucatán, se ha encontrado que las selvas secundarias pueden recuperar las comunidades vegetales indistinguiblemente de las selvas maduras en 25-30 años de regeneración (Turner *et al.* 2001). Sin embargo, las selvas secundarias también pueden experimentar trayectorias sucesionales diferentes o incluso estocásticas que difieren de los patrones sucesionales generales (Buzzard *et al.* 2016).

Indiscutiblemente, las selvas primarias son irremplazables por su alto valor biológico (Gibson *et al.* 2011). Por ello, el énfasis de la conservación ha sido el establecimiento de reservas que protejan a las selvas maduras. Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) se consideran una de las mayores medidas para reducir la deforestación y limitar la consiguiente pérdida de biodiversidad (Rodrigues *et al.* 2004). Sin embargo, la red actual de ANP es insuficiente para proteger a la mayoría de las especies del mundo, y la persistencia de muchas de ellas depende de la eficacia de las estrategias de conservación en paisajes dominados por el hombre, o en donde la selva madura es inexistente o es costoso y poco práctico para conservar (Dunn 2004, Gardner *et al.* 2007b). Por lo tanto, la comprensión de la sucesión de las selvas tropicales es fundamental para el desarrollo de estrategias de conservación y manejo en estos ambientes, ya que las selvas secundarias pueden considerarse como las selvas del futuro (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005, Quesada 2009). A pesar del incremento del área de selvas secundarias en muchos países tropicales (Aide *et al.* 2013), y su debatida importancia para recuperar, conservar y prevenir la extinción de muchas especies (Dunn 2004, Wright y Muller-Landau 2006, Laurance 2007, Gardner *et al.* 2007b, Dent y Wright 2009), su papel en la conservación de la biodiversidad sigue siendo poco conocida (Chadzon *et al.* 2009).

2.4. REPTILES Y SELVAS TROPICALES

Los reptiles conforman un grupo de vertebrados de los más abundantes y diversos en los ecosistemas tropicales, en ellos juegan roles ecológicos importantes en las redes tróficas, en la dispersión de semillas, la polinización y ciclo de nutrientes (Cortés-Gómez *et al.* 2015). Sin embargo, el grupo es uno de los más amenazados del planeta, y la proporción más alta de especies en riesgo se encuentra en los trópicos (Gibbons *et al.* 2000, Böhm *et al.* 2013). En estas regiones, la transformación y pérdida de hábitat por actividades humanas se considera la amenaza más común para este grupo de vertebrados (Gardner *et al.* 2007a, Böhm *et al.* 2013). La transformación de las selvas crea cambios en la estructura de la vegetación que alteran las características ambientales del hábitat, ocasionando la pérdida de microhábitats y recursos necesarios para muchos reptiles (Gardner *et al.* 2007b, Urbina-Cardona *et al.* 2006). Los reptiles en general tienen una capacidad de dispersión comparativamente baja con respecto a otros grupos como aves y mamíferos, sus ámbitos hogareños son relativamente pequeños, tienen especialización morfológica en algún tipo de sustrato, y al ser organismos ectotermos tienen limitaciones termorregulatorias (Kearney *et al.* 2009, Böhm *et al.* 2013, McAlpine *et al.* 2015). Todas estas características los hacen particularmente vulnerables a las perturbaciones del hábitat, en especial a aquellas especies que dependen de condiciones ambientales estrictas que solo se encuentran en las selvas maduras (Urbina-Cardona *et al.* 2006).

Sin embargo, varios estudios concluyen que la sensibilidad de los reptiles a la perturbación del hábitat en realidad es muy variable (*e.g.*, Urbina-Cardona *et al.* 2006, Hernández-Ordoñez *et al.* 2015, Russildi *et al.* 2016). Se ha reportado que los reptiles pueden responder en forma positiva, negativa o neutra dependiendo del tipo de alteración, de la capacidad de dispersión, tolerancia fisiológica y atributos funcionales de las especies (*e.g.*, Suazo-Ortuño *et al.* 2008, 2015, Santos y Cheylan 2013, Russildi *et al.* 2016, Berriozabal-Islas *et al.* 2017). Las características antes mencionadas pueden hacer útil el uso de este grupo como indicador de cambios ambientales o de la calidad del hábitat (Calderón-Mandujano *et al.* 2008, Urbina-Cardona *et al.* 2015, González-Sánchez 2016).

Aún existen grandes vacíos de información sobre el efecto en los reptiles causados por los cambios en el hábitat. La mayor preocupación es la destrucción y degradación de

selvas del mundo a un ritmo alarmante en contraste con el pobre número de estudios. La mayoría de las investigaciones de este tema se han realizado en zonas templadas de Norteamérica y en los subtrópicos Australianos (Gardner *et al.* 2007a), mientras que en las selvas tropicales secas el grado en el que son afectadas las comunidades de reptiles es poco conocido (Suazo-Ortuño *et al.* 2008).

2.5. REPTILES EN MÉXICO Y LA PENÍNSULA DE YUCATÁN

México está posicionado como el segundo país con mayor riqueza de reptiles en el mundo (Flores-Villela y García-Vázquez 2014) con 898 especies registradas, de las cuales el 58.1% (521 especies) son endémicas; solamente superado por Australia (1,091 especies) (Johnson *et al.* 2017). En la Península de Yucatán (PY), este grupo actualmente está constituido por 120 especies: dos especies de cocodrilianos, 45 de lagartijas, 57 de serpientes y 16 especies de tortugas (González-Sánchez *et al.* 2017); de las cuales 24 especies son endémicas de la PY (definición geológica *sensu* Charruau *et al.* 2015), y cinco son especies introducidas (Lee 1996, González-Sánchez *et al.* 2017). En la Península, el número de especies endémicas es mayor en el extremo norte y disminuye rápidamente hacia la zona sur (Lee 1980). Esto se puede atribuir al hecho de que la vegetación original del área noroeste en la PY es selva tropical seca, que está aislada de otras selvas similares, llevando al incremento de endemismos en dicha zona (Charruau *et al.* 2015) y por lo tanto, resalta su importancia.

La herpetofauna de la Península de Yucatán es bien conocida en términos de la diversidad de especies (Lee 1996, 2000, Campbell 1998, Köhler 2008). Sin embargo, los estudios sobre la ecología y biología de reptiles son escasos, y en su mayoría se han enfocado en el estudio de tortugas marinas y cocodrilos (Charruau *et al.* 2015). En esta región tropical, los reptiles enfrentan varias amenazas, principalmente la pérdida/modificación del hábitat; sin embargo, las investigaciones sobre el tema en las comunidades de reptiles han sido muy pocas. Entre los trabajos se encuentra el de Calderón-Mandujano *et al.* (2008) en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, en el cual se compararon las comunidades de reptiles en selva baja y selva mediana

subperennifolia en tres estados sucesionales (<10 años, 10-25 años y >30 años). Otro trabajo es el de Luja *et al.* (2008), quienes compararon la composición de reptiles de selva mediana subperennifolia en buen estado de conservación (madura), vegetación secundaria de 5-10 años, y pastizales (potreros) en el Ejido Caobas, Quintana Roo. Más recientemente, se encuentra el trabajo de González-Sánchez (2016) quien comparó las comunidades de reptiles en una cronosecuencia integrada por acahuales entre 1 y 10 años de edad en el Ejido X-Hazil sur, Quintana Roo. Como puede notarse, los trabajos de este tema se han realizado en la zona húmeda de la Península, mientras que las selvas secas que son las más afectadas por la transformación y deforestación han sido ignoradas. Otras amenazas para los reptiles en la PY son la contaminación (*e.g.*, derrame de petróleo en ecosistemas acuáticos), los incendios forestales, el desarrollo turístico, las enfermedades infecciosas, las especies invasoras, el cambio climático, el atropellamiento en carreteras, el tráfico ilegal, y la matanza directa de especies (Charruau *et al.* 2015, González-Sánchez *et al.* 2017); que también se han abordado poco y recientemente (*e.g.*, Köhler *et al.* 2016a-c, 2017, Gómez-Salazar y Cedeño-Vázquez 2017), por lo que es urgente incrementar los estudios que evalúen el impacto de estas amenazas sobre las poblaciones y comunidades de reptiles en la Península de Yucatán.

2.6. REPTILES COMO INDICADORES DEL ESTADO DEL HÁBITAT

Un indicador biológico o bioindicador es un elemento, proceso o propiedad de un ecosistema a través del cual se puede evaluar el estado o condición del ambiente, proporcionar una señal de alerta temprana de cambios ambientales, o para diagnosticar la causa de un problema ambiental (Dale y Beyeler 2001).

Entre los bioindicadores más comúnmente utilizados se encuentran las especies indicadoras, que son aquellas que por sus características (sensibilidad a perturbación o contaminantes, distribución, abundancia, entre otras) pueden ser utilizadas como estimadoras del estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosos de medir directamente (Isasi-Catalá 2011). Las características que debe tener una buena especie indicadora son: tener una alta afinidad

ecológica, ser fáciles de identificar y documentar, ser abundantes localmente, deben permitir diferenciar entre fluctuaciones naturales y amenazas inducidas, responder a los disturbios de una manera rápida, ser relevantes para un fenómeno ecológicamente importante, y tener una baja variabilidad de respuesta (Noss 1990, Dale y Beyeler 2001). Por las características antes mencionadas, se ha propuesto la importancia del monitoreo de reptiles debido a que tienen características de vida muy particulares y una alta afinidad ecológica que los hace sensibles a los cambios en su hábitat, y por lo tanto, pueden responder de manera sensible a la perturbación de los ecosistemas en los cuales habitan (Calderón-Mandujano *et al.* 2008, Suazo-Ortuño *et al.* 2008, Urbina-Cardona *et al.* 2015). Además, los métodos de muestreo utilizados para reptiles son relativamente sencillos y costoeficientes, puesto que no requieren de ningún equipo especializado, ni tampoco de una gran cantidad de personal (Urbina-Cardona *et al.* 2015)

El uso de bioindicadores es un método que ha cobrado popularidad en los últimos años debido a que los cambios en los ecosistemas han sido drásticos en periodos muy cortos de tiempo, lo que ha generado una búsqueda intensa de métodos económicos, rápidos y fáciles de implementar que permitan la detección temprana de disturbios ambientales que puedan poner en peligro al resto de la biodiversidad. Además, proporcionan información cualitativa de la salud del ambiente/hábitat a través de su presencia/ausencia o mediante cambios en sus abundancias (González-Zuarth y Vallarino 2014). Sin embargo, es importante considerar que se recomienda tomar con cautela el uso de las especies indicadoras, y que su uso se debe complementar con otras herramientas de evaluación, ya que por sí mismas no proveen información suficiente para una evaluación completa del estado de conservación de los sistemas naturales (Isasi-Catalá 2011), e incluso podrían llevar a conclusiones engañosas de que todo está bien en un entorno cuando no es así (Noss 1990).

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Analizar la diversidad y composición de reptiles en tres estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia en el municipio de Oxkutzcab, sur del estado de Yucatán, México.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar la diversidad, estructura y composición de especies de reptiles entre tres estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia: selva madura, secundaria y perturbada, en Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.
- Identificar especies de reptiles indicadoras de cada estado sucesional de acuerdo a su especificidad y fidelidad de hábitat.

4. REFERENCIAS

- AIDE, T., M. CLARK, H. GRAU, D. LÓPEZ-CARR, M. LEVY, D. REDO, M. BONILLA-MOHENO, G. RINER, M. ANDRADE-NÚÑEZ, Y M. MUÑIZ. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45: 262–271.
- ANDRADE-HERNÁNDEZ, M. 2010. Transformación de los sistemas naturales por actividades antropogénicas. *En* Durán R., y M. Méndez (Eds.). Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán, pp. 316-319. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- BERRIOZABAL-ISLAS, C., L. M. BADILLO-SALDAÑA, A. RAMÍREZ-BAUTISTA, Y C. E. MORENO. 2017. Effects of habitat disturbance on lizard functional diversity in a tropical dry forest of the Pacific Coast of Mexico. *Tropical Conservation Science* 10: 1-11.
- BÖHM, M., B. COLLEN, J. BAILLIE, P. BOWLES, J. CHANSON, N. COX, G. HAMMERSON, M. HOFFMANN, S. LIVINGSTONE, M. RAM, A. RHODIN, S. STUART, *et al.* 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biol. Conserv.* 157: 372–385.
- BROWN, S., Y A. E. LUGO. 1990. Tropical secondary forests. *J Trop. Ecol.* 6: 1–32.
- BRUTON, M. J., C. A. MCALPINE, Y M. MARON. 2013. Regrowth woodlands are valuable habitat for reptile communities. *Biol. Conserv.* 165: 95-103.
- BUZZARD, V, C. M. HULSHOF, T. BIRT, C. VIOLLE, B. J. ENQUIST, Y M. LARJAVAARA. 2016. Regrowing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession. *Funct. Ecol.* 30: 1006–13
- CAAMAL-SOSA, J.P., J. M. DUPUY, J.L. ANDRADE, J.L. HERNÁNDEZ, A. HUECHACONA, M. TAMAYO, C. WAYSON, M. OLGUÍN, D. LÓPEZ, V. MALDONADO, O. CARRILLO, Y L. VÁZQUEZ. 2016. Estudio de caso del sitio de monitoreo intensivo del carbono en Yucatán. Reporte Técnico para el Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, CONAFOR. Mérida, Yucatán, 89 p.

