



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA

**EFFECTOS DE LA EDAD, LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y EL
MICROCLIMA SOBRE LA HERPETOFAUNA EN UNA CRONOSECUENCIA DE
BOSQUE TROPICAL SUBCADUCIFOLIO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

JORGE ARMÍN ESCALANTE PASOS

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. VÍCTOR HUGO REYNOSO ROSALES
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. VÍCTOR ARROYO RODRÍGUEZ
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM
DR. JUAN MANUEL DUPUY RADA
UNIDAD DE RECURSOS NATURALES, CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA

**EFFECTOS DE LA EDAD, LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y EL MICROCLIMA
SOBRE LA HERPETOFAUNA EN UNA CRONOSECUENCIA DE BOSQUE TROPICAL
SUBCADUCIFOLIO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

JORGE ARMÍN ESCALANTE PASOS

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. VÍCTOR HUGO REYNOSO ROSALES
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. VÍCTOR ARROYO RODRÍGUEZ
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM
DR. JUAN MANUEL DUPUY RADA
UNIDAD DE RECURSOS NATURALES, CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN

México, Cd. Mx.

AGOSTO, 2019

OFICIO CPCB/815/2019

Asunto: Oficio de Jurado para Examen de Grado.

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Ecología, Manejo Integral de Ecosistemas, Biología Evolutiva y Sistemática del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 13 de mayo de 2019, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** del alumno **ESCALANTE PASOS JORGE ARMÍN** con número de cuenta **516011646** con la tesis titulada **"Efectos de la edad, la estructura de la vegetación y el microclima sobre la herpetofauna en una cronosecuencia de bosque tropical subcaducifolio"**, realizada bajo la dirección del **DR. VÍCTOR HUGO REYNOSO ROSALES**:

Presidente: DR. ADRIÁN NIETO MONTES DE OCA
Vocal: DRA. GABRIELA PARRA OLEA
Secretario: DR. VÍCTOR ARROYO RODRÍGUEZ
Suplente: DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO
Suplente: DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 6 de agosto de 2019

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
UNIDAD DE POSGRADO
Edificio D, 1º Piso, Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria
Alcaldía Coyoacán, C. P. 04510 CDMX
Tel. (+5255)5623 7002 <http://pcbiol.posgrado.unam.mx/>

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme cursar mis estudios de Maestría; especialmente al Instituto de Biología por el apoyo y las facilidades otorgadas para realizar este trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada durante los dos años del programa de maestría, con número CVU 700255 y número de becario 584143. Este proyecto fue financiado parcialmente por el Instituto de Biología de la UNAM y el Buró de Investigaciones y Soluciones Biológicas, A.C. (ISBio).

A mi tutor principal, el Dr. Víctor Hugo Reynoso Rosales, por aceptarme en la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología, y brindarme su dirección, y apoyo durante todo el desarrollo de esta investigación;

A los miembros de mi comité tutor, Dr. Juan Manuel Dupuy Rada y Dr. Víctor Arroyo Rodríguez, por su invaluable asesoría y comentarios en el desarrollo de esta tesis.

Este proyecto se realizó con los permisos de colecta científica con número de oficio: SGPA/DGVS/02529/16 y número de licencia FAUT-0014 del Dr. Víctor Hugo Reynoso.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Muchas gracias a las siguientes personas, ya que sin su ayuda no podría haber logrado concluir esta tesis de maestría:

A mis padres y mi hermano por ayudarme incondicionalmente para cumplir esta meta.

Al Dr. Víctor Hugo por los consejos y asesoría brindada. Ahora, más allá de haber sido mi tutor principal, te considero un colega y amigo.

Al Dr. Juan Manuel por permitirme trabajar en sus parcelas experimentales, por aceptarme para hacer una estancia de investigación en el Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

A James Callaghan por todas las facilidades otorgadas para desarrollar mi trabajo de campo en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic.

Al Dr. Eduardo Pérez García por su asesoraría y participación en mis tutoriales.

Al Dr. Omar Hernández Ordóñez por su valiosa asesoría en los análisis estadísticos que enriquecieron esta tesis.

A los miembros de los laboratorios de Ecología y Diversidad Vegetal y de Ecología de Ambientes Limitantes de la Facultad de Ciencias, Dr. Jorge Meave, Dr. Carlos Martorell, Biól. Marco Romero y sus estudiantes, por darme asilo y consejos durante el año sabático de mi tutor principal.

A los habitantes de X-Kobenhaltún, especialmente a Doña Anastasia, Erik Uc y sus familias. Muchas gracias por su apoyo. Estoy en deuda con Mario Uc por brindarme hospedaje y guiarme durante mis visitas al campo.

A Adriana González, Gaby Santos, Dra. Melissa Plasman, Miguel Ramírez, Karen Vázquez, Verónica Rodríguez y Lulú Vázquez por su valiosa amistad.

A mis familiares, amigos, conocidos y extraños por donar fondos a partir de Donadora® para que pudiera realizar mi última salida al campo.

A Paola, Doña Mari y Doña Estela por todo su apoyo y por ser mi familia en la Ciudad de México.

A los miembros de mi jurado, Dr. Adrián Nieto Montes de Oca, Dra. Gabriela Parra Olea, Dr. Víctor Arroyo Rodríguez, Dra. Silvia Catillo Argüero y Dr. Eduardo Alberto Pérez García por revisar esta tesis y aportar valiosos comentarios.

A todas las personas que apoyaron indirectamente en esta tesis pero no ven su nombre aquí.

ÍNDICE

| | |
|------------------------------|----|
| RESUMEN..... | 1 |
| ABSTRACT..... | 2 |
| 1. INTRODUCCIÓN..... | 3 |
| 2. OBJETIVO | 7 |
| 3. HIPÓTESIS | 8 |
| 4. ANTECEDENTES | 10 |
| 5. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 20 |
| 6. RESULTADOS..... | 38 |
| 7. DISCUSIÓN..... | 51 |
| 8. RECOMENDACIONES | 60 |
| 9. CONCLUSIONES..... | 60 |
| 10. LITERATURA CITADA | 62 |
| ANEXO 1..... | 86 |
| ANEXO 2..... | 87 |

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.- Ubicación del área de estudio. El polígono bordeado de color blanco indica los límites de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc (RBKK). 20
- Figura 2.- Vista panorámica de la selva mediana subcaducifolia. (A) Durante la estación seca (A) y (B) Durante la estación lluviosa. 22
- Figura 3.- Ubicación de las 12 parcelas en el área de estudio. La letra “P” está acompañada por el número de la parcela y la letra “E” por la edad de la parcela. Las parcelas P1E10, P2E12, P4E17, P5E24 y P7E25 se ubican fuera del polígono de la reserva..... 26
- Figura 4.- Representación del levantamiento un transecto en el centro de una parcela..... 27
- Figura 5.- Curva de rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea punteada). Los porcentajes entre paréntesis indican la cobertura del muestreo según las especies observadas y esperadas respectivamente. El área sombreada de color rosa indica intervalos de confianza del 95%. 40
- Figura 6.- Curvas de rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea punteada) para los bosques de 10 a 17 años (línea rosa), bosques de 24 a 25 años (línea verde) y bosques de 65 a 80 años (línea azul). Los porcentajes indican la cobertura del muestreo según las especies observadas y esperadas respectivamente. Las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95 %. 41
- Figura 7.- Curvas de rango-abundancia por etapa sucesional. Abreviaturas: S.c (*Sceloporus chrysostictus*), A.r (*Anolis rodriguezii*), R.a (*Rhinoclemmys areolata*), A.u (*Anolis ustus*), L.m (*Leptophis mexicanus*), T.p (*Triprion petasatus*), H.g (*Holcosus gaigeae*), C.e (*Coleonyx elegans*), K.s (*Kinosternon scorpioides*), C.c (*Cryptochelys creaseri*), S.l (*Sceloporus lundelli*), T.y (*Terrapene yucatana*)..... 43
- Figura 8.- Agrupación de las parcelas según las especies compartidas y sus abundancias, y su ubicación en el área de estudio. Los números después de la P indican el número de la parcela. Los números entre paréntesis indican el rango de edad de la parcela en años..... 45

Figura 9.- Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de ordenación de las comunidades según se ubicación en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic.46

Figura 10.- Análisis Canónico de Correspondencias (CCA). Clave de las parcelas: P1_10 = Parcela 1 Edad 10 años... P12_80. Claves de la estructura de la vegetación: DOS = Cobertura del dosel, DAP = Diámetro de los árboles, STB = Densidad del sotobosque, HER = Cobertura herbácea. Claves del sustrato: HOJ = Cobertura de hojarasca, PHO =Profundidad de hojarasca, ROC = Porcentaje de rocas, SUE = Porcentaje de suelo desnudo. Claves del microclima: TEM = Temperatura, HUM = Humedad, LUX = Luz. EDAD = tiempo en sucesión. Abreviaciones de las especies: Ks = *Kinosternon scorpioides*, As = *Anolis ustus*, Hg = *Holcosus gaigeae*, Tp = *Triprion petasatus*, Sc = *Sceloporus chrysostictus* y Ra = *Rhinoclemmys areolata*. Los óvalos amarillos indican a las parcelas ubicadas fuera de la reserva. Los óvalos rojos indican a las parcelas dentro de la reserva..... 48

Figura 11.- Clasificación de las especies según el uso de los microhábitats. (Sch) *Sceloporus chrysostictus*, (Ra) *Rhinoclemmys areolata*, (Hg) *Holcosus gaigeae*, (Ks) *Kinosternon scorpioides*, (As) *Anolis ustus*, (Tp) *Triprion petasatus* y (Ar) *Anolis rodriguezii* 49

LISTA DE CUADROS

| | |
|---|-----------|
| Cuadro 1.- Clasificación de las parcelas según su etapa sucesional..... | 25 |
| Cuadro 2.- Especies endémicas para la PBPY observadas en el área de estudio. (Pr) Especie sujeta protección especial según la NOM-059-SEMARNAT- 2010..... | 38 |
| Cuadro 3.- Composición de los anfibios y reptiles del listado..... | 39 |
| Cuadro 4.- Diversidad herpetofaunística según la etapa sucesional..... | 41 |
| Cuadro 5.- Uso del microhábitat por las herpetofauna. Clave de microhábitat: (Su) Suelo, (Ro) Roca, (Cht) Charca temporal, (Ho) hojarasca, (Rm) Ramas muertas, (Tm) tronco muerto, (He) herbáceas, (Ar) arbustos, (Li) lianas, (Aj) árboles jóvenes (DAP > 1-5cm), (Aa) árboles adultos (DAP > 5cm). Valores casillas de microhábitat en porcentaje..... | 50 |