- CALDERÓN-MANDUJANO, R.R., C. GALINDO-LEAL, Y J. R. CEDEÑO-VÁZQUEZ. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zool. Mex.* 24: 95–114.
- CAMPBELL, J. A. 1998. *Amphibians and Reptiles of Northern Guatemala, the Yucatán, and Belize*. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, United States.
- CEBALLOS, G., Y A. GARCÍA. 1995. Conserving Neotropical biodiversity: the role of dry forests in Western Mexico. *Conservation Biology* 6: 1349–1356.
- CHABLÉ-SANTOS, J. 2010. Reptiles. *En* Durán R., y M. Méndez (Eds.). *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán*, pp. 260-261. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- CHARRUAU, P., J. R. CEDEÑO-VÁZQUEZ, Y G. KÖHLER. 2015. Amphibians and Reptiles. Pp. 257–293. *En* Islebe, G. A., S. Calmé, J. L. León-Cortés, y B. Schmook (Eds.). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula*. Springer International Publishing, Switzerland.
- CHAZDON, R., S. LETCHER, VAN BREUGEL M., M. MARTÍNEZ-RAMOS, F. BONGERS, Y B. FINEGAN. 2007. Rates of changes in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 362: 273–289.
- CHAZDON, R., C. PERES, D. DENT, D. SHEIL, A. LUGO, D. LAMB, N. STORK, Y S. MILLER. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conserv. Biol.* 23: 1406–1417.
- CORTES-GÓMEZ, A. M, C. A. RUIZ-AGUDELO, A. VALENCIA-AGUILAR, Y R. J. LADLE. 2015. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. *Universitas Scientiarum* 2: 229–245.
- DALE, V. H., Y S. C. BEYELER. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1: 3-10.
- DENT, D, Y J. WRIGHT. 2009. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biol. Conserv.* 142: 2833–2843.

- DIRZO, R., H. S. YOUNG, Y H. A. MOONEY. 2011. Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation. Island Press. 395 p.
- DUNN, R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conserv. Biol.* 18: 302–309.
- DUPUY, J. M., J. L. HERNÁNDEZ-STEFANONI, R. HERNÁNDEZ-JUÁREZ, F. TUN-DZUL, Y F. MAY-PAT. 2012. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. *Investig. Ambient. Cienc. Política Pública*, 4: 130-140.
- EWEL, J. J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-9.
- FLORES-GUIDO, J. S., R. DURÁN, Y J. J. ORTIZ-DÍAZ. 2010. Comunidades vegetales terrestres. *En* Durán R., y M. Méndez (Eds.). Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán, pp. 125-129. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- FLORES-VILLELA, O., Y U. O. GARCÍA-VÁZQUEZ. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 467-475.
- GARDNER, T., J. BARLOW, Y C. PERES. 2007a. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166–179.
- GARDNER, T., M. RIBEIRO-JUNIOR, J. BARLOW, T. ÁVILA-PIRES, M. HOOGMOED, Y C. PERES. 2007b. The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21: 775–787.
- GIBBONS, J. W., D. E. SCOTT, T. J. RYAN, K. A. BUHLMANN, T. D. TUBERVILLE, B. S. METTS, J. L. GREENE, T. MILLS, Y. LEIDEN, S. POPPY, Y C. T. WINNE. 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience*, 50: 653-666.
- GIBBS, H. K., A. S. RUESCH, F. ACHARD, M. K. CLAYTON, P. HOLMGREN, N. RAMANKUTTY, Y J. A. FOLEY. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 16732-16737.

- GIBSON, L., T. M. LEE, L. P. KOH, B. W. BROOK, T. A. GARDNER, J. BARLOW, C. A. PERES, C. J. A. BRADSHAW, W. F. LAURANCE, T. E. LOVEJOY, Y N. S. SODHI. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378–381.
- GÓMEZ-SALAZAR, A. A., Y J. R. CEDEÑO-VÁZQUEZ. 2017. Distribución y abundancia de la rana de invernadero, *Eleutherodactylus planirostris* (Cope, 1862), en Playa del Carmen, Quintana Roo, México. *Teoría y Praxis* 21: 55-66.
- GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, V. H. 2016. Reptiles y milpa itinerante: Lagartijas como indicadores de la edad de regeneración de la vegetación. *En* Gutiérrez-Mayén, M. G., A. Ramírez-Bautista, y E. Pineda-Arredondo (Eds.). *Ecología y Conservación de Anfibios y Reptiles de México*, pp. 349–372. Sociedad Herpetológica Mexicana, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, D.F., México.
- GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, V. H., J. D. JOHNSON, E. GARCÍA-PADILLA, V. MATA-SILVA, D. L. DESANTIS, Y L. D. WILSON. 2017. The herpetofauna of the Mexican Yucatan Peninsula: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 4: 264–380.
- GONZÁLEZ-ZUARTH, C. A., Y A. VALLARINO. 2014. Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente?. *En* González-Zuarth, C. A., A. Vallarino, J. C. Pérez-Jiménez, y A. M. Low-Pfeng. (Eds.). 2014. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*, p.p. 21-37. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) e Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). ISBN: 978-607-8429-05-9 (edición digital) 978-607-8429-04-2 (edición impresa).
- HANSEN, M. C., P. V. POTAPOV, R. MOORE, M. HANCHER, S. TURUBANOVA, A. TYUKAVINA, *et al.*. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342: 850-853.
- HARTTER, J., C. LUCAS, A. E. GAUGHAN, Y L. L. ARANDA, 2008. Detecting tropical dry forest succession in a shifting cultivation mosaic of the Yucatán Peninsula, Mexico. *Applied Geography*, 28: 134-149.

- HERNÁNDEZ-ORDOÑEZ, O, N. URBINA-CARDONA, Y M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2015. Recovery of amphibian and reptile assemblages during old-field succession of tropical rain forests. *Biotropica* 47: 377–388.
- HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L., J. M. DUPUY, F. TUN-DZUL, Y F. MAY-PAT. 2011. Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology*, 26: 355-370.
- ISASI-CATALÁ, E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* 36: 31-38.
- JANZEN, D. H. 1988. Tropical dry forests. The most endangered major tropical ecosystem. *En* Wilson E. O. (Ed.). *Biodiversity*, pp. 130-137. National Academy of Sciences/Smithsonian Institution, Washington DC.
- JOHNSON, J. D., L. D. WILSON, V. MATA-SILVA, E. GARCÍA-PADILLA, Y D. L. DESANTIS. 2017. The endemic herpetofauna of Mexico: organisms of global significance in severe peril. *Mesoamerican Herpetology* 4: 544–620.
- KEARNEY, M., R. SHINE, Y W. P. PORTER. 2009. The potential for behavioral thermoregulation to buffer “cold-blooded” animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 3835-3840.
- KENNARD, D. K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18: 53-66.
- KÖHLER, G. 2008. *Reptiles of Central America*. 2nd ed. Herpeton, Offenbach, Germany.
- KÖHLER, G., J. R. CEDEÑO VÁZQUEZ, Y P. M. BEUTELSPACHER-GARCÍA. 2016a. The Chetumal Snake Census: generating biological data from road-killed snakes. Part 1. Introduction and identification key to the snakes of southern Quintana Roo, Mexico. *Mesoamerican Herpetology* 3: 670–687.
- KÖHLER, G., J. R. CEDEÑO VÁZQUEZ, T. KIRSTEIN, Y P. M. BEUTELSPACHER-GARCÍA. 2016b. The Chetumal Snake Census: generating biological data from road-killed snakes. Part 2. *Dipsas brevifacies*, *Sibon sanniolus*, and *Tropidodipsas sartorii*. *Mesoamerican Herpetology* 3: 689–705.

- KÖHLER, G., J. R. CEDEÑO VÁZQUEZ, M. SPAETH, Y P. M. BEUTELSPACHER-GARCÍA. 2016c
The Chetumal Snake Census: generating biological data from road-killed snakes.
Part 3. *Leptodeira frenata*, *Ninia sebae*, and *Micrurus diastema*. Mesoamerican
Herpetology 3: 930–947.
- KÖHLER, G., J. R. CEDEÑO-VÁZQUEZ, A. MYAT TUN, Y P. M. BEUTELSPACHER-GARCÍA.
2017. The Chetumal Snake Census: generating biological data from road-killed
snakes. Part 4. *Coniophanes imperialis*, *C. meridanus* and *C. schmidtii*.
Mesoamerican Herpetology 4: 528–542.
- LAURANCE, W. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis?. Trends Ecol.
Evol. 22: 65–70.
- LAURANCE, W. F., J. SAYER, Y K. G. CASSMAN. 2014. Agricultural expansion and its
impacts on tropical nature. Trends in ecology & evolution, 29: 107-116.
- LEE, J. C. 1980. An ecogeographic analysis of the herpetofauna of the Yucatán Peninsula.
Univ. Kansas Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. 84 p.
- LEE, J. C. 1996. The amphibians and reptiles of the Yucatan Peninsula. Cornell University
Press, Ithaca, NY, USA. 500 p.
- LEE, J. C. 2000. A field guide to the amphibians and reptiles of the Maya World. The
Lowlands of Mexico, Northern Guatemala, and Belize. Cornell University Press,
Ithaca, New York. 448 p.
- LUJA, V. H., S. HERRANDO-PÉREZ, D. GONZÁLEZ-SOLÍS, Y L. LUISELLI. 2008. Secondary
rain forest are not havens for reptile species in tropical Mexico. Biotropica 40: 747–
757.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M., L. BARRAZA, P. BALBANERA, *et al.* 2012. Manejo de bosques
tropicales: bases científicas para la conservación, restauración y aprovechamiento
de ecosistemas en paisajes rurales. Investigación ambiental Ciencia y política
pública 4: 111-129
- MCALPINE, C. A., M. E. BOWEN, G. C. SMITH, G. GRAMOTNEV, A. G. SMITH, A. L. CASCIO,
W. GOULDING, Y M. MARON. 2015. Reptile abundance, but not species richness,

- increases with regrowth age and spatial extent in fragmented agricultural landscapes of eastern Australia. *Biol. Conserv.* 184: 174-181.
- MILES, L, A. C. NEWTON, R. S. DEFRIES, C. RAVILIOUS, I. MAY, S. BLYTH, V. KAPOS, Y J. E. GORDON. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biogeogr.* 33: 491–505.
- MORANTE-FILHO, J. C., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, E. R. DE ANDRADE, B. A. SANTOS, E. CAZETTA, Y D. FARIA. 2017. Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. *Journal of Applied Ecology* 00: 1–11
- MURPHY, P.G., Y A. E. LUGO. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 67–88.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA, Y J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 43: 853–858.
- NOSS, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Cons. Biol.* 4: 355-364.
- PORTILLO-QUINTERO, C. A., Y G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biol. Conserv.* 143: 144–155.
- QUESADA, M., G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA, M. ÁLVAREZ-AÑORVE K. E. STONER, L. ÁVILA-CABADILLA, J. CALVO-ALVARADO, A. CASTILLO, M. M. ESPÍRITO-SANTO, M. FAGUNDES *et al.* 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *For. Ecol. Manag.* 258: 1014–1024.
- RODRIGUES, A.S.L., S. J. ANDELMAN, M. I. BAKARR, L. BOITANI, T. M. BROOKS, R. M. COWLING, L. D. C. FISHPOOL, G. A. B. DA FONSECA, K. J. GASTON, M. HOFFMANN, J. S. LONG, P. A. MARQUET, J. D. PILGRIM, R. L. PRESSEY, J. SCHIPPER, W. SECHREST, S. N. STUART, L. G. UNDERHILL, R. W. WALLER, M. E. J. WATTS, Y X. YAN. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640–643

- RUÍZ BARRANCO, H., Y J. ARELLANO MORÍN. 2010. Instrumentos y estrategias, Áreas Naturales Protegidas. *En* Durán R., y M. Méndez (Eds.). Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán, pp. 414-419. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- RUSSILDI, G., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, O. HERNÁNDEZ-ORDÓÑEZ, E. PINEDA, Y V. H. REYNOSO. 2016. Species-and community-level responses to habitat spatial changes in fragmented rainforests: assessing compensatory dynamics in amphibians and reptiles. *Biodiversity and conservation* 25: 375-392.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A., M. QUESADA, J. P. RODRÍGUEZ, J. M. NASSAR, K. E. STONER, A. CASTILLO, T. GARVIN, E. L. ZENT, J. C. CALVO-ALVARADO, M. E. R. KALACSKA, L. FAJARDO, J. A. GAMON, Y P. CUEVAS-REYES. 2005. Research priorities for neotropical dry forests. *Biotropica* 37: 477–485.
- SANTOS, X., Y M. CHEYLAN. 2013. Taxonomic and functional response of a Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biol. Conserv.* 168: 90-98.
- SMITH, A. L., J. SALGADO ORTIZ, Y R. J. ROBERTSON. 2001. Distribution patterns of migrant and resident birds in successional forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 33:153-170.
- SUAZO-ORTUÑO, I., J. ALVARADO-DÍAZ, Y M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofauna assemblages. *Conserv. Biol.* 22: 362–374.
- SUAZO-ORTUÑO, I., J. ALVARADO-DÍAZ, E. MENDOZA, L. LÓPEZ-TOLEDO, N. LARA-URIBE, C. MÁRQUEZ-CAMARGO, J. G. PAZ-GUTIÉRREZ, Y J. D. RANGEL-OROZCO. 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science* 8: 396–423.
- TURNER, B. L., S. C. VILLAR, D. FOSTER, J. GEOGHEGAN, E. KEYS, P. KLEPEIS, *et al.* 2001. Deforestation in the southern Yucatan peninsular region: An integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154: 353–370.