RESUMEN

Se analizó la influencia de la edad del bosque, variables de la estructura de la vegetación, así como el microclima sobre la composición y la diversidad de una comunidad de anfibios y reptiles en una cronosecuencia de bosque tropical subcaducifolio en el sur del estado de Yucatán. Se eligieron 12 parcelas con distintas edades de abandono y se clasificaron en tres categorías: a) bosques de 10 a 17 años, b) bosques de 24 a 25 años y c) bosques de 65 a 80 años de sucesión. Las parcelas se monitorearon de día y de noche mediante transectos durante la temporada de lluvias. En total se hizo un esfuerzo de muestreo de 1,200 horas / persona. Se registraron 12 especies completando el 94 % del muestreo esperado. Las cuatro especies más abundantes fueron: *Sceloporus chrysostictus*, *Anolis rodriguezii*, *Rhinoclemmys areolata* y *Anolis ustus*, y sus abundancias cambian según la edad del bosque. En acuerdo a lo esperado, las parcelas de la categoría de 65 a 80 años de sucesión tienen una mayor diversidad de anfibios y reptiles; sin embargo, en este estudio las parcelas de las categorías 10 y 25 años de sucesión no difirieron estadísticamente de las primeras. El incremento de la cobertura del dosel, el diámetro de los árboles, la densidad del sotobosque y la humedad relativa influyen en el incremento de la diversidad de la herpetofauna en los bosques secundarios. Los bosques secundarios son importantes para la conservación de la herpetofauna siempre y cuando estén protegidos y conectados a bosques maduros.

Palabras clave: sucesión ecológica, bosques secundarios, comunidades herpetofaunísticas, cobertura del dosel.

ABSTRACT

In this thesis, I analyzed the influence of forest age, vegetation structure and microclimate on the community of amphibians and reptiles in a chronosequence of tropical semi-deciduous forest in the south of the state of Yucatan was analyzed. Twelve plots with different ages of abandonment were chosen and classified into three forest age categories: a) 10 to 17 years old, b) 24 to 25 years old and C) 65 to 80 years of succession. The plots were monitored at day and night in transects during the rainy season. A sampling effort of 1,200 hours / person was used. Twelve species were recorded showing a 94 % sampling completeness. Four species were the most abundant, *Sceloporus chrysostictus*, *Anolis rodriguezii*, *Rhinoclemmys areolata* and *Anolis ustus* and their abundances change according the forest age. As expected, the plots of succession category 65 to 80 years have a greater diversity of amphibians and reptiles; however, in this study the plots of categories 10 and 25 years did not differ statistically from the former. Increments in canopy cover, tree diameter, understory density and relative humidity had a positive influence on the herpetofaunal diversity in secondary forests. Secondary forests are important for the conservation of the herpetofauna as long as they are protected and connected to old-growth forests.

Key words: ecological succession, secondary forests, herpetofaunal communities, canopy cover.

1. INTRODUCCIÓN

La sucesión secundaria es un proceso que permite que con el paso del tiempo los campos agrícolas abandonados se conviertan en bosques secundarios (Guariguata y Ostertag, 2001; Cramer et al., 2008). Actualmente más de la mitad de los bosques del mundo son secundarios (Poorter et al., 2016). En los trópicos el número de bosques secundarios está en incremento debido a que gran parte de la población rural está abandonando las áreas agrícolas para migrar a zonas urbanas en busca de mejores oportunidades de empleo (Wright y Muller-Landau, 2006). Los bosques tropicales secundarios benefician a miles de millones de personas a través de los servicios ambientales que brindan; entre ellos, la fijación de carbono, la conservación del suelo contra la erosión, la presencia de plantas de interés médico o comercial y el brindar refugio para la biodiversidad (FAO, 2010; Chazdon, 2014; Martin et al., 2013). El futuro de los humanos y la biodiversidad en los trópicos está ligado a la recuperación, gestión y conservación de los bosques secundarios (Chazdon, 2003).

A medida que los bosques tropicales secundarios recobran su estructura y diversidad vegetal a partir del proceso de sucesión ecológica, se sientan las bases para que puedan ser recolonizados por los animales, por lo tanto, es importante evaluar su papel en la conservación de los vertebrados (Dunn, 2004; Garden et al., 2007; Dent y Wright, 2009; Gibson et al., 2011). No obstante, las investigaciones sobre la recuperación de la fauna en los bosques secundarios son relativamente nuevas, la mayoría se ha enfocado en los artrópodos, aves y mamíferos, relegando a los anfibios y reptiles (Gardner et al., 2007c; Bowen et al., 2007; Luján, et al., 2008; Gardner et al.,

2009; Chazdon et al., 2009). Esto ocasiona que haya un desconocimiento sobre los patrones sucesionales de la herpetofauna en los bosques tropicales.

Es fundamental determinar si los bosques tropicales secundarios contribuyen en la conservación de los anfibios y reptiles ya que éstos se encuentran entre los animales más amenazados de extinción (Baillie et al., 2004; Stuart et al., 2008; Böhm et al., 2013). Además, la herpetofauna cumple valiosas funciones ecológicas a partir del control de plagas en los cultivos, algunas especies son polinizadoras y dispersoras de semillas, la herpetofauna participa en el intercambio de materia y energía entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, beneficia a la sociedad como fuente de alimento, medicamentos y es de importancia cultural (Galindo-Urbe y Hoyos-Hoyos, 2007; Valencia-Aguilar et al., 2013; Urbina-Cardona et al., 2015).

Diversas investigaciones señalan que los bosques tropicales secundarios maduros preservan a la herpetofauna (Bowman, 1990; Pawar et al., 2004; Calderón-Mandujano et al., 2008; Ficetola et al., 2008; Hilje y Aide, 2012; Basham et al., 2016). Sin embargo, existe un limitado conocimiento sobre la influencia de la estructura vegetal y el microclima sobre la recuperación de la herpetofauna en los bosques secundarios (DeWalt et al., 2003; Tews et al., 2004; Herrera-Montes y Brokaw, 2010; Vargas-Salinas y Aponte-Gutiérrez, 2016; Fraga-Ramírez et al., 2017). Es importante determinar la influencia de dichas variables porque los anfibios y reptiles son ecológicamente sensibles a los cambios en la estructura de la vegetación y el microclima producidos por la sucesión ecológica, especialmente a escala del microhábitat, con el cual se encuentran fuertemente asociados (DeMaynadier y Hunter, 1995; Atauri y De Lucio, 2001; Bastazini et al., 2007).

La mayoría de las investigaciones sobre los cambios sucesionales en las comunidades de anfibios y reptiles se han realizado en bosques tropicales perennifolios (Pawar et al., 2004; Luja et al., 2008; Hilje y Aide, 2012; Hernández-Ordoñez et al., 2015), pero pocas se han elaborado en bosques tropicales caducifolios (Suazo-Ortuño et al., 2008; Suazo-Ortuño et al., 2015; Suazo-Ortuño, 2017). Por lo tanto, el conocimiento sobre la respuesta de la herpetofauna a la sucesión en los bosques tropicales caducifolios es limitado. El bosque tropical caducifolio es uno de los bosques más amenazados en el planeta (Janzen, 1998; Miles et al., 2006; Quesada et al., 2009). Afortunadamente tiene el potencial de recuperarse entre 30 y 150 años (Ewel, 1980; Murphy y Lugo, 1986; Lebrija-Trejos et al., 2008, Derroire et al., 2016).

Podemos definir a la diversidad de especies como una propiedad emergente de las comunidades que incluye dos conceptos: el número de especies o riqueza de especies de la comunidad, y la equidad que describe la distribución de la abundancia entre las especies de la comunidad, por ejemplo, la proporción de individuos por especie (Heyer et al., 2001 y Altamirano-Álvarez et al., 2016). Por otro lado, la composición de especies se refiere al conjunto de especies presente en una comunidad (Altamirano-Álvarez et al., 2016),

Usando una cronosecuencia de bosque tropical subcaducifolio que va de los 10 a 80 años de edad, se plantean las siguientes preguntas: ¿cómo cambia la diversidad herpetofaunística en función de la edad del bosque?, ¿cómo influyen la edad, la estructura de la vegetación y el microclima en la abundancia y la composición de los anfibios y reptiles?, ¿son los bosques subcaducifolios secundarios importantes para la conservación de la herpetofauna?

En esta tesis se evaluaron los efectos de la edad sucesional, la estructura de la vegetación y el microclima sobre la estructura, diversidad y composición de la herpetofauna en un bosque subcaducifolio secundario. Esperamos aportar información que sea útil para el diseño de programas de restauración, conservación y manejo de los anfibios y reptiles en los bosques tropicales caducifolios secundarios.

2. OBJETIVO

General

Determinar el efecto de la edad, la estructura de la vegetación y el microclima sobre la composición y la diversidad de los anfibios y reptiles en una cronosecuencia de bosque tropical subcaducifolio.

Particulares

- Comparar la composición y la diversidad (riqueza y abundancia) de los anfibios y reptiles a lo largo de la cronosecuencia.
- Evaluar la influencia de las variables de la estructura de la vegetación y el microclima sobre la comunidad de anfibios y reptiles.
- Evaluar el uso del microhábitat por la herpetofauna en el bosque secundario.

3. HIPÓTESIS

Hipótesis 1. Al avanzar la sucesión del bosque se incrementa la heterogeneidad del hábitat, permitiendo que existan más microhábitats que facilitan la coexistencia de una mayor diversidad de anfibios y reptiles (Bazzaz, 1975; Pianka 1966; Southwood, 1977; Bowman, 1990; Tews et al., 2004).

Predicción 1. A mayor edad del bosque se observará una mayor riqueza de anfibios y reptiles.