- URBINA-CARDONA, N., M. OLIVARES-PÉREZ, Y V. H. REYNOSO. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132: 61–75.
- URBINA-CARDONA, N., E. A. BERNAL, N. GIRALDO-ECHEVERRY, Y A. ECHEVERRY-ALCENDRA. 2015. El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: indicadores y métodos. *En* Aguilar-Garavito, M., y W. Ramírez (Eds.) *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*, pp. 134-250. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt DC, Colombia.
- WRIGHT, S., Y H. C. MULLER-LANDAU. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* 38: 287–301.

5. ARTÍCULO CIENTÍFICO

NOTA: El presente artículo será enviado a la revista BIOTROPICA, por lo que el formato se encuentra de acuerdo con las instrucciones de dicha revista.

Encabezado izquierdo (LRH): Ortiz-Medina y Chablé-Santos

Encabezado derecho (RRH): Reptiles en Estados Sucesionales

Diversidad y Composición de Reptiles en Estados Sucesionales de Selva Mediana Subcaducifolia en el sur de Yucatán, México.

Javier A. Ortiz-Medina¹ y Juan B. Chablé-Santos

Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán, Km 15.5 Carretera Mérida-Xmatkuil, C.P. 97315, Mérida, Yucatán, México.

Número de palabras: 4,711

¹Autor para correspondencia; e-mail: ortizmedina.ja@gmail.com

Recibido ____; revisión aceptada ____.

RESUMEN

Las selvas tropicales están desapareciendo aceleradamente alrededor del mundo a causa de las actividades humanas, y las selvas secundarias podrían jugar un papel importante para conservar la biodiversidad. En este estudio se compararon atributos de las comunidades de reptiles y se identificaron especies indicadoras en tres estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia en el sur de Yucatán, México, que incluyen, selva madura (>40 años), selva secundaria (20-25 años), y selva perturbada (1-10 años). De junio a diciembre de 2016 se realizaron muestreos diurnos y nocturnos de reptiles mediante búsquedas directas por encuentros visuales en transectos y cuadrantes. Se registraron 216 individuos de 29 especies de reptiles. Los distintos grupos taxonómicos respondieron diferente al estado sucesional del hábitat. La diversidad y abundancia de tortugas fue menor en la selva perturbada con respecto a las selvas madura y secundaria. Por el contrario, la diversidad y abundancia en general de lagartijas fue mayor en la selva perturbada, mientras que la diversidad y abundancia de serpientes fue similar entre estados sucesionales. Las selvas madura y secundaria fueron similares en su composición de especies de reptiles, y ambas fueron diferentes de la selva perturbada. En cada estado sucesional dominaron diferentes especies de reptiles. Tres especies de lagartijas y una de tortuga resultaron como indicadoras de algún estado sucesional. Los resultados de este trabajo indican que la selva secundaria de la región puede ser un hábitat valioso para los reptiles en menos de tres décadas de sucesión.

Palabras clave: Diversidad de especies; herpetofauna; selva seca; sucesión.

LAS SELVAS TROPICALES SON LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES BIOLÓGICAMENTE MÁS DIVERSOS EN EL MUNDO y están desapareciendo a un ritmo alarmante (Laurance 2007), lo que conduce a la pérdida de la biodiversidad que albergan y los servicios ecosistémicos que proveen (Gibbs *et al.* 2010, Hansen *et al.* 2013). En particular, las selvas tropicales secas (STS) enfrentan las mayores tasas de deforestación y transformación por actividades agrícolas (Janzen 1988, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005, Miles *et al.* 2006, Quesada *et al.* 2009). Estas selvas son las de mayor extensión en los trópicos y México contenía el 38% de STS del continente, pero para el 2009 ya había perdido más del 70% de la cobertura original. Sólo el 0.2% de toda la extensión de STS en el país se encuentra bajo protección (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010).

Con el tiempo, muchos campos agrícolas en estas regiones son abandonados por diversas causas como la degradación de los suelos, problemas socioeconómicos y migraciones rural-urbanas (Brown & Lugo 1990, Wright & Muller-Landau 2006). Esto propicia que inicie la regeneración natural de la vegetación en estos campos abandonados a través de la sucesión secundaria, permitiendo la recuperación de varios atributos de la estructura original de las selvas a través de los años (Kennard 2002, Chazdon *et al.* 2007). Estas selvas secundarias resultantes se han extendido ampliamente en los trópicos (Aide *et al.* 2013), y a medida que las selvas primarias se reducen y se hacen cada vez más raras, las selvas secundarias pueden incrementar su valor de importancia en la conservación de la biodiversidad en los paisajes tropicales modificados por el hombre (Chazdon *et al.* 2009). Sin embargo, la mayoría de los estudios enfocados a la sucesión se han enfocado en plantas (Chazdon 2007), y los trabajos con fauna se han centrado en grupos como aves, mamíferos e invertebrados (Dunn 2004, Bowen *et al.* 2007, Dent & Wright 2009, Gibson *et al.* 2011). Por otro lado, hasta la fecha, el impacto de la perturbación y la capacidad de resiliencia en las comunidades de reptiles ha recibido una atención mínima (Gardner *et al.* 2007a, Bruton *et al.* 2013) pese a que estos vertebrados son de los más amenazados del mundo principalmente a causa de la destrucción y pérdida de selvas (Gibbons *et al.* 2000, Böhm *et al.* 2013). Los reptiles conforman uno de los grupos de vertebrados más abundantes y diversos en los ecosistemas tropicales, donde juegan roles ecológicos importantes en las redes tróficas, en la dispersión de semillas, polinización y ciclo de nutrientes (Cortés-Gómez *et al.* 2015). Estos organismos en general presentan una baja capacidad de

dispersión en comparación con aves y mamíferos, tienen ámbitos hogareños relativamente pequeños, una especialización morfológica en cuanto al tipo de sustrato, y limitaciones termorregulatorias debido a su naturaleza ectoterma (Kearney *et al.* 2009, Böhm *et al.* 2013, McAlpine *et al.* 2015). Los reptiles más vulnerables son aquellos que dependen de condiciones ambientales estrictas y que solo se encuentran en las selvas maduras (Urbina-Cardona *et al.* 2006). Sin embargo, no todas las especies son igualmente afectadas por las mismas causas. Son varios los estudios que indican que la sensibilidad de los reptiles a cambios en el hábitat varía considerablemente dependiendo del tipo de alteración, de los requerimientos, capacidad de dispersión, tolerancia fisiológica y atributos funcionales de cada especie, que puede responder en forma negativa, positiva, o neutra a las perturbaciones (Suazo-Ortuño *et al.* 2008, 2015, Santos & Cheylan 2013, Russildi *et al.* 2016, Berriozabal-Islas *et al.* 2017). Las características mencionadas sugieren el uso del grupo de los reptiles como indicador de cambios ambientales o del estado del hábitat (Calderón-Mandujano *et al.* 2008, Urbina-Cardona *et al.* 2015, González-Sánchez 2016).

La Península de Yucatán es parte del “hotspot” Mesoamericano de biodiversidad por su excepcional concentración de especies endémicas (Myers *et al.* 2000). Sin embargo, las selvas de esta región están sujetas a constantes presiones naturales como huracanes e incendios forestales, y han sido alteradas por actividades agrícolas desde las antiguas civilizaciones Mayas hace más de 3500 años, que le otorga también el reconocimiento como un “hotspot” de deforestación (Turner *et al.* 2001, Hartter *et al.* 2008). La selva mediana subcaducifolia de Yucatán, es un tipo de STS característica del estado que originalmente ocupaba una extensión aproximada de 29,309 km². Sin embargo, se ha reducido a pequeños manchones dentro de un mosaico de parches de selva secundaria en diferentes edades y campos agrícolas-ganaderos, y está pobremente representada en el Sistema de Áreas Naturales Protegidas (Flores-Guido *et al.* 2010, Ruiz-Barranco & Arellano-Morín 2010). A pesar de esto, se conoce muy poco sobre el impacto de estas actividades sobre la fauna nativa de la región (Smith *et al.* 2001), y en particular los estudios con reptiles han sido escasos y se han realizado en las selvas húmedas (Calderón-Mandujano *et al.* 2008, Luja *et al.* 2008, González-Sánchez 2016). Por ello, los objetivos de este estudio fueron: (1) comparar la diversidad, estructura y composición de las comunidades de reptiles en tres estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia del

sur de Yucatán, México, e (2) identificar especies de reptiles indicadoras de cada estado sucesional de acuerdo a su especificidad y fidelidad de hábitat. Con ello, se pretende generar conocimiento básico sobre los reptiles que albergan las selvas de esta región que contribuya al desarrollo de iniciativas de manejo y conservación de los reptiles y sus hábitats.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO.— El área de estudio forma parte de la Reserva Estatal Biocultural del Puuc y zonas aledañas de la localidad rural de Xul, en el Municipio de Oxkutzcab, localizado en el sur del estado de Yucatán, México ($20^{\circ}01'7''$ - $20^{\circ}09'36''$ N, $89^{\circ}35'59''$ - $89^{\circ}23'31''$ W; WGS 84; Fig. 1). El clima es cálido-subhúmedo con lluvias de mayo a octubre, y una estación seca de noviembre a abril. Los frentes fríos entre diciembre y febrero se conocen localmente como nortes, y proporcionan precipitación invernal ocasional (Islebe *et al.* 2015). La precipitación y temperatura media anual es de 1000-1200 mm y 26°C , respectivamente (Flores & Espejel 1994). El área presenta lomeríos con pendientes moderadas (10° - 25°) y planicies, generando rangos de elevación que van de 60 a 160 msnm. Así mismo, existe presencia de cuerpos de agua (sartenejas y aguadas) dispersos en el área de estudio. La vegetación original es de tipo selva mediana subcaducifolia, distribuida en parches de vegetación en diferentes estados sucesionales y áreas de cultivo (Dupuy *et al.* 2012, Hernández-Stefanoni *et al.* 2014).