Hipótesis 2. Según su edad, el bosque posee una estructura vegetal y un microclima que los anfibios y reptiles aprovechan a partir de sus necesidades biológicas y ecológicas (Moorman et al., 2011; Cortés-Gómez et al., 2013). Los bosques jóvenes son dominados por especies que toleran las condiciones adversas del inicio de la sucesión: dosel abierto, sotobosque denso, poca hojarasca, elevada temperatura y baja humedad; mientras que los bosques maduros son dominados por especies adaptadas a las condiciones del bosque maduro: dosel cerrado, sotobosque menos denso, mucha hojarasca, temperaturas estables y alta humedad (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003; Vitt et al., 2007).

Predicción 2. Los bosques jóvenes tendrán una mayor abundancia relativa de anfibios y reptiles comunes en sitios perturbados. Por ejemplo: habrá una mayor abundancia de *Sceloporus chrysostictus* y *Smilisca baundinii* en los bosques jóvenes

(Lee, 2000; Calderón-Mandujano et al., 2008), mientras que los bosques maduros tendrán una mayor abundancia de anfibios y reptiles comunes en vegetación primaria. Por ejemplo, habrá una mayor abundancia de *Coniophanes meridanus* y *Bolitoglossa yucatanana* en los bosques viejos (Lee, 2000; Calderón-Mandujano et al., 2008).

4. ANTECEDENTES

Bosques tropicales secundarios y herpetofauna

Se puede definir a los bosques maduros como aquellos con vegetación nativa que no han sido desmontados en los últimos 100 años o más y no presentan impactos humanos significativos que alteren los procesos ecológicos (Poffenberger y McGean; 1993; Corlett, 1994; Marks, 1995; Barrera-Bassols y Toledo, 2005; FAO, 2004; Margono et al., 2014). En cambio, los bosques secundarios son los que surgen por sucesión ecológica después de un disturbio de origen antrópico o natural y tienen una estructura o composición diferente a los bosques maduros cercanos (Chokkalingam y Jong, 2001).

Actualmente se vive en la era de la vegetación secundaria porque pocos países tienen una mayor cobertura de vegetación prístina (Gómez-Pompa y Vásquez-Yanes, 1974). El interés en el estudio de los bosques secundarios se ha popularizado por el aumento de la deforestación y la limitada cobertura de las áreas naturales protegidas (Geist y Lambin, 2002; Barlow et al., 2007; Schmitt et al., 2009).

En todo el planeta los campos agrícolas están siendo abandonados debido a factores ecológicos y socio-económicos, pero si el hombre lo permite, a partir de la sucesión ecológica podrían convertirse en los bosques secundarios del futuro (Wright y Muller-Landau, 2006; Cramer et al., 2008).

Los bosques secundarios tienen un papel muy importante para la conservación ante la crisis mundial por la que está pasando la biodiversidad (Pimm et al., 1995; Sala et al., 2000; Dent y Wright, 2009). Las investigaciones en los bosques tropicales secundarios se han orientado principalmente a analizar la sucesión de la vegetación (Finegan, 1996; Guariguata y Ostertag, 2001; Martin et al., 2013; Arroyo-Rodríguez et

al., 2015; Poorter et al., 2016), pero pocos estudios han examinado la sucesión de las comunidades herpetofaunísticas (Barlow et al., 2007; Gardner et al., 2007c; Chazdon et al., 2009).

Aunque los anfibios y reptiles son de los animales más diversos entre los vertebrados, con 7,952 y 10,793 especies respectivamente (Pough, 2004; Uetz et al., 2018; AmphibiaWeb. 2018), actualmente los anfibios están pasando por la peor crisis de extinción en toda su historia (Wake y Vredenburg, 2008). Los anfibios son los tetrápodos más sensibles al impacto humano (Dirzo et al., 2014), mientras que una de cada cinco especies de reptil en el mundo se encuentra en peligro de extinción (Böhm et al., 2013). La principal causa es la desmedida modificación y pérdida del hábitat en las regiones tropicales y subtropicales de la Tierra, las cuales albergan la mayor diversidad herpetofaunística (Gibbon et al., 2000; Dodd, 2010; Böhm et al., 2013). Únicamente el 3.4 % de las especies de anfibios y el 3.5 % de las especies de reptiles se encuentran dentro de la red mundial de áreas protegidas (Roll et al., 2017).

Los bosques tropicales secundarios podrían ser una alternativa para la conservación de la herpetofauna, ya que mantendrían las poblaciones de anfibios y reptiles en paisajes que han sido perturbados por el hombre (Heinen, 1992; Gardner et al., 2007c).

México tiene una gran responsabilidad en promover la conservación y el estudio de la herpetofauna en los bosques secundarios ya que ocupa el quinto lugar mundial en diversidad de anfibios y el segundo lugar en diversidad de reptiles, y más del 60 % de herpetofauna es endémica para el país (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014; Parra-Olea et al., 2014).

Sucesión herpetofaunística en los bosques tropicales

Existe un gran desconocimiento acerca de la importancia que tienen los bosques tropicales secundarios en la conservación de la herpetofauna debido a que no se conocen con claridad los patrones sucesionales de las comunidades de anfibios y reptiles en los bosques tropicales (Gardner et al. 2007b). Sin embargo, existen supuestos generales sobre la sucesión animal en los bosques tropicales que podrían aplicarse a las comunidades de anfibios y reptiles. Se sabe que los bosques tropicales secundarios son colonizados por los animales que habitan en los bosques maduros cercanos en diferentes etapas de la sucesión y la importancia de los bosques secundarios para la conservación aumentará con su edad (Dent y Wright, 2009). Los bosques de 20 a 40 años de sucesión tienen una riqueza de animales similar a la de bosques maduros (Dunn, 2004).

Existen tres tipos de especies que colonizan los bosques secundarios de reciente abandono: 1) especies que normalmente no habitan en los bosques maduros pero que colonizan los bosques secundarios para explotar los recursos del hábitat, 2) especies comunes en bosques maduros que se benefician de las condiciones alteradas del hábitat e incrementan su distribución o abundancia en los bosques secundarios y 3) especies raras que se mantienen con baja abundancia debido a la falta de microhábitats (Bowen et al., 2007). La importancia de los bosques tropicales secundarios para la conservación de la fauna será mayor en regiones donde: a) la superficie ocupada por el bosque secundario es baja, b) persistan bosques secundarios viejos, c) en fragmentos donde las perturbaciones de origen antrópico son poco

frecuentes, d) haya fauna dispersora de semillas y e) existan bosques maduros cercanos a sitios abandonados (Chazdon et al., 2009).

Actualmente existe un debate sobre la importancia de los bosques tropicales secundarios para su conservación. Al parecer, los anfibios y reptiles no siempre cumplen los patrones generales esperados sobre la sucesión de los animales. Por un lado se presentan resultados positivos. En algunos estudios se ha observado que la riqueza y abundancia de los anfibios y reptiles se incrementa con la edad del bosque (Bowen et al., 2007; Gardner et al., 2007b; Basham et al., 2016) y que bosques tropicales secundarios de entre 10 y 40 años en sucesión poseen una riqueza de anfibios y reptiles similar a la de los bosques maduros cercanos (Pawar et al. 2004; Hilje y Aide 2012; Hernández-Ordoñez et al., 2015). Incluso los bosques tropicales secundarios podrían ser más ricos en herpetofauna que los bosques maduros y tener una composición y abundancia de anfibios y reptiles similar (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003). Diversas especies de anfibios y reptiles particulares de bosques tropicales primarios toleran vivir en bosques tropicales secundarios debido a la capacidad que poseen algunos bosques para recuperar rápidamente la estructura de su vegetación (Finegan, 1996; Guariguata et al., 1997; Dent y Wright, 2009). En general, esta evidencia muestra que los bosques tropicales secundarios son importantes para la conservación de la herpetofauna en paisajes dominados por cultivos (Gillespie et al., 2012). Por otro lado, existen resultados negativos que sugieren que los bosques tropicales secundarios no siempre son un refugio para los anfibios y reptiles ya que no podrán brindar los microhábitats adecuados para algunas especies particulares de bosques primarios (Luja et al., 2008; Wright y Muller-Landau, 2006; Gardner et al.,

2007a). En estos ejemplos, aun cuando la abundancia de anfibios y reptiles en bosques tropicales secundarios y primarios es similar, los bosques tropicales primarios son más ricos en especies (Gardner et al., 2007c). Además, en muchas regiones del planeta existen pocos parches de bosques tropicales primarios que puedan ser fuente de poblaciones de anfibios y reptiles imprescindibles para colonizar los bosques tropicales secundarios (Gibson et al., 2011). La mayoría de los parches de bosque tropical primario son pequeños y se encuentran dispersos en la matriz del paisaje (Döbert et al., 2014). Los bosques tropicales secundarios con frecuencia son impactados de distintas formas (caza, incendios o fragmentación) y su existencia es breve (Gardner et al., 2007a). Sobre este debate, queda claro que los bosques secundarios por si solos no preservan a toda la diversidad de anfibios y reptiles, y se necesitan de bosques maduros cercanos que sirvan como fuente de poblaciones de anfibios y reptiles (Gibson et al., 2011). Es una realidad que los bosques tropicales secundarios deben ser muy importantes en los planes de conservación debido a la gran cobertura que ocupan en el planeta (Chazdon, 2014; Poorter et al. 2016), pero para que realmente lo sean es preciso que estén protegidos, conectados y tengan cerca un bosque primario o maduro (García-R. et al., 2007; Hernández-Ordoñez et al., 2015).

Estructura vegetal, microclima y sucesión herpetofaunística

A una escala local, la heterogeneidad del hábitat influye en la distribución y abundancia de las especies debido a que una localidad abarca múltiples micrositios con un gradiente ambiental (Atuari y De Lucio, 2001; Leibold et al., 2004).