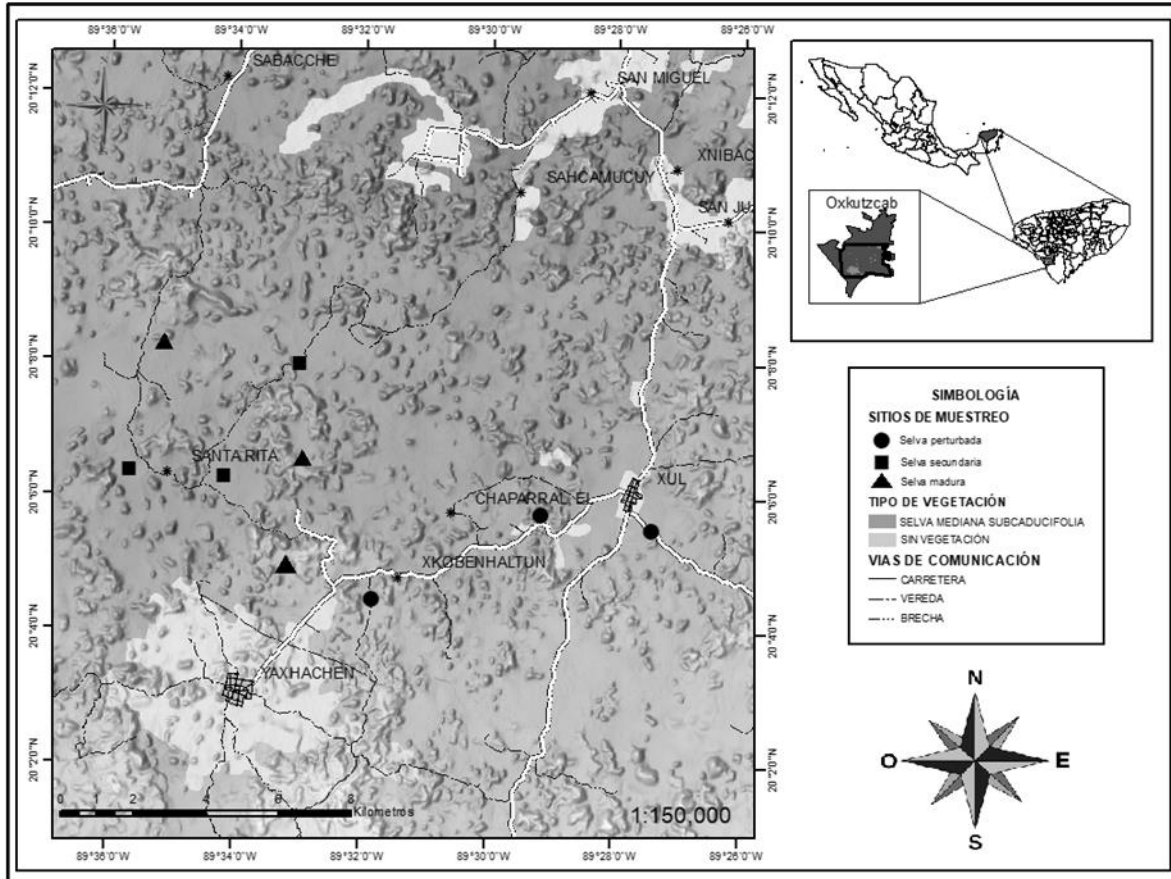


FIGURA 1. Localización del área de estudio en el municipio de Oxtutzcab, Yucatán, México.

SITIOS DE MUESTREO.— Se eligieron los sitios de muestreo con base en su estado de sucesión: selva madura (SM), selva secundaria (SS) y selva perturbada (SP). Cada estado sucesional estuvo representado por tres sitios ($N = 9$). Para identificar los estados sucesionales, se utilizó un mapa de la zona que muestra la distribución de la densidad de carbono en la biomasa leñosa por encima del suelo en las selvas de México (MREDD+ Alliance 2013), que es atribuible a la cobertura, edad y distribución espacial de la vegetación (CCA 2014). Posteriormente cada sitio elegido en el mapa fue corroborado en campo. La edad de sucesión o abandono de los sitios se determinó mediante entrevistas informales a personas locales con más de 40 años de trabajo en la zona.

Selva madura (SM). Cuentan con selva mediana subcaducifolia sin intervención antrópica hace más de 40 años. El dosel de los árboles tiene una altura promedio de entre ocho y 13 m, con algunos árboles prominentes que alcanzan los 15-18 m (Hernández-Stefanoni *et al.* 2011). Se encuentran principalmente en zonas con lomeríos y algunas áreas planas. Entre las especies vegetales más características de la zona se encuentran: *Amphilophium paniculatum*, *Bauhinia unguolata*, *Bursera simaruba*, *Caesalpinia gaumeri*, *Cydista diversifolia*, *Eugenia axillaris*, *Lonchocarpus rugosus*, *Luehea speciosa*, *Lysiloma latisiliquum*, *Mimosa bahamensis*, *Neomillspaughia emarginata*, *Paullinia cururu*, *Piscidia piscipula*, *Psidium sartorianum* y *Sabal yapa* (Caamal-Sosa *et al.* 2016). Los sitios de muestreo estuvieron distanciados por un promedio de 4.69 km (rango = 3.04 – 7 km)

Selva secundaria (SS). Cuentan con vegetación que se ha regenerado naturalmente después de un tiempo de abandono de 20 a 25 años. En general, la composición de especies vegetales en estos sitios es muy similar a los sitios de selva madura, pero el sotobosque cuenta con una mayor cobertura de herbáceas y plántulas, y la altura promedio de los árboles oscila entre los 5.6 y 7.6 m. Estos sitios se encuentran en suelos planos y lomeríos bajos, con remanentes de selva madura alrededor. Los sitios de muestreo estuvieron distanciados uno de otro por 3.97 km en promedio (rango = 2.62 – 5.54 km).

Selva perturbada (SP). Se presentan como parches de vegetación con 1 a 10 años de abandono. Estos sitios son producto de diferentes periodos de descanso a los que es sometida la tierra tras el aprovechamiento periódico como zona agrícola, y se encuentran entremezclados con parcelas de cultivos de maíz (principalmente) y algunas curcubitáceas. El promedio de altura de la vegetación oscila entre 2.3 y 4.7 m y está compuesta principalmente de plantas herbáceas pioneras y arbustos (*e.g.*, *Commelina diffusa*, *Galactia striata*, *Passiflora foetida*, *Viguiera dentata*, *Waltheria indica*) con algunos árboles aislados de chakáh (*Bursera simaruba*) y jabín (*Piscidia piscipula*). Estos sitios están ubicados en suelos planos, con presencia de algunos lomeríos que no son utilizados para la agricultura debido a la pendiente que presentan. Los sitios de muestreo estuvieron distanciados uno de otro por una distancia promedio de 5.41 km (rango = 3.08 – 7.95 km).

MUESTREO DE REPTILES.— El muestreo de reptiles se realizó de manera sistemática durante el periodo de junio a diciembre de 2016 mediante búsquedas directas por encuentros

visuales (Crump & Scott 1994). En cada sitio de muestreo se ubicaron cuatro transectos lineales fijos de 250 m de largo y 8 m de ancho, para un total de 12 transectos por estado sucesional ($N = 36$). Los transectos estuvieron separados por una distancia de al menos 200 m y se ubicaron 100 m al interior de la vegetación para tratar de evitar algún tipo de efecto de borde (Urbina-Cardona *et al.* 2006). También se delimitaron seis cuadrantes de 5 m x 5 m a los lados de los transectos: dos al inicio, dos en la zona media, y dos al final de cada transecto (6 cuadrantes x 36 transectos = 216 cuadrantes en total).

Para la búsqueda de reptiles, dos personas recorrieron los transectos y revisaron los cuadrantes una vez al mes y en dos horarios de observación, diurno de 0900–1300 h y nocturno de 2000–2400 h (8 horas/hombre x dos personas = 16 h/hombre). El esfuerzo total de muestreo fue de 1008 h/hombre (336 h/hombre por estado sucesional). Durante la búsqueda, se revisaron todos los microhábitats posibles donde pudieran encontrarse reptiles, incluyendo oquedades de árboles, grietas, debajo de rocas y troncos caídos, hojarasca, arbustos, y madrigueras. Cada reptil encontrado fue identificado a nivel de especie considerando los trabajos de Lee (1996, 2000) y la nomenclatura utilizada de acuerdo al trabajo de González-Sánchez *et al.* (2017). Los individuos capturados de tortugas y lagartijas se marcaron temporalmente con pintura no tóxica para evitar el conteo doble. Para las serpientes se tomaron fotografías del patrón corporal para identificar a los individuos.

ANÁLISIS DE DATOS.— Para estimar la completitud del inventario general en cada estado sucesional, se calculó el porcentaje representado a partir del número de especies observadas respecto al número de especies esperadas (Soberón & Llorente 1993). Se utilizó el estimador no-paramétrico Chao2, que es recomendado cuando se cuenta con muestras pequeñas (Moreno 2001). Para los análisis se utilizó el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013) usando los datos de incidencia de las especies y el número de meses de muestreo como unidad de esfuerzo.

Se evaluó la diversidad de reptiles entre estados sucesionales por medio de los números de Hill, con el número efectivo de especies de los primeros tres órdenes de q ($q=0, 1, 2$) (Hill 1973, Jost 2006), donde $q=0$ equivale a la riqueza de especies, $q=1$ es el exponencial del índice de Shannon ($q1 = \exp [H']$) que representa el número de especies

comunes en la comunidad, y $q=2$ es el inverso del índice de Simpson ($q^2 = 1 / \lambda$) que representa las especies muy abundantes o dominantes en la comunidad (Jost 2006, Tuomisto 2010). Se calcularon los intervalos de confianza (IC) del 95% para los números de Hill y determinar diferencias significativas entre estados sucesionales (cuando los IC del 95% no se sobrelapan, indican una diferencia significativa) (Chao & Jost 2012). Estos análisis se realizaron con el programa iNEXT versión Online (Chao *et al.* 2016).

Para evaluar las diferencias en la composición de especies de reptiles entre estados sucesionales, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) basado en una matriz de similitud con el índice de Bray-Curtis con datos de abundancia de las especies registradas tanto en los transectos como en los cuadrantes, utilizando el programa PAST 3.14 (Hammer *et al.* 2001). Para determinar diferencias estadísticamente significativas en la composición de especies entre estados sucesionales, se hizo un análisis de similitud (ANOSIM) (Clarke 1993) con la misma matriz de Bray-Curtis. El análisis ANOSIM genera un valor R que mide directamente el grado de diferencia entre los grupos, y varía entre 0 y 1, donde un valor $R = 0$ indica que la composición de especies es idéntica entre grupos, mientras que un valor $R = 1$ indica que la composición de especies entre grupos es completamente diferente (Clarke 1993). El nivel de significancia estadística se calculó por 9999 permutaciones y se estableció *a priori* en $p < 0.05$. Este análisis se hizo con el programa PRIMER-E versión 6 (Clarke & Gorley 2006).

Se comparó la estructura de las comunidades con curvas de rango/abundancia (Magurran 2004). En este análisis se ordenaron las especies de forma jerárquica de la más abundante a la menos abundante, y se graficó el logaritmo base 10 (Log10) de la abundancia relativa (p_i) de cada una.

Para identificar las especies de reptiles indicadoras de cada estado sucesional, se utilizó el método Valor Indicador (Indicator Value; INDVAL) propuesto por Dufrene y Legendre (1997) que se basa en el grado de especificidad (exclusividad a un hábitat particular) y fidelidad (frecuencia de presencia dentro del mismo hábitat) de cada especie de manera independiente, expresado en porcentaje. Aquellas especies que obtuvieron un valor de $INDVAL \geq 50\%$ fueron consideradas como indicadoras de ese estado sucesional particular (Tejeda-Cruz *et al.* 2008). Para este análisis se utilizó una matriz con datos de la

abundancia mensual de las especies en cada estado sucesional. La significancia estadística ($p < 0.05$) se midió utilizando la prueba de Monte Carlo con 9999 iteraciones aleatorias. Este análisis se realizó con el programa PC-ORD 4.0 (McCune & Mefford 1999).

RESULTADOS

Se registraron un total de 216 individuos pertenecientes a 16 familias, 27 géneros y 29 especies de reptiles (3 de tortugas, 12 de lagartijas y 14 de serpientes). Las lagartijas fueron el grupo más abundante con 157 individuos (72.7%; $n = 216$), seguido por las tortugas con 38 (17.6%), y las serpientes con 21 (9.7%). La mayor abundancia de reptiles se observó en la SP, donde el 90% de los individuos registrados en estos sitios fueron lagartijas (Apéndice 1).

De acuerdo con el estimador de riqueza, es posible encontrar aproximadamente 38 especies de reptiles en todos los sitios de estudio, por lo que en este trabajo se obtuvo una representación del 75.46% del total de especies predichas. La completitud varió del 58.62% al 87.51% entre los diferentes estados sucesionales (Cuadro 1).

CUADRO 1. *Número de especies y completitud del inventario de reptiles en los diferentes estados sucesionales de la selva mediana subcaducifolia en Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.*

Estado Sucesional	Especies observadas	Especies estimadas (Chao2)	Completitud (%) ¹
Selva madura (SM >40 años)	15	17.14	87.51
Selva secundaria (SS 20-25 años)	17	29	58.62
Selva perturbada (SP 1-10 años)	18	22.8	78.94
Todos los sitios	29	38.43	75.46

¹Completitud: indica el porcentaje representado por las especies observadas en relación con el número esperado de especies pronosticado por el estimador de riqueza Chao2.

Considerando todas las especies de reptiles en conjunto, la riqueza varió entre 18 y 15 especies entre los estados sucesionales, pero no hubo diferencias significativas, como tampoco hubo diferencias significativas en el número de especies comunes ni en especies dominantes. Sin embargo, cuando se consideraron los grupos taxonómicos por separado se encontraron patrones de diversidad diferentes. Las tortugas tuvieron una diversidad significativamente inferior en SP ($q_0 = 1$, $q_1 = 1$, $q_2 = 1$) en comparación con SS ($q_0 = 3$, $q_1 = 2.78$, $q_2 = 2.58$) y SM ($q_0 = 3$, $q_1 = 2.92$, $q_2 = 2.84$). En el caso de lagartijas, la riqueza fue significativamente mayor en SP ($q_0 = 11$) que en SM ($q_0 = 6$). Los números efectivos de especies comunes y dominantes de lagartijas en SP ($q_1 = 6.84$, $q_2 = 5.44$) y SS ($q_1 = 6.41$, $q_2 = 5.61$) fueron significativamente más altos que en SM ($q_1 = 3.56$, $q_2 = 2.62$). Por otro lado, no se encontraron diferencias en la diversidad de serpientes en ningún orden de q (Fig. 2).

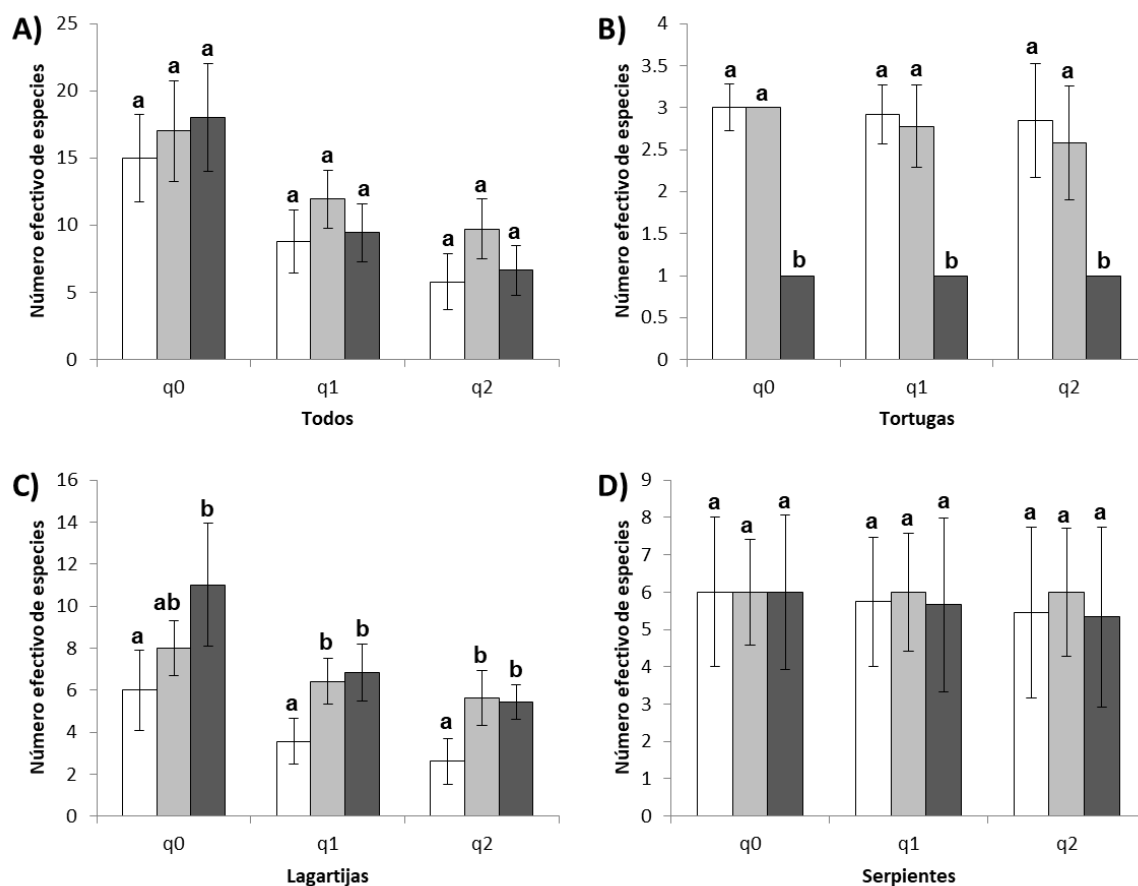


FIGURA 2. Riqueza de especies (q0), número de especies comunes (q1) y número de especies dominantes (q2) de reptiles considerando todos los grupos taxonómicos (A), y por separado tortugas (B), lagartijas (C), y serpientes (D), en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México. Las barras blancas representan selva madura (SM), barras grises representan selva secundaria (SS), y barras negras representan selva perturbada (SP). Las líneas de error son los IC del 95%. Letras diferentes denotan diferencias significativas.

El análisis NMDS mostró una separación entre SP y los demás estados sucesionales, mientras que SS y SM mostraron solapamiento (Fig. 3). El análisis ANOSIM demostró diferencias significativas generales (R Global = 0.369, $p = 0.01\%$) en la composición de especies entre estados sucesionales. De acuerdo con las comparaciones por pares, SP fue estadísticamente diferente en composición de especies respecto a SS ($R = 0.369$, $p = 0.01\%$) y SM ($R = 0.568$, $p = 0.01\%$); mientras que entre SS y SM no hubo diferencias significativas ($R = 0.097$, $p = 7.7\%$).

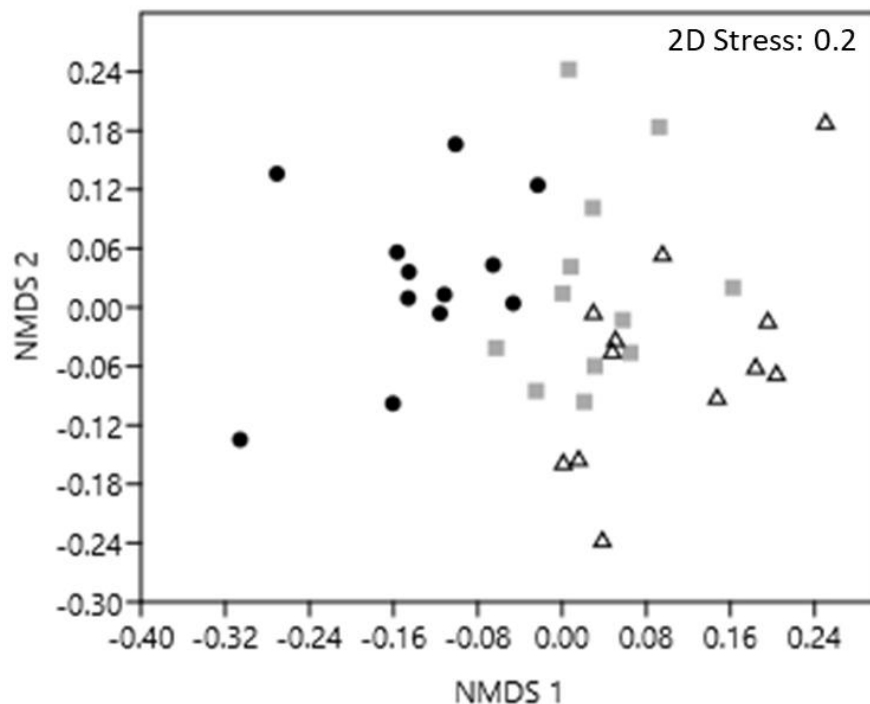


FIGURA 3. Diagrama de ordenación NMDS basado en el índice de similitud de Bray-Curtis con datos de abundancia de las especies de reptiles registrados en los diferentes estados sucesionales en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México. Los triángulos blancos representan selva madura (SM), cuadros grises representan selva secundaria (SS), y círculos negros representan selva perturbada (SP).

Los gráficos de rango/abundancia mostraron que en las comunidades de cada estado sucesional dominaron diferentes especies (Fig. 4). En SP, la comunidad de reptiles estuvo dominada por la lagartija *Aspidoscelis angusticeps*, que además fue exclusiva de estos sitios. Por otra parte, a pesar de que SS y SM tuvieron una composición de especies similar, la estructura de la comunidad mostró un patrón diferente en la distribución de las abundancias de las especies. La tortuga *Rhinoclemmys areolata* y la lagartija *Holcosus gaigeae* fueron las especies dominantes en SS, en tanto que en SM destacó la dominancia de la lagartija *Norops rodriguezii*, superando ampliamente la abundancia relativa de las demás especies en esta comunidad. Se observó que en SS y SM estuvieron presentes las tres especies de tortugas (*Kinosternon creaseri*, *R. areolata* y *Terrapene yucatanana*) dentro de un rango alto y medio de abundancia relativa; pero en SP este grupo prácticamente desapareció al registrar solamente un individuo de una especie (*K. creaseri*). Para el caso de las serpientes, las especies se registraron con solo 1 o 2 individuos (Fig. 4).

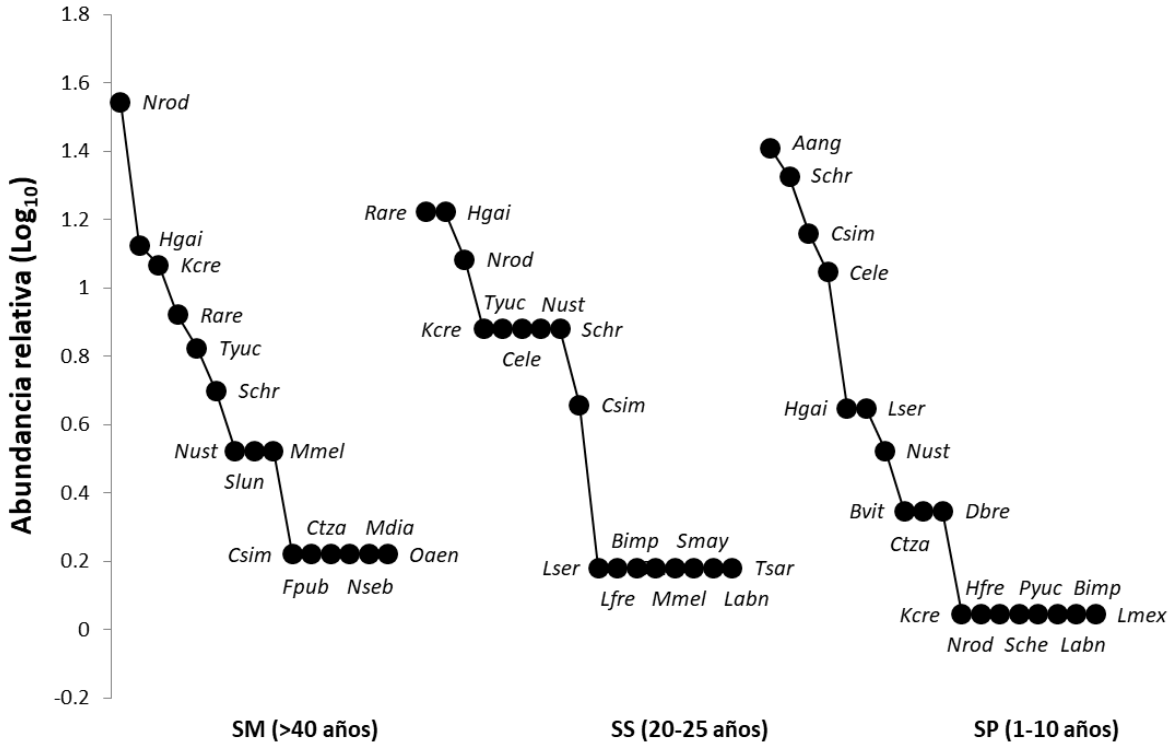


FIGURA 4. Curvas de rango/abundancia de las comunidades de reptiles de selva madura (SM), selva secundaria (SS) y selva perturbada (SP) en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México. *Aang*= *Aspidoscelis angusticeps*, *Bvit*= *Basiliscus vittatus*, *Bimp*= *Boa imperator*, *Cele*= *Coleonyx elegans*, *Ctza*= *Crotalus tzabcan*, *Csim*= *Ctenosaura similis*, *Dbre*= *Dipsas brevifacies*, *Fpub*= *Ficimia publia*, *Hfre*= *Hemidactylus frenatus*, *Hgai*= *Holcosus gaigeae*, *Kcre*= *Kinosternon creaseri*, *Lser*= *Laemanctus serratus*, *Labn*= *Lampropeltis abnormalis*, *Lfre*= *Leptodeira frenata*, *Lmex*= *Leptophis mexicanus*, *Mmel*= *Mastigodryas melanolomus*, *Mdia*= *Micrurus diastema*, *Nseb*= *Ninia sebae*, *Nrod*= *Norops rodriguezii*, *Nust*= *Norops ustus*, *Oaen*= *Oxybelis aeneus*, *Pyuc*= *Porthidium yucatanicum*, *Rare*= *Rhinoclemmys areolata*, *Schr*= *Sceloporus chrysostictus*, *Slun*= *Sceloporus lundelli*, *Sche*= *Scincella cherriei*, *Smay*= *Symphimus mayae*, *Tyuc*= *Terrapene yucatanica*, *Tsar*= *Tropidodipsas sartorii*.