Para determinar el grado en que los bosques tropicales secundarios podrán preservar a los anfibios y reptiles, se requiere de una comprensión más fina de los requisitos de hábitat de cada especie y de sus limitaciones de dispersión (Gardner et al., 2009). Generalmente los requisitos de hábitat para los anfibios y reptiles son a una escala espacial fina; es decir, a nivel de microhábitats. Los microhábitats son los micrositios donde los anfibios y reptiles se refugian, regulan su temperatura, se alimentan o reproducen (Leibold et al., 2004; Pough et al., 2004; Heyer et al., 2011; McDiarmid et al., 2012). En los bosques tropicales, los microhábitats principalmente están definidos por la estructura de la vegetación. Árboles de distintas alturas y diámetros, lianas, arbustos e hierbas, crean un hábitat heterogéneo que los anfibios y reptiles aprovechan según sus requerimientos ecológicos o sus atributos de historia de vida (Anderson, 2007). Los microhábitats poseen un microclima que está determinado esencialmente por la cobertura del dosel, el cual regula la entrada de los rayos solares y en consecuencia influye en la temperatura y la humedad relativa del sotobosque (Jennings et al., 1999).

Las variables ambientales y estructurales del hábitat en los bosques tropicales secundarios influyen en la presencia de los anfibios y reptiles, y algunas investigaciones nos aproximan a esclarecer cuáles son las variables más importantes para la herpetofauna. Variables estructurales de la vegetación como la densidad de árboles, la cobertura del dosel y la altura de la copa, definen la recuperación de la composición herpetofaunística en los bosques tropicales secundarios (Pawar et al., 2004; Gardner et al., 2007c; Vargas-Salinas y Aponte-Gutiérrez, 2016).

El aumento de la cobertura del dosel con el avance de la sucesión influye positivamente debido a que permite que se eleve la humedad del aire y se regule la temperatura del bosque, creándose un ambiente menos adverso para la herpetofauna (Cortés-Gómez et al., 2013; Scheffers et al., 2013). El aumento de la cobertura de hojarasca en el suelo con el avance de la sucesión beneficia a la herpetofauna terrestre porque ayuda a mantener la humedad del suelo y facilita la disponibilidad de artrópodos; además, el mantillo es un microhábitat aprovechado por distintas especies de anfibios y reptiles (Heinen, 1992; Bastazini et al., 2007). Las variables ambientales, como el microclima, influyen en la recuperación de la herpetofauna. Las altas temperaturas se asocian positivamente con los anfibios y reptiles que habitan en las primeras etapas de sucesión del bosque (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003), mientras que el incremento de la humedad es el factor más importante para la recuperación de los anfibios durante el avance de la sucesión (Pawar et al., 2004).

Podemos notar que no existe un patrón general sobre la respuesta de los anfibios y reptiles a la sucesión de los bosques tropicales secundarios, pero destaca lo siguiente: 1) generalmente la riqueza y la abundancia de las especies aumentan con la edad del bosque, 2) variables de la estructura de la vegetación y el microclima influye positivamente en el aumento de la diversidad de anfibios y reptiles conforme avanza la sucesión y 3) es sumamente importante que los bosques secundarios se encuentren cerca de bosques más viejos para facilitar la colonización de las especies.

Sucesión herpetofaunística en bosques tropicales caducifolios

La mayoría de las investigaciones sobre la sucesión de la herpetofauna se han desarrollado principalmente en bosques tropicales perennifolios o bosques de neblina. Por lo tanto, el conocimiento sobre la sucesión de los anfibios y reptiles en los bosques tropicales caducifolios es escaso (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008; Suazo-Ortuño et al., 2015).

Los bosques tropicales caducifolios (Rzedowski, 1978), también llamados selvas bajas caducifolias (Miranda y Hernández-X., 1963), están conformados principalmente por árboles pequeños que pierden sus hojas durante la estación seca del año, la cual generalmente dura seis meses. Se desarrollan comúnmente desde nivel del mar hasta los 1,500 m snm y son característicos de climas cálidos con lluvias en verano (Challenger y Soberón. 2008). Según la altura que alcanzan los árboles es clasificado como selva baja (menos de 15 m) o mediana (entre 15 y 30 m); y a partir de la pérdida de sus hojas se clasifica como subcaducifolia (50 a 75% de los individuos pierden sus hojas) o caducifolia (más del 75% de los individuos pierden sus hojas) (Miranda y Hernández-X., 1963). Por su marcada estacionalidad los bosques tropicales caducifolios son menos diversos que los bosques tropicales perennifolios, pero poseen un gran número de especies vegetales endémicas (CONABIO, 2017).

Con 181,461 km², México posee la mayor extensión a nivel mundial de bosque tropical caducifolio (el 38 % del total global) seguido por Bolivia y Brasil. No obstante, este bosque sólo ocupa el 11.26 % de la superficie del territorio mexicano y se encuentra poco representado en las áreas naturales protegidas del país (Challenger y Soberón, 2008; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010).

Los bosques tropicales caducifolios son los menos protegidos y más amenazados en el mundo y en México, principalmente por el cambio climático, la fragmentación del hábitat, los incendios, la deforestación impulsada por las actividades agropecuarias y el crecimiento de la población humana (Janzen, 1998; Miles et al., 2006; Quesada et al., 2009). Sin embargo, después de una perturbación tienen el potencial de recuperarse relativamente rápido (Ewel, 1980; Murphy y Lugo, 1986; Lebrija-Trejos et al., 2008). Los bosques tropicales caducifolios ocupan aproximadamente el 46 % del estado de Yucatán, pero el 80 % de la vegetación es secundaria (Duran-García y García-Contreras, 2010).

Los pocos estudios sobre la sucesión de los anfibios y reptiles en los bosques tropicales caducifolios nos aproximan a conocer qué factores ambientales influyen en la recuperación de la herpetofauna. Generalmente al incrementar la edad del bosque aumenta la riqueza y abundancia de los anfibios y reptiles (Calderón-Mandujano et al., 2008; Bruton et al., 2013). Algunas especies son más abundantes en bosques jóvenes menores a 30 años, por ejemplo, *Sceloporus chrysostictus* y *Basiliscus vittatus*, mientras que otras especies tienden a ser más abundantes en bosques maduros mayores a 30 años, por ejemplo, *Anolis rodriguezii*, *Holcosus gaigeae* y *Coleonyx elegans* (Calderón-Mandujano et al., 2008). Al parecer los anfibios y reptiles de los bosques tropicales caducifolios secundarios tienen una baja especialización de hábitat y presentan una diversidad similar en distintos estadios sucesionales (Suazo-Ortuño et al., 2015).

El incremento en la cobertura del dosel y la cobertura de hojarasca influyen en una mayor abundancia de anfibios y reptiles que son comunes en bosques tropicales

caducifolios maduros (Suazo-Ortuño et al., 2008). El bosque tropical caducifolio secundario debe protegerse y podría ser importante para la conservación de la herpetofauna en paisajes degradados siempre y cuando se encuentre inmerso en una matriz con bosques maduros (Bruton et al., 2013; Suazo-Ortuño et al., 2015; Fraga-Ramírez et al., 2017; Suazo-Ortuño et al., 2017).

Es evidente que aún existe un gran desconocimiento sobre la influencia de la edad de abandono, la estructura de la vegetación y el microclima sobre la sucesión de la herpetofauna en el bosque tropical caducifolio. En el estado de Yucatán los estudios ecológicos sobre anfibios y reptiles son escasos (Charruau et al., 2015) y los más recientes se han desarrollado principalmente en áreas naturales protegidas de la región costera que conservan en su mayoría ecosistemas de manglar y dunas costeras (Chablé-Santos, 2010). Debido a esto, se desconoce cómo cambia la diversidad de anfibios y reptiles durante la sucesión del bosque tropical caducifolio, se desconoce cómo influyen las variables ambientales en este proceso y se ignora la importancia del bosque tropical caducifolio secundario en la conservación de los anfibios y reptiles.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se ubica en el sur del estado de Yucatán en el municipio de Oxkutzcab. Comprende la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (RBKK) y las localidades de Santa Rita y X-Kobenhaltún. Las coordenadas centrales de la RBKK son $20^{\circ} 05' 52.51''$ N y $89^{\circ} 33' 32.11''$ O. El área de estudio ocupa una superficie aproximada de 9,844 ha (Figura 1). Es un paisaje de lomeríos con altitud variable entre 30 y 200 m snm que se intercalan con valles de desarrollo incipiente (García-Gil y Sosa-Escalante, 2013).



Figura 1.- Ubicación del área de estudio. El polígono bordeado de color blanco indica los límites de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (RBKK).

Sobre los lomeríos se encuentran leptosoles con un alto porcentaje de materia orgánica de color negro, en las pendientes se encuentran cambisoles de color café rojizo oscuro y en las planicies luvisoles de colores rojos (García-Gil y Sosa-Escalante, 2013). Superficialmente existen escasos depósitos agua semipermanentes llamados aguadas (Duch, 1991) y sartenejas, que son pequeños agujeros naturales en las rocas que en la época de lluvias se llenan de agua (SEDUMA, 2017).

El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Awo). La temperatura media anual es de 26 °C y la precipitación media anual es de entre 1,000 y 1,200 mm. Los vientos dominantes proceden del sureste (INAFED, 2016; Tun-Dzul, 2012). Existe una temporada lluviosa, de mayo a octubre, y una temporada seca, de noviembre a abril. El mes más lluvioso es septiembre y los meses más secos son febrero, marzo y abril (Vidal-Zepeda, 2005). Entre agosto y septiembre se da una reducción de la precipitación, conocida como sequía de verano o canícula y en los meses de invierno, de noviembre a febrero, ocurren incursiones de lluvias que son proporcionadas por vientos del Ártico llamados nortes (Torrescano-Valle y Folan, 2015).

El tipo de vegetación principal es selva mediana subcaducifolia con vegetación secundaria (García-Gil y Sosa-Escalante, 2013). La Reserva Biocultural Kaxil Kiuic protege 1,800 ha de selva mediana subcaducifolia (Figura 2) y es uno de los pocos remanentes originales de selva mediana subcaducifolia en la región, con más de 100 años (Essens y Hernández-Stefanoni, 2013). La selva mediana subcaducifolia se caracteriza por un estrato arbóreo con altura promedio de entre 15 y 30 m y en la época de sequía del 50 a 75% de sus árboles pierden sus hojas (CONABIO, 2017; Flores-Guido et al., 2010).

La estructura de esta selva presenta un solo estrato arbóreo. El desarrollo del estrato arbustivo es altamente variable de un sitio a otro y depende de la luz que el dosel deja pasar. Cuando existe escasa perturbación el estrato herbáceo está poco desarrollado o casi es ausente (Rzedowski, 2006).