De acuerdo con el análisis para determinar especies indicadoras de algún estado sucesional, se encontró que una especie de tortuga (*R. areolata*) y tres de lagartijas (*A. angusticeps*, *Coleonyx elegans*, y *N. rodriguezii*) tuvieron un valor INDVAL significativo $\geq 50\%$ (Cuadro 2).

CUADRO 2. *Especies de reptiles potencialmente indicadoras de acuerdo al análisis INDVAL, de los estados sucesionales de la selva mediana subcaducifolia en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.*

Especies indicadoras	Estado sucesional ¹	Valor Indicador (%)	p-valor
<i>Norops rodriguezii</i>	SM	70	0.001
<i>Rhinoclemmys areolata</i>	SS	68.7	0.003
<i>Aspidoscelis angusticeps</i>	SP	85.7	0.003
<i>Coleonyx elegans</i>	SP	57.1	0.01

¹SM= selva madura, SS= selva secundaria, y SP= selva perturbada.

DISCUSIÓN

Este trabajo representa el primer aporte referente a la respuesta de los reptiles al estado sucesional del hábitat en la región. De acuerdo con el estimador de riqueza utilizado, los porcentajes de completitud obtenidos son comparables con valores reportados en otros trabajos desarrollados con herpetofauna (Suazo-Ortuño *et al.* 2008, Hernández-Ordoñez *et al.* 2015). Sin embargo, los inventarios al estar incompletos indican que es posible encontrar más especies en estos sitios a medida que el esfuerzo de muestreo se incremente. De acuerdo con los mapas de distribución de Lee (1996, 2000), son 52 las especies de reptiles con distribución potencial en la región de estudio; entre las que no fueron registradas en los muestreos sistemáticos de este trabajo se encuentran algunas de serpientes como *Tantillita canula* y *Tropidodipsas fasciatus* que son raras o poco comunes (Lee 1996). También especies como *Mesoscincus schwartzei*, *Drymarchon melanurus*, *Masticophis mentovarius*, *Senticolis triaspis* y *Spilotes pullatus*, las cuales fueron observadas en zonas cercanas a los sitios de estudio. Así mismo, se debe considerar que en la región existen otros tipos de vegetación como las sabanas y presencia de cuerpos de agua (aguadas y sartenejas) que no fueron parte de este estudio. Algunas especies observadas en estos ambientes y en momentos distintos a los de este trabajo fueron *Coniophanes schmidti*, *Pseudelaphe phaescens* y *Drymobius margaritiferus*. En cuanto a las lagartijas encontradas

en este estudio destaca *Scincella cherriei*, especie que no estaba registrada para la zona sur del estado de Yucatán (Lee 1996, Köhler 2008).

La transformación del hábitat por las actividades agrícolas es una de las amenazas más comunes para los reptiles en todo el mundo (Gardner *et al.* 2007b, Böhm *et al.* 2013). Estas actividades tienen como consecuencia cambios importantes en la estructura de la vegetación original que alteran el ambiente físico (*e.g.*, luz solar, humedad, temperatura), cuyo efecto es la pérdida de microhábitats idóneos y recursos (*e.g.*, alimento, refugio, percha, sitios de reproducción) para muchas especies de reptiles especialistas, pero a la vez, producen entornos susceptibles para la colonización por parte de otras especies que responden mejor a las nuevas condiciones ambientales (Urbina-Cardona *et al.* 2006, Gardner *et al.* 2007b, Sutton *et al.* 2014, Suazo-Ortuño *et al.* 2017).

En este estudio, se observó que las tortugas fueron sensibles a la perturbación del hábitat al revelar una disminución en su abundancia y diversidad en SP, donde el grupo estuvo representado por solo un individuo de *K. creaseri*. Sin embargo, es probable que el individuo observado de *K. creaseri* en SP sea un individuo “turista” (Halfpter & Moreno 2005) debido a que es una especie que se asocia con selvas maduras (Legler & Vogt 2013). Para el caso de las especies *R. areolata* y *T. yucatana*, su presencia únicamente en SM y SS podría deberse a que los hábitos alimenticios de estas tortugas son principalmente frugívoros (Vogt *et al.* 2009, Stone & Moll 2009); ya que en la SM y SS de la región existe una mayor disponibilidad de frutos silvestres provenientes de árboles de gran tamaño, los cuales son carentes en SP. De manera similar, Suazo-Ortuño *et al.* (2008) sugieren que el factor alimento podría ser un limitante crítico para las tortugas en las selvas secas de la región de Chamela, México. También, debido a esta preferencia alimenticia por frutos, tanto *R. areolata* como *T. yucatana* pueden jugar un rol como agentes potenciales en la dispersión de semillas de varias especies de plantas (Braun & Brooks 1987, Moll & Jansen 1995, Vogt *et al.* 2009, Stone & Moll 2009; Kiester & Willey 2015).

Por otra parte, se observó que en general el grupo de las lagartijas tuvo un efecto positivo con la perturbación del hábitat al mostrar un incremento en su diversidad y abundancia general en SP. Esto concuerda con las observaciones de Suazo-Ortuño *et al.* (2008), quienes reportan un aumento en la abundancia y riqueza de lagartijas en los sitios

perturbados con respecto a los sitios de selva conservada en la región de Chamela, México. Estos autores sugieren que es probable que la perturbación del hábitat favorezca al incremento en la disponibilidad de alimento (insectos) y de sitios adecuados para termorregular, condiciones que están relacionadas con la supervivencia y la reproducción de las lagartijas (Suazo-Ortuño *et al.* 2008). Sin embargo, en el presente estudio también se observaron respuestas diferentes en la abundancia a nivel de especie como una respuesta específica a la perturbación del hábitat.

Algunas especies generalistas relacionadas con áreas abiertas como *Sceloporus chrysostictus* y *Ctenosaura similis* (Lee 1996) fueron más abundantes en SP. La lagartija *A. angusticeps* fue una especie exclusiva y la más abundante en SP; esto puede estar relacionado con las altas preferencias térmicas de la especie para termorregular (Díaz de la Vega-Pérez *et al.* 2013), las cuales puede obtener en mayor disponibilidad en áreas abiertas. El geco *Hemidactylus frenatus* es una especie introducida y relacionada con sitios con perturbación antrópica (Lee 1996) que solamente fue registrada en SP.

En SS, *Holcosus gaigeae* fue la especie de lagartija más abundante. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Macíp-Ríos *et al.* (2013) con otra especie del grupo *Holcosus undulatus* en Chiapas, México, donde observaron que *H. undulatus* tiene preferencia por hábitats con grados de insolación y perturbación intermedia, condición que se presenta en las SS de este estudio. Por otro lado, *N. rodriguezii* es una especie arborícola (D’Cruze & Stafford 2006) que mostró su mayor abundancia en SM, así como una respuesta negativa a la perturbación al estar prácticamente ausente en SP. Estudios previos en la Península de Yucatán reportan patrones similares, al asociar su mayor abundancia con sitios de selva conservada o de mayor edad (Calderón-Mandujano *et al.* 2008, González-Sánchez 2016) donde existe una mayor disponibilidad de microhábitats arbóreos. De manera similar, *Sceloporus lundelli* es una especie de lagartija arborícola (Lee 1996) asociada a selvas y solo fue registrada en SM y SS donde el estrato arbóreo está más desarrollado.

Las especies de serpientes registradas en este estudio se han reportado como generalistas de hábitat (Lee 1996), razón por la que probablemente no mostraron algún efecto en sus abundancias ni diferencias en diversidad entre estados sucesionales. Aunque

varias especies fueron exclusivas de algún estado sucesional, las bajas abundancias registradas (1 a 2 individuos) no permiten asociarlas a ellos.

El alto grado de similitud observado en la composición de especies de reptiles entre SS y SM puede deberse a la alta capacidad de resiliencia de las selvas de la Península de Yucatán. Se ha reportado que los campos agrícolas abandonados en la Península de Yucatán pueden recuperar características de una SM en un tiempo de 25 a 30 años de regeneración a través de la sucesión secundaria (Turner *et al.* 2001, Hartter *et al.* 2008). Sin embargo, contrario a este trabajo, Luja *et al.* (2008) reportan que en Ejido Caobas (Quintana Roo, México) la composición de especies de reptiles en SS fue más similar a la de sitios perturbados que a la de SM. Es posible que la discordancia entre estos resultados se deba a que la selva estudiada por Luja *et al.* (2008) es de tipo tropical húmeda y a que los sitios de SS que utilizaron tuvieron una edad de abandono de solo 5 a 10 años (Luja 2004); rango de edad que cae dentro del considerado como SP en este estudio. Existe evidencia que indica que la respuesta de los reptiles puede variar entre selvas secas y selvas húmedas. Por ejemplo, en la selva seca de la costa del Pacífico Mexicano, la SS puede mantener una riqueza y composición de especies de herpetofauna similar a la de la selva conservada (Suazo-Ortuño *et al.* 2015). En contraste, en la selva húmeda de Marqués de Comillas (Chiapas, México), la herpetofauna presenta una disminución en la riqueza de especies que va de la SM a sitios con vegetación en etapas sucesionales tempranas, y la composición de especies entre SS y SM es de solo un 58% de similitud (Hernández-Ordóñez *et al.* 2015).

Las lagartijas son consideradas buenos modelos para estudiar los efectos de la perturbación del hábitat debido a que pueden responder de diferentes maneras a estas alteraciones (Berriozábal-Islas *et al.* 2017), lo cual se vio reflejado en los resultados de este trabajo al ser el grupo con la mayor cantidad de especies indicadoras. Las especies *A. angusticeps* y *N. rodriguezii* fueron las de mayor valor INDVAL, y por tanto se podrían considerar como las especies más características de SP y SM, respectivamente. Estos resultados son consistentes con lo reportado en estudios previos. Ambas especies fueron sugeridas por González-Sánchez (2016) en Quintana Roo, México, como posibles indicadoras de la edad de la vegetación: *A. angusticeps* para los sitios de menor edad y *N.*

rodriguezii para los sitios de mayor edad de regeneración (González-Sánchez 2016). De manera similar, Luja *et al.* (2008) reportan a *A. angusticeps* como especie indicadora de sitios perturbados, también en Quintana Roo. Por su parte, Calderón-Mandujano *et al.* (2008) señalan a *N. rodriguezii* como una posible especie indicadora del buen estado de conservación de selvas en Campeche, México.

La tortuga *R. areolata* resultó como la especie indicadora de SS, y es relevante señalar que ninguna especie de tortuga había sido propuesta como posible indicadora en trabajos previos en la Península de Yucatán. Sin embargo, es necesario realizar más estudios sobre la ecología de la especie y determinar si este patrón es consistente en otras regiones de su distribución. El geco *Coleonyx elegans* resultó como una especie indicadora de SP. Sin embargo, no es un resultado consistente con lo reportado en otros trabajos. Por ejemplo, Luja *et al.* (2008) la reportan como una especie asociada a selvas en buen estado de conservación y Calderón-Mandujano *et al.* (2008) la sugieren con un alto potencial como especie indicadora de conservación de selvas en la Península de Yucatán. Debido a este contraste de resultados, y aunado a la amplia distribución de la especie y a la carencia de estudios poblacionales y de requerimientos ambientales (Monroy-Vilchis *et al.* 2014), no es posible considerar a *C. elegans* como una especie indicadora adecuada.

Los resultados de este trabajo indican que las SS en menos de tres décadas de regeneración pueden ser hábitats de alto valor de importancia para los reptiles en paisajes altamente transformados como la selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán; particularmente para grupos sensibles como las tortugas. También se hace evidente la importancia de tomar en cuenta las diferencias ecológicas de las especies y grupos taxonómicos al evaluar los patrones de diversidad, composición y estructura de las comunidades, ya que de no hacerlo podría conducir a conclusiones engañosas de “no efecto” con respecto a las consecuencias de la transformación del hábitat sobre la biodiversidad (Gardner *et al.* 2007a). Además, se resalta la importancia de la región por el considerable número de especies de reptiles que se encuentran enlistadas bajo alguna categoría de riesgo en normas nacionales (NOM-059) e internacionales (IUCN), así como el hecho de que 11 de las 29 especies registradas en este trabajo son endémicas de la Península de Yucatán (Lee 1996, Charruau *et al.* 2015, González-Sánchez *et al.* 2017)

(Apéndice 1). Es necesario continuar con los estudios locales aún dentro de una misma región para lograr un mejor entendimiento de la biología de muchas de las especies de reptiles poco estudiadas. Sería deseable tratar de mantener un programa de seguimiento a largo plazo de las poblaciones en ambientes detectados como importantes para su conservación en la región.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a James Callaghan y a Ricardo M. Pasos-Enríquez por el apoyo logístico. También se agradece a los guías Armín Uc, Evelio Uc, y Mario Uc por su ayuda durante el trabajo de campo. El primer autor agradece a CONACyT por la beca otorgada durante sus estudios de posgrado. Este estudio fue financiado por KAXIL KIUIIC A. C. en contribución al Programa de Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de los Bosques de México MREDD+ implementado por The Nature Conservancy y sus socios bajo los términos del acuerdo de cooperación número AID-523-A-11-00001.

INFORMACIÓN DE SOPORTE

APÉNDICE 1. *Lista de especies y abundancias de reptiles en estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.*

LITERATURA CITADA

- AIDE, T., M. CLARK, H. GRAU, D. LÓPEZ-CARR, M. LEVY, D. REDO, M. BONILLA-MOHENO, G. RINER, M. ANDDRADE-NÚÑEZ, Y M. MUÑIZ. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45: 262–271.
- BERRIOZABAL-ISLAS, C., L. M. BADILLO-SALDAÑA, A. RAMÍREZ-BAUTISTA, Y C. E. MORENO. 2017. Effects of habitat disturbance on lizard functional diversity in a

- tropical dry forest of the Pacific Coast of Mexico. *Tropical Conservation Science* 10: 1-11.
- BÖHM, M., B. COLLEN, J. BAILLIE, P. BOWLES, J. CHANSON, N. COX, G. HAMMERSON, M. HOFFMANN, S. LIVINGSTONE, M. RAM, A. RHODIN, S. STUART, *et al.* 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biol. Conserv.* 157: 372–385.
- BOWEN, M.E., C. A. MCALPINE, A. P. N. HOUSE, Y G.C. SMITH. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biol. Conserv.* 140: 273–296.
- BRAUN, J., Y G. R. BROOKS. 1987. Box turtles (*Terrapene carolina*) as potential agents for seed dispersal. *The American Midland Naturalist* 117: 312–318.
- BROWN, S., Y A. E. LUGO. 1990. Tropical secondary forests. *J Trop. Ecol.* 6: 1–32.
- BRUTON, M. J., C. A. MCALPINE, Y M. MARON. 2013. Regrowth woodlands are valuable habitat for reptile communities. *Biol. Conserv.* 165: 95-103.
- CAAMAL-SOSA, J.P., J. M. DUPUY, J.L. ANDRADE, J.L. HERNÁNDEZ, A. HUECHACONA, M. TAMAYO, C. WAYSON, M. OLGUÍN, D. LÓPEZ, V. MALDONADO, O. CARRILLO, Y L. VÁZQUEZ. 2016. Estudio de caso del sitio de monitoreo intensivo del carbono en Yucatán. Reporte Técnico para el Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, CONAFOR. Mérida, Yucatán, 89 p.
- CALDERÓN-MANDUJANO, R.R., C. GALINDO-LEAL, Y J. R. CEDEÑO-VÁZQUEZ. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zool. Mex.* 24: 95–114.
- CCA. 2014, Evaluación de la dinámica del carbono en el bosque tropical semideciduo de la península de Yucatán, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 48 p.
- CHAO, A., Y L. JOST. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than by size. *Ecology* 12: 2533–2547.

- CHAO, A., K. H. MA, Y T. C. HSIEH. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) online: software for interpolation and extrapolation of species diversity. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download.
- CHARRUAU, P., J. R. CEDEÑO-VÁZQUEZ, Y G. KÖHLER. 2015. Amphibians and Reptiles. Pp. 257–293. *En* Islebe, G. A., S. Calmé, J. L. León-Cortés, y B. Schmook (Eds.). Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula. Springer International Publishing, Switzerland.
- CHAZDON, R., S. LETCHER, VAN BREUGEL M., M. MARTÍNEZ-RAMOS, F. BONGERS, Y B. FINEGAN. 2007. Rates of changes in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 362: 273–289.
- CHAZDON, R., C. PERES, D. DENT, D. SHEIL, A. LUGO, D. LAMB, N. STORK, Y S. MILLER. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conserv. Biol.* 23: 1406–1417.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*, 18: 117-143.
- CLARKE, K. R., Y R. N. GORLEY. 2006. PRIMER V6: user manual-tutorial. Plymouth Marine Laboratory.
- COLWELL, R. 2013. Estimates 9.1. 0 User's Guide. Storrs, CT: Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut.
- CORTÉS-GÓMEZ, A. M, C. A. RUIZ-AGUDELO, A. VALENCIA-AGUILAR, Y R. J. LADLE. 2015. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. *Universitas Scientiarum* 2: 229–245.
- CRUMP, M., Y N. Y. SCOTT. 1994. Visual encounter survey. *En* Heyer, W. R., M. A. Donnelley, R. W. McDiarmid, L. A. C. Hayek, y M. S. Foster (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*, pp. 84–92. Smithsonian Institution, USA.

- D'CRUZE, N. C., Y P. J. STAFFORD. 2006. Resource partitioning of sympatric *Norops* (*Beta Anolis*) in a subtropical mainland community. *The Herpetological Journal* 16: 273-280.
- DENT, D., Y J. WRIGHT. 2009. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biol. Conserv.* 142: 2833–2843.
- DÍAZ DE LA VEGA-PÉREZ, A. H., V. H. JIMÉNEZ-ARCOS, N. L. MANRÍQUEZ-MORÁN, Y F. R. MÉNDEZ-DE LA CRUZ. 2013. Conservatism of thermal preferences between parthenogenetic *Aspidoscelis cozumela* complex (Squamata: Teiidae) and their parental species. *The Herpetological Journal*, 23: 93-104.
- DUFRENE, M., Y P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* 67: 345-366.
- DUNN, R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conserv. Biol.* 18: 302–309.
- DUPUY, J. M., J. L. HERNÁNDEZ-STEFANONI, R. HERNÁNDEZ-JUÁREZ, F. TUN-DZUL, Y F. MAY-PAT. 2012. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. *Investig. Ambient. Cienc. Política Pública*, 4: 130-140.
- FLORES, J., Y I. ESPEJEL. 1994. Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. *Etnoflora Yucatanense*, Fascículo 3. México 135.
- FLORES-GUIDO, J. S., R. DURÁN, Y J. J. ORTIZ-DÍAZ. 2010. Comunidades vegetales terrestres. *En* Durán R., y M. Méndez (Eds.). *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán*, pp. 125-129. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- FRAGA-RAMÍREZ, Y., I. SUAZO-ORTUÑO, L. D. ÁVILA-CABADILLA, M. ÁLVAREZ-AÑORVE, Y J. ALVARADO-DÍAZ. 2017. Multiscale analysis of factors influencing herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico. *Biol. Conserv.* 209: 196–210.

- GARDNER, T., J. BARLOW, Y C. PERES. 2007a. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 138: 166–179.
- GARDNER, T., M. RIBEIRO-JUNIOR, J. BARLOW, T. ÁVILA-PIRES, M. HOOGMOED, Y C. PERES. 2007b. The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21: 775–787.
- GIBBONS, J. W., D. E. SCOTT, T. J. RYAN, K. A. BUHLMANN, T. D. TUBERVILLE, B. S. METTS, J. L. GREENE, T. MILLS, Y. LEIDEN, S. POPPY, Y C. T. WINNE. 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience*, 50: 653-666.
- GIBBS, H. K., A. S. RUESCH, F. ACHARD, M. K. CLAYTON, P. HOLMGREN, N. RAMANKUTTY, Y J. A. FOLEY. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 16732-16737.
- GIBSON, L., T. M. LEE, L. P. KOH, B. W. BROOK, T. A. GARDNER, J. BARLOW, C. A. PERES, C. J. A. BRADSHAW, W. F. LAURANCE, T. E. LOVEJOY, Y N. S. SODHI. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378–381.
- GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, V. H. 2016. Reptiles y milpa itinerante: Lagartijas como indicadores de la edad de regeneración de la vegetación. *En* Gutiérrez-Mayén, M. G., A. Ramírez-Bautista, y E. Pineda-Arredondo (Eds.). *Ecología y Conservación de Anfibios y Reptiles de México*, pp. 349–372. Sociedad Herpetológica Mexicana, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, D.F., México.
- GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, V. H., J. D. JOHNSON, E. GARCÍA-PADILLA, V. MATA-SILVA, D. L. DESANTIS, Y L. D. WILSON. 2017. The herpetofauna of the Mexican Yucatan Peninsula: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 4: 264–380.
- GREENBERG, C.H. 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *For. Ecol. Manage.* 148: 135–144.

- HALFFTER, G., Y C. MORENO. 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gama. *En* Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic (Eds.). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades Alfa, Beta y Gama, pp 5-18.
- CONABIO, SEA, CONACYT. M3M: Monografías Tercer Milenio, Vol. 4 SEA. Zaragoza.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER, Y P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4: 9 pp.
- HANSEN, M. C., P. V. POTAPOV, R. MOORE, M. HANCHER, S. TURUBANOVA, A. TYUKAVINA, *et al.*. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342: 850-853.
- HARTTER, J., C. LUCAS, A. E. GAUGHAN, Y L. L. ARANDA, 2008. Detecting tropical dry forest succession in a shifting cultivation mosaic of the Yucatán Peninsula, Mexico. *Applied Geography* 28: 134-149.
- HERNÁNDEZ-ORDOÑEZ, O, N. URBINA-CARDONA, Y M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2015. Recovery of amphibian and reptile assemblages during old-field succession of tropical rain forests. *Biotropica* 47: 377–388.
- HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L., J. M. DUPUY, F. TUN-DZUL, Y F. MAY-PAT. 2011. Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology*, 26: 355-370.
- HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L., J. M. DUPUY, K. D. JOHNSON, R. BIRDSEY, F. TUN-DZUL, A. PEDUZZI, J. P. CAAMAL-SOSA, G. SÁNCHEZ-SANTOS, Y D. LÓPEZ-MERLÍN. 2014. Improving species diversity and biomass estimates of tropical dry forests using airborne LiDAR. *Remote Sensing*, 6: 4741-4763.
- HILL, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.
- ISLEBE, G. A., O. SÁNCHEZ-SÁNCHEZ, M. VALDEZ-HERNÁNDEZ, Y H. WEISSEBERGER, 2015. Distribution of vegetation types. *En* Islebe, G. A., S. Calmé, J. L. León-

- Cortés, y B. Schmook (Eds.). Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula, pp. 39-53. Springer International Publishing, Switzerland.
- JANZEN, D. H. 1988. Tropical dry forests. The most endangered major tropical ecosystem. *En* Wilson E. O. (Ed.). Biodiversity, pp. 130-137. National Academy of Sciences/Smithsonian Institution, Washington DC.
- JOST, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- KEARNEY, M., R. SHINE, Y W. P. PORTER. 2009. The potential for behavioral thermoregulation to buffer “cold-blooded” animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 3835-3840.
- KENNARD, D. K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18: 53-66.
- KIESTER, A. R., Y L. L. WILLEY. 2015. *Terrapene carolina* (Linnaeus 1758) – Eastern Box Turtle, Common Box Turtle. *En* Rhodin, A. G. J., P. C. H. Pritchard, P. P. van Dijk, R. A. Saumure, K. A. Buhlmann, J. B. Iverson, y R. A. Mittermeier (Eds.). Conservation biology of freshwater turtles and tortoises: a compilation project of the IUCN/SSC. Tortoise and freshwater turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs 5: 085.1–25, doi:10.3854/ crm.5.085.carolina.v1.2015, <http://www.iucn-tftsg.org/cbftt/>.
- KÖHLER, G. 2008. Reptiles of Central America. 2nd ed. Herpeton, Offenbach, Germany
- LAURANCE, W. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis?. *Trends Ecol. Evol.* 22: 65–70.
- LEE, J. C. 1996. The amphibians and reptiles of the Yucatan Peninsula. Cornell University Press, Ithaca, NY, USA. 500 p.
- LEE, J. C. 2000. A field guide to the amphibians and reptiles of the Maya World. The Lowlands of Mexico, Northern Guatemala, and Belize. Cornell University Press, Ithaca, New York. 448 p.