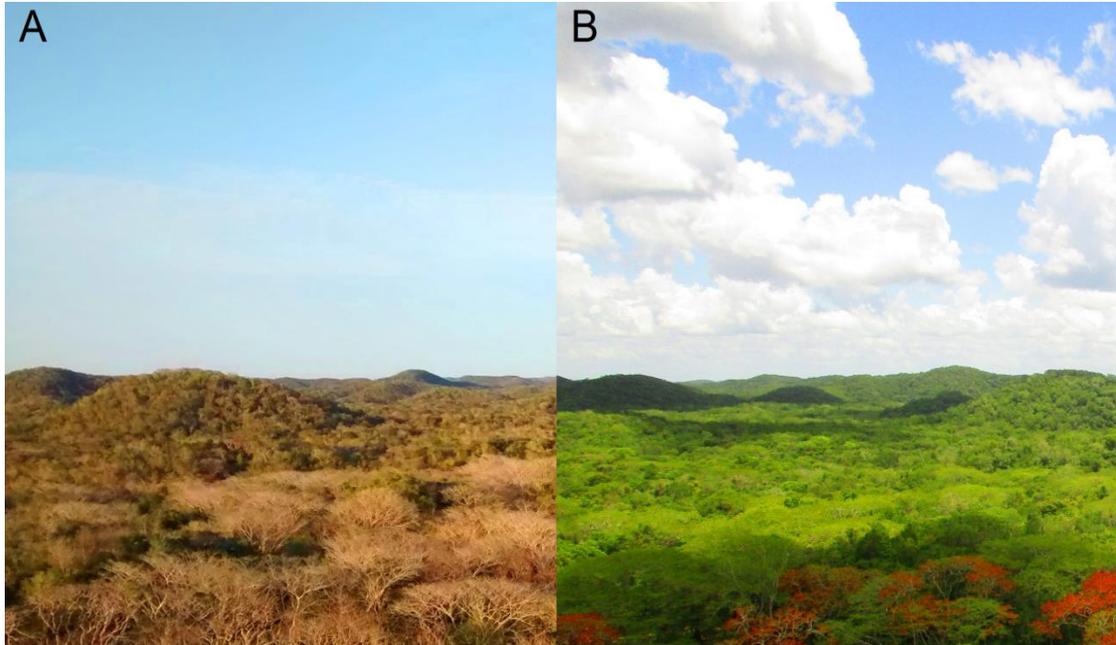


Figura 2.- Vista panorámica de la selva mediana subcaducifolia. (A) Durante la estación seca (A) y (B) Durante la estación lluviosa.

Hasta el 2008 en la reserva se verificó la presencia de 238 especies de vertebrados. De este total, 11 corresponden a anfibios, 36 a reptiles, 151 a aves y 40 a mamíferos. De los animales registrados, 19 especies son endémicas de la provincia Biótica Península de Yucatán. Se han identificado 454 especies de plantas vasculares, donde 30 son endémicas para la Provincia Biótica Península de Yucatán (Callaghan y Pasos-Enríquez, 2010).

Según el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Yucatán, el área de estudio se ubica en la Unidad de Gestión Ambiental meseta de Ticul. En dicho programa se propone que esta unidad será para la conservación de ecosistemas y es compatible con actividades como la apicultura, la agroforestería, las plantaciones forestales comerciales en las zonas desmontadas, el ecoturismo y la silvicultura (García-Gil y Sosa-Escalante, 2013).

5.2 Historia del área de estudio, el manejo de la selva y su recuperación

A lo largo de más de 2,800 años el área de estudio ha estado ocupada por los mayas, los cuales han modificado la selva mediana subcaducifolia hasta nuestros días (May-Ciau, 2018). En el núcleo de lo que actualmente es la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic se encuentran las ruinas de Kiuic. Kiuic fue una ciudad habitada desde el Preclásico Medio (790 a.C.) hasta el Clásico Terminal (950 d.C.) (May-Ciau, 2018). Los habitantes de Kiuic utilizaron los llanos para desarrollar cultivos extensivos y cerca de las áreas urbanas hicieron huertos y cultivaron árboles frutales (Gallareta-Negrón et al., 2001). Entre los años 600 y 900 d.C. Kiuic alcanzó su máximo esplendor y albergó una población aproximada de 4,000 habitantes. Posteriormente entre el siglo IX y X misteriosamente la ciudad fue abandonada (Vergano, 2010; Gallareta-Negrón et al., 2001).

Diversas investigaciones demuestran que durante el periodo Clásico Terminal (800 a 1000 d.C.) la Península de Yucatán pasó por un clima más seco y frecuentes sequías (Simms et al., 2012). Los mayas de Kiuic dependían de las lluvias estacionales para abastecerse de agua porque esta zona no tiene cenotes; por lo tanto, es posible

que las sequías prolongadas influyeran en el abandono de la ciudad. Además, es probable que las guerras, el colapso político y el incremento del poder de otras ciudades mayas, también hayan contribuido al abandono de Kiuic (Simms et al., 2012; Gallareta-Negrón, 2000). A finales de la colonia (1700) a un kilómetro de las ruinas de Kiuic se creó a mano un pozo y se fundó el Rancho Kiuic, el cual fue manejado como hacienda ganadera por varias generaciones de caciques mayas hasta el siglo XX (May-Ciau, 2018; Machuca-Gallegos, 2010).

Durante la Revolución Mexicana (1916) y hasta inicios de 1980 el Rancho Kiuic se convirtió en una villa habitada por aproximadamente 24 familias que se dedicaban a la agricultura tradicional en policultivo (milpa) y a la ganadería. La escasez de agua siempre fue un problema, así que entre 1950 e inicios de 1960, los pobladores hicieron más profundo el único pozo del rancho con dinamita. Esto permitió un mejor desarrollo de los habitantes de la villa. Crearon solares donde sembraron árboles frutales y criaron animales domésticos, pero el desarrollo trajo conflictos con el propietario del rancho. A mediados de 1980, la última familia fue expulsada de la villa y los propietarios del rancho continuaron con la ganadería, la recolecta de leña y la milpa. A inicios de 1990 los habitantes abandonaron el rancho y donaron parte de la propiedad donde se encuentran las ruinas de Kiuic al Instituto Nacional de Antropología e Historia. Finalmente a principios del siglo XXI el predio se vendió y se creó la reserva privada, Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (Callaghan y Edwards, 2001).

5.2 Diseño de investigación

Para el estudio se ubicaron 12 parcelas inmersas en un paisaje continuo de selva mediana subcaducifolia (Figura 3). Cada parcela tiene una hectárea de extensión. En el pasado las parcelas fueron milpas, pero con su abandono y posterior sucesión ecológica ahora son bosques secundarios con distintas edades. El conjunto de parcelas representa una cronosecuencia de selva mediana subcaducifolia de 10 a 80 años de edad sucesional (Cuadro 1). La ubicación, la edad y la superficie de las parcelas son bien conocidas debido a que ha sido utilizadas con anterioridad para realizar diversas investigaciones sobre la regeneración del bosque tropical caducifolio (Dupuy et al., 2012a; Hernández-Stefanoni, 2014). La distancia entre la parcelas es de 349 a 9,403 m y están separadas por valles y lomeríos de entre 30 y 100 m snm. Las 12 parcelas se categorizaron en tres etapas sucesionales: 1) bosque de 10 a 17 años de sucesión; 2) bosque de 24 a 25 años de sucesión; y, 3) bosque de 65 a 80 años de sucesión. A cada etapa le correspondieron cuatro parcelas (Cuadro 1).

Cuadro 1.- Clasificación de las parcelas según su etapa sucesional.

| Etapa sucesional | Clave de la parcela | Edad (años) | Coordenadas |
|-------------------------------|---------------------|-------------|----------------------------|
| Bosque de 10 a 17 años | P1 | 10 | 20° 6.578'N - 89° 34.994'O |
| | P2 | 12 | 20° 2.966'N - 89° 31.192'O |
| | P3 | 17 | 20° 5.428'N - 89° 33.969'O |
| | P4 | 17 | 20° 3.658'N- 89° 30.632'O |
| Bosque de 24 a 25 años | P5 | 24 | 20° 5.933'N - 89° 35.281'O |
| | P6 | 24 | 20° 5.564'N - 89° 34.398'O |
| | P7 | 25 | 20° 3.279'N - 89° 31.587'O |
| | P8 | 25 | 20° 5.038'N - 89° 33.244'O |
| Bosque de 65 a 80 años | P9 | 65 | 20° 5.566'N - 89° 34.113'O |
| | P10 | 70 | 20° 6.112'N - 89° 33.835'O |
| | P11 | 70 | 20° 5.840'N - 89° 33.832'O |
| | P12 | 80 | 20° 5.704'N - 89° 33.971'O |



Figura 3.- Ubicación de las 12 parcelas en el área de estudio. La letra “P” está acompañada por el número de la parcela y la letra “E” por la edad de la parcela. Las parcelas P1E10, P2E12, P4E17, P5E24 y P7E25 se ubican fuera del polígono de la reserva.

5.3 Muestreo de la herpetofauna

Con la finalidad de observar anfibios y reptiles de actividad diurna y nocturna, en cada parcela se levantó y monitoreo un transecto durante cinco horas en el día (de 9 am a 2 pm) y se levantó y monitoreo otro transecto durante cinco horas en la noche (de 9 pm a 2 am). Los transectos se monitorearon con la técnica de inspección por encuentros visuales (Heyer et al., 2011 y McDiarmid et al., 2012). Cada transecto midió

100 m de largo y 10 m de ancho y se hicieron en línea recta con dirección de Oeste a Este. Los transectos se levantaron en el norte, centro o sur de la parcela (Figura 4).

Se evitó levantar el transecto nocturno en el mismo lugar donde se hizo el transecto diurno para incrementar las posibilidades de ver individuos y evitar recapturas p.ej. pseudoreplicación. Para hacer el transecto, se utilizó una cinta métrica de 100 m que se sujetaba a un árbol ubicado en la orilla de la parcela y la cinta se extendía cinco metros en el interior de la parcela, después, dos personas inspeccionaban minuciosamente durante 15 min todos los microhábitats donde podrían encontrar anfibios y reptiles. Al concluir los 15 minutos la cinta se extendía 5 m más y se continuaba con la inspección hasta finalizar en 5 horas los 100 m del transecto (Figura 4).