- LEGLER, J., Y R. C. VOGT. 2013. The turtles of Mexico: land and freshwater forms. Berkeley, CA: University of California Press, 416 p.
- LUJA V. H. 2004. Efectos del cambio de uso de suelo en la herpetofauna del ejido Caobas, Quintana Roo, México. Tesis de Maestría. ECOSUR, Chetumal, Quintana Roo, México. 50 p.
- LUJA, V. H., S. HERRANDO-PÉREZ, D. GONZÁLEZ-SOLÍS, Y L. LUISELLI. 2008. Secondary rain forest are not havens for reptile species in tropical Mexico. *Biotropica* 40: 747–757.
- MACIP-RÍOS, R., S. LÓPEZ-ALCAIDE, Y A. MUÑOZ-ALONSO. 2013. Abundancia, uso de hábitat, microhábitat y hora de actividad de *Ameiva undulata* (Squamata: Teiidae) en un paisaje fragmentado del Soconusco chiapaneco. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84: 622-629.
- MAGURRAN, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 256 p.
- MCALPINE, C. A., M. E. BOWEN, G. C. SMITH, G. GRAMOTNEV, A. G. SMITH, A. L. CASCIO, W. GOULDING, Y M. MARON. 2015. Reptile abundance, but not species richness, increases with regrowth age and spatial extent in fragmented agricultural landscapes of eastern Australia. *Biol. Conserv.* 184: 174-181.
- MCCUNE, B., Y M. J. MEFFORD. 1999. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data; Version 4 for Windows; User's Guide. MjM software design.
- MILES, L, A. C. NEWTON, R. S. DEFRIES, C. RAVILIOUS, I. MAY, S. BLYTH, V. KAPOS, Y J. E. GORDON. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biogeogr.* 33: 491–505.
- MOLL, D., Y K. P. JANSEN. 1995. Evidence for a role in seed dispersal by two tropical herbivorous turtles. *Biotropica* 27: 121-127.

- MONROY-VILCHIS, O., H. DOMÍNGUEZ-VEGA, Y F. URBINA. 2014. Primer registro de *Coleonyx elegans nemoralis* (Lacertilia: Eublepharidae) para el Estado de México, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 318-321.
- MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- MREDD+ ALLIANCE. 2013. Map and database on the distribution of above ground carbon stocks in woody vegetation in Mexico. Version 1.0. Woods Hole Research Center, USAID, CONAFOR, CONABIO, Proyecto Mexico Norway, Mexico.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA, Y J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 43: 853–858.
- PORTILLO-QUINTERO, C. A., Y G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biol. Conserv.* 143: 144–155.
- QUESADA, M., G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA, M. ÁLVAREZ-AÑORVE K. E. STONER, L. ÁVILA-CABADILLA, J. CALVO-ALVARADO, A. CASTILLO, M. M. ESPÍRITO-SANTO, M. FAGUNDES *et al.* 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *For. Ecol. Manag.* 258: 1014–1024.
- RUÍZ BARRANCO, H., Y J. ARELLANO MORÍN. 2010. Instrumentos y estrategias, Áreas Naturales Protegidas. *En* Durán R., and M. Méndez (Eds.). *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán*, pp. 414-419. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- RUSSILDI, G., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, O. HERNÁNDEZ-ORDÓÑEZ, E. PINEDA, Y V. H. REYNOSO. 2016. Species- and community-level responses to habitat spatial changes in fragmented rainforests: assessing compensatory dynamics in amphibians and reptiles. *Biodiversity and Conservation* 25: 375-392.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A., M. QUESADA, J. P. RODRÍGUEZ, J. M. NASSAR, K. E. STONER, A. CASTILLO, T. GARVIN, E. L. ZENT, J. C. CALVO-ALVARADO, M. E. R. KALACSKA, L.

- FAJARDO, J. A. GAMON, Y P. CUEVAS-REYES. 2005. Research priorities for neotropical dry forests. *Biotropica* 37: 477–485.
- SANTOS, X., Y M. CHEYLAN. 2013. Taxonomic and functional response of a Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biol. Conserv.* 168: 90-98.
- SMITH, A. L., J. SALGADO-ORTIZ, Y R. J. ROBERTSON. 2001. Distribution patterns of migrant and resident birds in successional forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 33:153-170.
- SOBERÓN, J., Y J. LLORENTE. 1993. The use of species accumulation functions for prediction of species richness. *Conserv. Biol.* 7: 480–488.
- STONE, M. D., Y D. MOLL. 2009. Abundance and diversity of seeds in digestive tracts of *Terrapene carolina* and *T. ornata* in southwestern Missouri. *Southwestern Naturalist* 54: 346–350.
- SUAZO-ORTUÑO, I., J. ALVARADO-DÍAZ, Y M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofauna assemblages. *Conserv. Biol.* 22: 362–374.
- SUAZO-ORTUÑO, I., J. ALVARADO-DÍAZ, E. MENDOZA, L. LÓPEZ-TOLEDO, N. LARA-URIBE, C. MÁRQUEZ-CAMARGO, J. G. PAZ-GUTIÉRREZ, Y J. D. RANGEL-OROZCO. 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science* 8: 396–423.
- SUAZO-ORTUÑO, I., J. BENÍTEZ-MALVIDO, J. MARROQUÍN-PÁRAMO, Y. SOTO, H. SILICEO, Y J. ALVARADO-DÍAZ. 2017. Resilience and vulnerability of herpetofaunal functional groups to natural and human disturbances in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.041>
- SUTTON, W. B., Y. WANG, C. J. SCHWEITZER, Y D. A. STEEN. 2014. Lizard microhabitat and microclimate relationships in southeastern pine-hardwood forests managed with prescribed burning and thinning. *Forest Science* 60: 180-190.

- TEJEDA-CRUZ, C., K. MEHLTRETER, Y V. SOSA. 2008. Indicadores ecológicos multitaxonomicos. *En* Manson, R, V. Hernández, S. Gallina, y K. Mehltreter (Eds.). Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación, pp. 271-278. INECOL-INE, Xalapa, México.
- TUOMISTO, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22.
- TURNER, B. L., S. C. VILLAR, D. FOSTER, J. GEOGHEGAN, E. KEYS, P. KLEPEIS, *et al.* 2001. Deforestation in the southern Yucatan peninsular region: An integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154: 353–370.
- URBINA-CARDONA, N., M. OLIVARES-PÉREZ, Y V. H. REYNOSO. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biol. Conserv.* 132: 61–75.
- URBINA-CARDONA, N., E. A. BERNAL, N. GIRALDO-ECHEVERRY, Y A. ECHEVERRY-ALCENDRA. 2015. El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: indicadores y métodos. *En* Aguilar-Garavito, M., y W. Ramírez (Eds.) Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres, pp. 134-250. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt DC, Colombia.
- VOGT, R. C., S. G. PLATT, Y T. R. RAINWATER. 2009. *Rhinoclemmys areolata* (Duméril and Bribon 1851) – furrowed wood turtle, black-bellied turtle, mojena. *En* Rhodin, A. G. J., P. C. H. Pritchard, P. P. van Dijk, R. A. Saumure, K. A. Buhlmann, J. B. Iverson, y R. A. Mittermeier (Eds.). Conservation biology of freshwater turtles and tortoises: a compilation project of the IUCN/SSC. Tortoise and freshwater turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs No. 5, pp. 022.1-022.7 doi:10.3854/crm.5.022.areolata.v1.2009, <http://www.iucn-tftsg.org/cbftt/>.

WRIGHT, S., Y H. C. MULLER-LANDAU. 2006. The future of tropical forest species.
Biotropica 38: 287–301.

APÉNDICE 1. Lista de especies y abundancias de reptiles en estados sucesionales de selva mediana subcaducifolia en el municipio de Oxkutzcab, sur de Yucatán, México.

Orden	Familia	Especie	Abundancia por estado sucesional			NOM-059	IUCN
			SM	SS	SP		
Testudines	Kinosternidae	<i>Kinosternon creaseri</i> *	7	5	1		LC
	Emydidae	<i>Terrapene yucatanana</i> *	4	5	0	Pr	VU
	Geoemydidae	<i>Rhinoclemmys areolata</i>	5	11	0	A	NT
Squamata	Corytophanidae	<i>Basiliscus vittatus</i>	0	0	2		LC
		<i>Laemantus serratus</i>	0	1	4	Pr	LC
	Dactyloidae	<i>Norops rodriguezii</i>	21	8	1		NE
		<i>Norops ustus</i> *	2	5	3		NE
	Eublepharidae	<i>Coleonyx elegans</i>	0	5	10	A	LC
	Gekkonidae	<i>Hemidactylus frenatus</i> **	0	0	1		LC
	Iguanidae	<i>Ctenosaura similis</i>	1	3	13	A	LC
	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus chrysostictus</i> *	3	5	19		LC
		<i>Sceloporus lundelli</i> *	2	1	0		LC
	Sphenomorphidae	<i>Scincella cherriei</i>	0	0	1		LC
	Teiidae	<i>Aspidoscelis angusticeps</i> *	0	0	23		LC
		<i>Holcosus gaigeae</i> *	8	11	4		LC
	Boidae	<i>Boa imperator</i>	0	1	1	A	NE
Colubridae	<i>Ficimia publia</i>	1	0	0		LC	

		<i>Lampropeltis abnorma</i>	0	1	1	A	NE
		<i>Leptophis mexicanus</i>	0	0	1	A	LC
		<i>Mastigodryas melanolomus</i>	2	1	0		LC
		<i>Ninia sebae</i>	1	0	0		LC
		<i>Oxybelis aeneus</i>	1	0	0		NE
		<i>Symphimus mayae</i> *	0	1	0	Pr	LC
	Dipsadidae	<i>Dipsas brevifacies</i> *	0	0	2	Pr	LC
		<i>Leptodeira frenata</i>	0	1	0		LC
		<i>Tropidodipsas sartorii</i>	0	1	0	Pr	LC
	Elapidae	<i>Micrurus diastema</i>	1	0	0	Pr	LC
	Viperidae	<i>Crotalus tzabcan</i> *	1	0	2	Pr	LC
		<i>Porthidium yucatanicum</i> *	0	0	1	Pr	LC
Abundancia de tortugas			16	21	1		
Abundancia de lagartijas			37	39	81		
Abundancia de serpientes			7	6	8		
Abundancia total			60	66	90		

SM = selva madura; SS = selva secundaria; SP = selva perturbada * = endémica de la Península de Yucatán; ** = no-nativa. NOM-059 (SEMARNAT); Pr = Sujeta a Protección especial, A = Amenazada. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN); VU = Vulnerable, NT = Casi amenazada, LC = Preocupación menor, NE = No evaluada.

6. CONCLUSIONES

- La diversidad y abundancia de los reptiles en los estados sucesionales varía entre los diferentes grupos taxonómicos y a nivel específico. La diversidad y abundancia de tortugas fue menor en SP con respecto a SM y SS. La diversidad y abundancia en general de lagartijas fue mayor en SP, sin embargo, la abundancia de algunas especies (*e.g.*, *Norops rodriguezii* y *Sceloporus lundelli*) fue menor en SP y mayor en SM, mientras que otras (*e.g.*, *Holcosus gaigeae*) fueron más abundantes en sitios con perturbación intermedia (SS). Por otro lado, la diversidad y abundancia de serpientes fue similar entre estados sucesionales, pero pudo deberse al bajo número de individuos registrados.
- El alto grado de similitud observado en términos de composición de especies entre SM y SS, y las diferencias de ambas con respecto a SP, indican que las SS en menos de tres décadas de regeneración pueden ser hábitats importantes para el mantenimiento y conservación de especies de reptiles en paisajes transformados como la selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México.
- De las cuatro especies de reptiles que fueron identificadas como indicadoras de algún estado sucesional en la región de estudio, se sugiere que *Aspidoscelis angusticeps* y *Norops rodriguezii* pueden ser útiles como buenas especies indicadoras para SP y SM, respectivamente. También, se propone a la tortuga *Rhinoclemmys areolata* como una posible especie indicadora de SS. Por otro lado, a pesar de que *Coleonyx elegans* resultó ser especie indicadora de SP, no debe ser considerada como tal, debido a que no es un resultado consistente con lo reportado en otros trabajos y faltan estudios sobre su ecología que permitan conocer sus preferencias y requerimientos de hábitat.