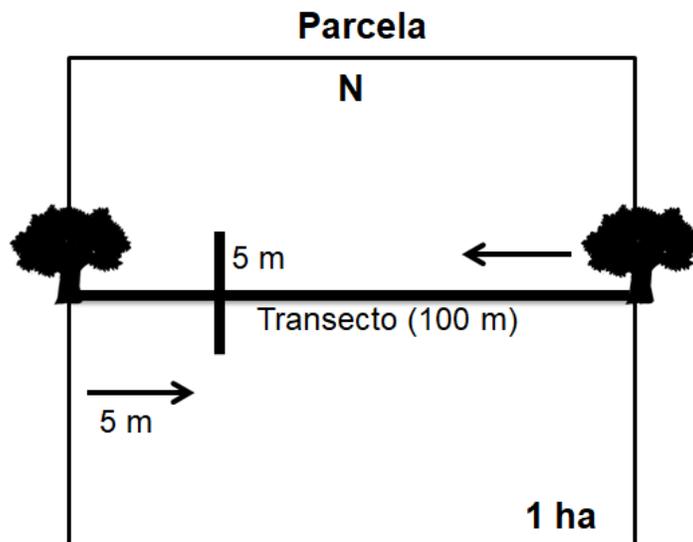


Figura 4.- Representación del levantamiento un transecto en el centro de una parcela.

A cada espécimen observado en los transectos se le tomaron los siguientes datos que se anotaron en una hoja de registro (Anexo 1):

- Fecha y hora.
- Estado del tiempo (soleado, medio nublado, nublado, neblina, lluvia, tormenta).
- Número de la parcela, edad de la parcela.
- Momento en que se hizo el transecto (día, noche).
- Número de individuo.
- Número de recaptura. Durante un mes se marcó a los organismos con un plumón permanente negro para identificar si era una recaptura.
- Número de fotografía. En caso de haber sido fotografiado.
- Género y epíteto específico. Las especies se identificaron a partir de la guías de campo de Lee (2000) y Köhler (2003).
- Sexo. En caso de poderse determinar a simple vista.
- Etapa de desarrollo (cría, joven, adulto).
- Distancia del espécimen a lo largo del transecto. Se tomó utilizando la cinta métrica de 100 m que sirvió para levantar el trayecto.
- Distancia perpendicular del espécimen en el transecto. Se tomó con una cinta métrica.
- Coordenadas del sitio donde se observó al organismo. Se tomó con un GPS Garmin[®], modelo eTrex10. (Precisión < 10 m, 95 % típico).

Los anfibios y reptiles generalmente se distribuyen de forma irregular en hábitats complejos y cada organismo ocupa un microhábitat, un sitio preciso dentro del ambiente general. Tomar información sobre el microhábitat es importante porque permite describir la distribución ecológica de cada especie en un lugar determinado y su comparación entre lugares diferentes o entre estaciones (Heyer et al., 2001).

A cada espécimen se le tomaron los siguientes datos referentes al microhábitat:

- Sitio de percha: árbol adulto (diámetro a la altura del pecho o DAP > 5 cm), árbol joven (DAP > 1-5 cm), liana, arbusto, hierba, hojarasca, ramas muertas, tronco muerto, roca, suelo o charca temporal.
- Posición en el sitio de percha: sobre o debajo, por ejemplo: debajo de roca o sobre un tronco muerto.
- Si se observó al espécimen perchado en un árbol, se identificó a la especie del árbol y se midió su DAP con una cinta métrica.
- Altura de percha. Se midió con una cinta métrica.
- Si se observó al espécimen perchado en una roca, se midió el largo y ancho de esta con una cinta métrica.

Para cada espécimen se registró la actividad que estaba realizando como:

- Reposando, comiendo, asoleándose, durmiendo, cortejando, copulando o reptando.

Como se espera que la estructura del bosque fuera diferente según su edad, a partir del sitio de percha donde estaba cada espécimen se registraron las siguientes variables relacionadas a la estructura de la vegetación:

- Porcentaje de cobertura del dosel. Se obtuvo a partir de una fotografía analizada con la aplicación para smartphone CANOPEO (Patrignani et al., 2015) y para que la foto se tomara nivelada se usó un nivel de línea.
- Densidad del sotobosque. Se estimó colocando sobre el sitio de percha una vara de aluminio de 1 m de altura y 3.5 cm de diámetro perpendicularmente al suelo. La vara estaba dividida en 10 secciones de 10 cm y se contaba el número plantas (ramas, troncos, hojas) que tenían contacto con la vara (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003).
- Porcentaje de cobertura herbácea. Se estimó visualmente colocando en el sitio de percha un marco de tubo de PVC de 50 x 50 cm dividido en 25 cuadros.

Como se esperaba que el sustrato fuera diferente según la edad del bosque, a partir del sitio de percha donde estaba cada espécimen se registró el sustrato como:

- Porcentaje de cobertura de hojarasca. Se tomó con el mismo marco de PVC.
- Profundidad de hojarasca. Se tomó enterrando una regla en el suelo.
- Porcentaje de rocas. Se tomó con el mismo marco de PVC.
- Porcentaje de suelo desnudo. Se tomó con el mismo marco de PVC.

Como se esperaba que el microclima fuera diferente según la edad del bosque, a partir del sitio de percha donde estaba cada espécimen se registró el microclima como:

- Temperatura. Se tomó la medida 30 segundos después de la colocación de un termo-higrómetro digital OBI[®], modelo 292312.
- Humedad. Se tomó con el mismo termómetro-higrómetro digital.
- Luminosidad. Se tomó usando un medidor de luz digital Sunche[®], modelo HS1010A.

5.4 Esfuerzo de muestreo

Se realizaron 13 visitas al área de estudio durante los meses de julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre de 2016 y mayo de 2017. Las visitas fueron durante la temporada de lluvias debido a que es la época del año idónea para observar anfibios y reptiles en los bosques tropicales caducifolios (Casas-Andreu et al., 1991). Cada una de las cuatro parcelas de las tres etapas sucesionales se muestrearon cinco veces por dos personas, cinco horas durante el día y cinco durante la noche (total 10 horas por parcela). Así, el esfuerzo de muestreo para las 12 parcelas fue en total 1,200 horas por persona.

5.5 Análisis de datos

Listado herpetofaunístico del área de estudio

Se elaboró un listado herpetofaunístico con las especies observadas en los transectos junto con las especies observadas casualmente fuera de las parcelas; por ejemplo, en las veredas y caminos dentro del bosque. Se indicó si la especie es endémica para la Provincia Biótica Península de Yucatán (PBPY) según Lee (2000), Quijada-Mascareñas y Wüster (2006), Legler y Vogt (2013), Lara-Tufiño et al. (2016) y González-Sánchez et al., (2017), y se indicó su categoría de riesgo según la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010). Los nombres actuales de las especies y su clasificación taxonómica se obtuvieron a partir de Liner y Casas-Andreu (2008), Iverson et al. (2013), Meza-Lázaro et al. (2015), Charruau et al. (2015), Card et al. (2016), Duellman et al. (2016), AmphibiaWeb (2017), González- Sánchez et al. (2017) y Uetz et al. (2017).

Para el análisis de los datos únicamente se utilizó la información de los individuos observados en los transectos.

Diversidad de especies

Se calculó la cobertura del muestreo a partir del estimador propuesto por Chao y Jost (2012) y se obtuvo la riqueza de especies observadas y predichas a partir de una curva de rarefacción y extrapolación (Colwell et al., 2012) analizada con el software INEXT (Chao et al., 2016). Se calculó la cobertura del muestro y la riqueza de especies observadas y predichas para cada etapa sucesional con el mismo estimador y software.

Se determinó la composición, riqueza, abundancia, dominancia, equidad y diversidad en cada etapa sucesional a partir de los índices de dominancia de Simpson y los números e índice de equidad de Hill (Hill, 1973). Los valores se calcularon con el programa R v.3.2.3 (R Core Team, 2017). La riqueza de especies (S) es el número total de especies observado en un censo de la comunidad y el Índice de dominancia de Simpson (λ) es $\sum p_i^2$, donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra. Indica la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1988).

Por su parte, los números de Hill resaltan tres aspectos importantes de la diversidad: a) el número efectivo de especies en la muestra; b) la abundancia, que se considera una medida del grado de distribución de las abundancias relativas de las especies; y, c) la equidad, que es como se distribuyen los individuos en una comunidad

entre las diferentes especies. La serie de números de Hill son los siguientes: a) número $q_0 = S$, donde S es la riqueza de especies; b) número $q_1 = e^{H'}$, donde H' es el índice de Shannon-Wiener $(-\sum p_i \ln p_i)$; y, c) número $q_2 = 1/(\lambda)$, donde λ es el índice de Simpson $(\sum p_i^2)$. De esta manera, el número q_0 es el número total de especies en la muestra, el número q_1 es el número efectivo de especies igualmente comunes o abundantes, y el número q_2 es el número efectivo de especies muy abundantes (dominantes) en la muestra.

En el proceso de valoración de la diversidad de especies, el número total de especies de la muestra (q_0) es mayor que el número de especies igualmente abundantes (q_1) y este es mayor que el número de especies dominantes (q_2), la fórmula del índice de equidad de Hill es $E_{Hill} = (1/\lambda) / e^{H'}$ (Altamirano-Álvarez et al., 2016). El número q_1 de Hill es la medida ecológicamente más informativa de la diversidad (Jost, 2006; Tuomisto, 2012; Hsieh et al., 2016). Se comparó la riqueza y la abundancia de especies y se calculó la diferencia entre las etapas sucesionales a partir de la Prueba de Q de Cochran y de Friedman respectivamente. Las pruebas estadísticas se hicieron con el programa R v.3.2.3 (R Core Team, 2017) y PAST v.3.14 (Hammer et al., 2016).

Estructura de la comunidad

Para evaluar la estructura de las comunidades herpetofaunísticas entre las etapas sucesionales se hicieron curvas de rango-abundancia (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008). Las curvas se elaboraron a partir del logaritmo base 10 de la abundancia relativa de cada especie en un orden jerárquico desde la especie más

abundante hasta la menos abundante para cada etapa sucesional (Magurran, 1988; Cabrera-Guzmán y Reynoso, 2012). Para probar las diferencias entre las pendientes de las curvas de rango-abundancia se hizo un análisis de covarianza (ANCOVA) (Hernández-Ordóñez et al., 2015; Suazo-Ortuño et al., 2015), considerando la abundancia de cada especie como la variable independiente (X), la proporción de cada especie como la variable dependiente (Y), y las tres etapas sucesionales como los grupos. Esta prueba se hizo con el programa PAST v.3.14 (Hammer et al., 2016).

Similitud entre sitios

Para analizar si las parcelas son similares según las abundancias relativas de las especies, se hizo un análisis de conglomerados, a partir de una matriz de modo Q, donde las columnas correspondieron a los taxones y las filas (las variables) fueron las parcelas ordenadas por edad, cada casilla de la matriz se llenó con la abundancia relativa del taxón. Para el análisis se utilizó el programa PAST v.3.14 (Hammer et al., 2016) y se generó un dendrograma usando el Método de Ward y la medida de asociación de distancia Euclidiana. Se aplicó el Método de Ward debido a que tiende a formar dendogramas con grupos más compactos, de igual tamaño y forma, además es poco sensible a valores atípicos (Hammer et al., 2016; Lara-Porras, 2016) y se ha usado en estudios herpetofaunísticos (Cadavid et al., 2005). Los análisis de conglomerados son técnicas descriptivas y exploratorias pero sin bases estadísticas; por lo tanto, se realizaron pruebas de Mantel (Mantel y Valand, 1970) para determinar si la similitud de las parcelas se debió a una relación entre la distancia entre las parcelas y la abundancia relativa de las especies o a una relación entre las edades de las parcelas

y la abundancia relativa de las especies. La prueba de Mantel se realizó con 9999 permutaciones con el programa PAST v.3.14 (Hammer et al., 2016). Esta prueba es una prueba de permutación que permite determinar si existe una la correlación entre dos matrices de distancia o similitud (Mantel y Valand, 1970); el valor R es de -1 a +1 y es el coeficiente de correlación de Pearson entre las dos matrices. La prueba de permutación compara la R original con la R calculada en 9999 permutaciones al azar (Hammer et al., 2016).

Finalmente, para determinar si la semejanza de las comunidades se debe la ubicación de las parcelas dentro o fuera de la reserva, se hizo un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) en función de la abundancia de cada especie en las parcelas (Hammer et al., 2016). Este análisis de ordenamiento se ha utilizado en estudios herpetofaunísticos en ambientes fragmentados (Watling y Donnelly, 2008)

Efectos de la edad del bosque y las variables ambientales sobre la comunidad

Para identificar si la edad del bosque, las variables de la estructura de la vegetación, el sustrato y el microclima influyen en la composición y abundancia de los anfibios y reptiles se realizó un Análisis de Correspondencia Canónico (CCA por sus siglas en ingles). El CCA es un análisis de correspondencia de una matriz de sitio/especie en la que a cada sitio posee valores para una o más variables ambientales. La ordenación de los ejes son combinaciones lineales de las variables ambientales. El CCA es un análisis de gradiente directo, donde el gradiente de variables ambientales se conoce *a priori* y las abundancias de las especies (o presencia/ausencia) se consideran una respuesta a este gradiente (Legendre y Legendre 2003). Esta prueba se efectuó utilizando el

programa PAST v.3.14 (Hammer et al., 2016). Para cada variable cuantitativa se utilizaron el promedio de los valores registrados para cada especie (Urbina y Londoño 2003).

Uso del microhábitat

Se clasificaron los hábitos de las especies (terrestres, semiacuáticas o arborícolas) en un dendrograma generado con el método de Ward obtenido a partir de una matriz de frecuencia en el uso de los microhábitats por las especies (Michael et al., 2015) con el programa PAST V.3.14 (Hammer et al., 2016). Para evaluar el uso del microhábitat por los anfibios y reptiles en el bosque secundario, para cada especie se indicó el porcentaje de individuos observados en los microhábitat y se calculó su amplitud de nicho a partir del valor B de Levins. Levins (1968) propuso que la amplitud del nicho se estima midiendo la uniformidad de la distribución de los individuos entre los microhábitats.

La B de Levins es el inverso del índice de diversidad de Simpson ($1/\sum p_i^2$). Al igual que el índice de Simpson, la B de Levins es máxima cuando hay un número igual de individuos en cada microhábitat, de modo que la especie no discrimina entre los microhábitats y tiene el nicho más amplio posible. La B de Levins es mínima cuando todos los individuos están en un solo microhábitat (amplitud mínima de nicho, especialización máxima). El intervalo de B es de 1 a n , donde n es el número total de microhábitats (Krebs, 2013). La B de Levins indica en cuantos microhábitats la especie es más abundante. Pianka (1986) propuso para los reptiles, que una B de Levins con

un valor mayor a 1.5 indica que es una especie generalista en el uso del microhábitat, mientras que un valor menor a 1.5 indica que es especialista en el uso del microhábitat.

6. RESULTADOS

Listado herpetofaunístico del área de estudio

En el área de estudio se registraron en total 27 especies (Anexo 1). Se observaron 12 especies a partir del monitoreo en los transectos y 15 especies se observaron a partir de encuentros casuales en caminos, veredas y charcas fuera de las parcelas. Siete especies corresponden al grupo de los anfibios y 20 al grupo de los reptiles. En el listado (Anexo 2) se observan 10 especies con una distribución endémica para la Provincia Biótica Península de Yucatán (PBPY) (Cuadro 2), siete especies del listado (Anexo 2) están sujetas a protección especial y cinco especies del listado (Anexo 2) están amenazadas según la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Cuadro 2.- Especies endémicas para la PBPY observadas en el área de estudio. (Pr) Especie sujeta protección especial según la NOM-059-SEMARNAT-2010.

| Nombre común | Nombre científico | NOM-059 |
|-------------------------------|--|---------|
| Tortuga caja de Yucatán | <i>Terrapene yucatanana</i> (Legler & Vogt, 2013) | Pr |
| Tortuga casquito de Creaser | <i>Kinosternon creaseri</i> (Hartweg, 1934) | |
| Lagartija escamosa | <i>Sceloporus chrysostictus</i> (Cope, 1866) | |
| Lagartija escamosa de Lundell | <i>Sceloporus lundelli</i> (Smith, 1939) | |
| Abaniquillo | <i>Anolis ustus</i> (Cope, 1864) | |
| Ameiva yucateca | <i>Holcosus gaigeae</i> (Meza-Lázaro et al., 2015) | |
| Cuiji yucateco | <i>Aspidoscelis angusticeps</i> (Cope, 1878) | |
| Culebra cordelilla yucateca | <i>Imantodes tenuissimus</i> (Cope, 1867) | Pr |
| Culebra ratonera yucateca | <i>Pseudoelaphe phaescens</i> (Dowling, 1952) | Pr |
| Cascabel yucateca | <i>Crotalus tzabcan</i> (Klauber, 1952) | Pr |

Los anfibios del listado correspondieron a siete géneros repartidos en cinco familias, mientras que los reptiles estuvieron en 17 géneros de 13 familias (Cuadro 3). Las 27 especies representan el 57.4 % de las 47 especies de anfibios y reptiles reportados para la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic (RBKK). Las siete especies de

anfibios del listado (Anexo 2) representan al 63.6 % de las 11 especies de anfibios reportados para la RBKK y las 20 especies de reptiles representan al 55.5 % de las 36 especies de reptiles reportados para la RBKK (Callaghan y Pasos-Enríquez, 2010). Las lagartijas fueron el grupo mejor representado en el listado y corresponden al 37 % del total de especies, le sigue el grupo de los anuros (ranas y sapos) con 26 % y los grupos con menor representación fueron las serpientes y tortugas, con 22 % y 15 % del total de las especies, respectivamente (Cuadro 3).

Cuadro 3.- Composición de los anfibios y reptiles del listado.

| Grupo | Familias | Géneros | Especies | % de total |
|--------------|-----------------|----------------|-----------------|-------------------|
| Lagartijas | 7 | 8 | 10 | 37 % |
| Anuros | 5 | 7 | 7 | 26 % |
| Serpientes | 3 | 6 | 6 | 22 % |
| Tortugas | 3 | 3 | 4 | 15 % |
| Total | 18 | 24 | 27 | |

Diversidad de especies

Después de 1,200 horas hombre de muestreo en los transectos se lograron registrar 89 individuos distribuidos en 12 especies que representan una cobertura del muestreo del 94 %. La curva de extrapolación indica que la riqueza total esperada en función del muestreo realizado era de 15.9 especies (Figura 5).

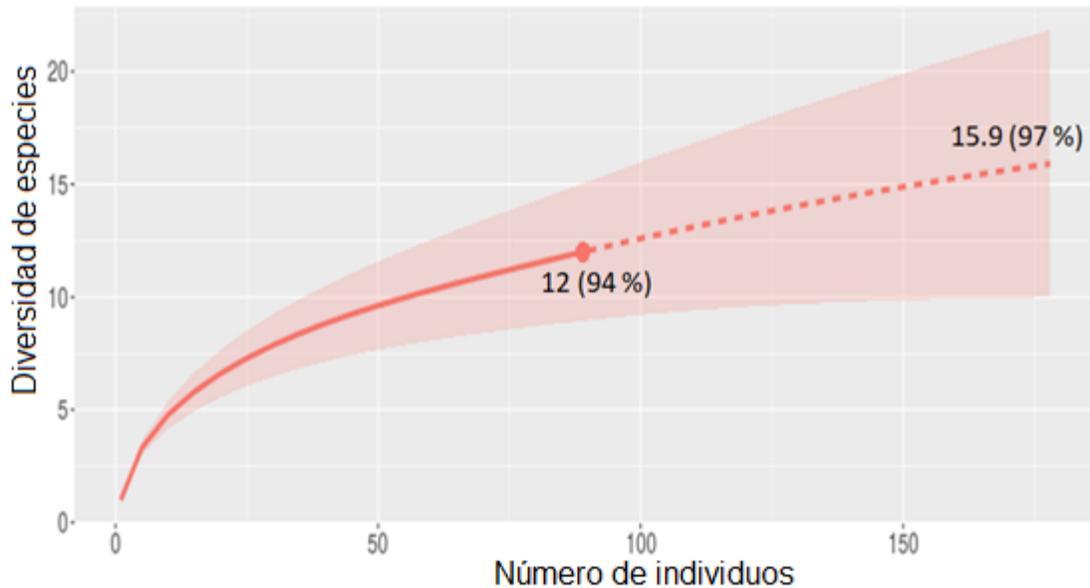


Figura 5.- Curva de rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea punteada). Los porcentajes entre paréntesis indican la cobertura del muestreo según las especies observadas y esperadas respectivamente. El área sombreada de color rosa indica intervalos de confianza del 95%.

En el bosque de 10 a 17 años de sucesión se registraron seis especies que representan una cobertura del muestreo del 91% debido a que la riqueza esperada era de 6.8 especies; en el bosque de 24 a 25 años se registraron siete especies con una cobertura del muestreo del 89% ya que la riqueza esperada era de 8.5 especies; en los bosques con 65 a 80 años se registraron 10 especies con una cobertura del muestreo del 86% debido a que se esperaban observar 11 especies (Figura 6).

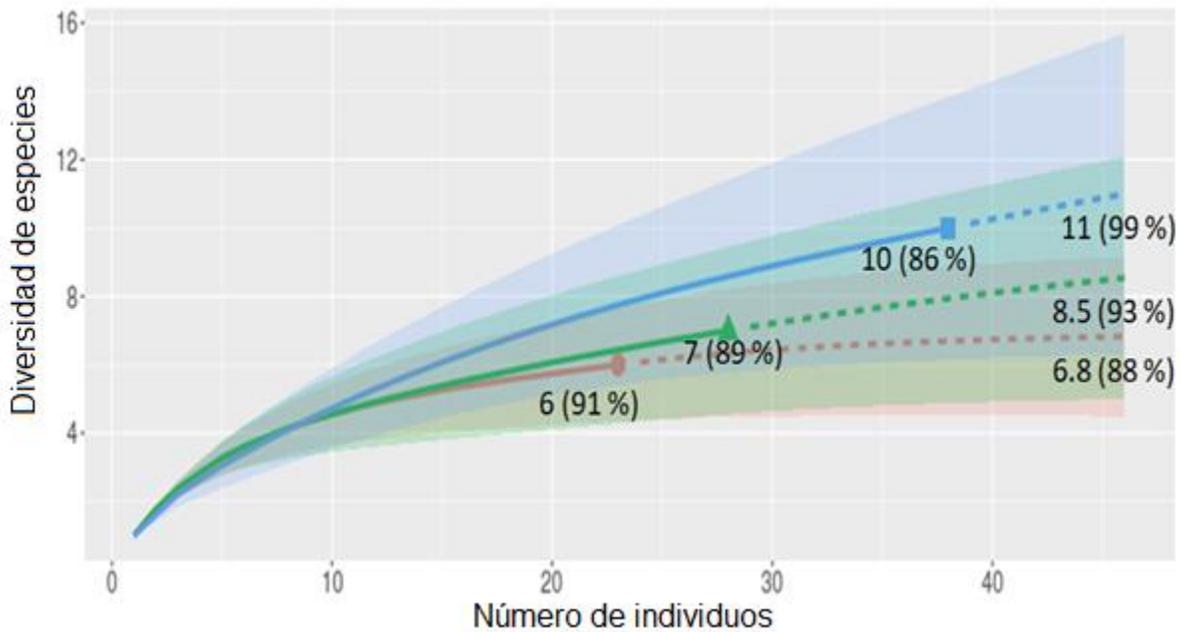


Figura 6.- Curvas de rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea punteada) para los bosques de 10 a 17 años (línea rosa), bosques de 24 a 25 años (línea verde) y bosques de 65 a 80 años (línea azul). Los porcentajes indican la cobertura del muestreo según las especies observadas y esperadas respectivamente. Las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.

Cuadro 4.- Diversidad herpetofaunística según la etapa sucesional.

| | Bosque de 10 a 17 años | Bosque de 24 a 25 años | Bosque de 65 a 80 años |
|------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| Riqueza (q0) | 6 | 7 | 10 |
| Abundancia | 23 | 28 | 38 |
| Dom. Simpson | 0.27 | 0.25 | 0.34 |
| No. de Hill (q1) | 4.52 | 4.85 | 4.95 |
| No. de Hill (q2) | 3.70 | 4 | 2.9 |
| Equidad de Hill | 0.82 | 0.82 | 0.59 |

La prueba de Q de Cochran demostró que la riqueza de especies es similar entre las etapas sucesionales ($Q = 3.25$, $gl = 2$, $p = 0.1969$) y la prueba de Friedman indicó que la abundancia de las especies es similar entre las etapas sucesionales ($\chi^2 = 1.7917$, $gl = 2$, $p = 0.3704$). Según el índice de dominancia de Simpson la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie es mayor en los bosques de 65 a 80 años de sucesión y menor en los bosques de 10 a 25 años. Según la diversidad de Hill de número q_1 , hay cuatro a cinco especies comunes en las tres etapas sucesionales y según la diversidad de Hill de número q_2 entre dos y cuatro especies son las más abundantes entre las etapas sucesionales. La equidad de especies fue mayor en los primeros 10 a 25 años de sucesión del bosque (Cuadro 4).

Estructura de la comunidad

A partir de las curvas de rango-abundancia se pudo observar la estructura de la comunidad en cada etapa sucesional, así como los cambios en la riqueza, composición y dominancia de las especies entre las etapas sucesionales (Figura 7). Las pendientes de las curvas son similares según el ANCOVA ($F_{2,33} = 0.921$, $P = 0.4091$) por lo tanto la dominancia de las especies entre las etapas sucesionales es similar.

En cada etapa sucesional cuatro especies son las más abundantes. En los bosques de 10 a 17 años en orden jerárquico son *Sceloporus chrysostictus*, *Anolis rodriguezii*, *Rhinoclemmys areolata* y *Anolis ustus*; en los bosques de 24 a 25 años son *Anolis rodriguezii*, *Sceloporus chrysostictus*, *Anolis ustus* y *Holcosus gaigeae*; y, en los bosques de 65 a 80 años son *Anolis rodriguezii*, *Sceloporus chrysostictus*, *Anolis ustus* y *Triprion petasatus* (Figura 7).

Las abundancias de *Sceloporus chrysostictus* y *Rhinoclemmys areolata* disminuyen con la edad del bosque, mientras que las abundancias de *Anolis rodriguezii* y *Tripriion petasatus* aumentan con dicha edad (Figura 7).

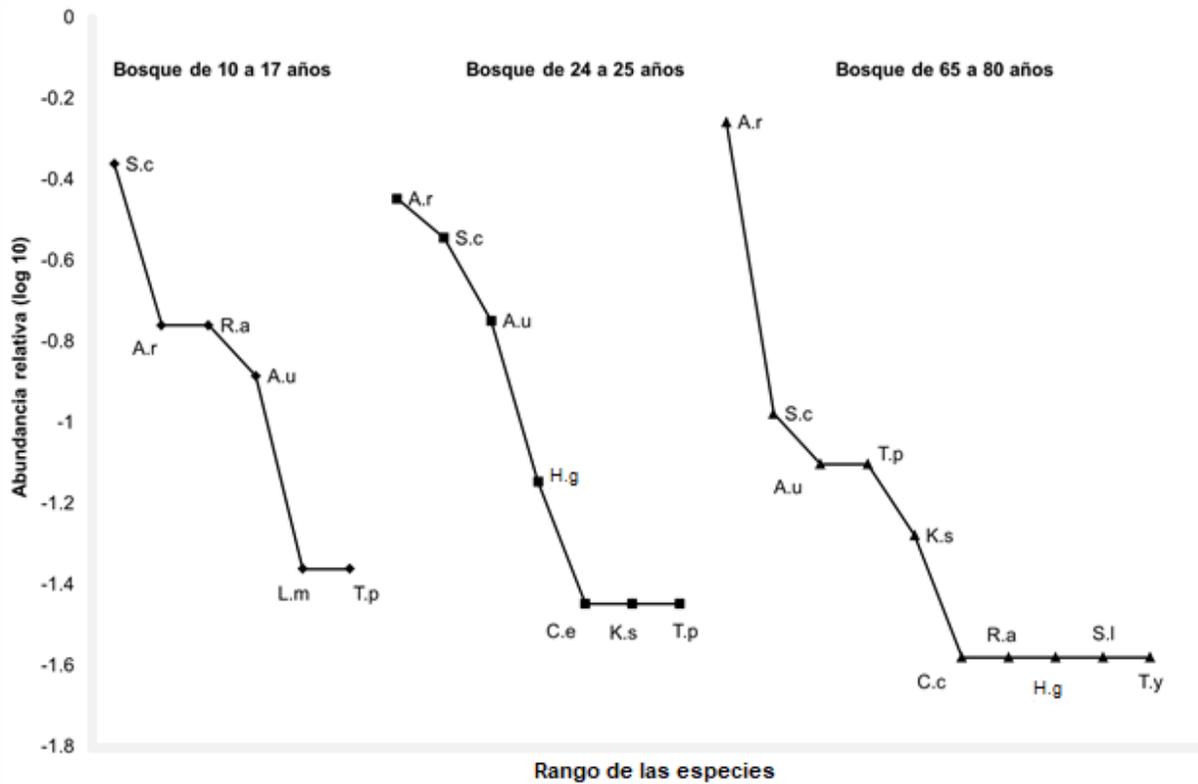


Figura 7.- Curvas de rango-abundancia por etapa sucesional. Abreviaturas: S.c (*Sceloporus chrysostictus*), A.r (*Anolis rodriguezii*), R.a (*Rhinoclemmys areolata*), A.u (*Anolis ustus*), L.m (*Leptophis mexicanus*), T.p (*Tripriion petasatus*), H.g (*Holcosus gaigeae*), C.e (*Coleonyx elegans*), K.s (*Kinosternon scorpioides*), C.c (*Cryptochelys creaseri*), S.l (*Sceloporus lundelli*), T.y (*Terrapene yucatana*).

Sceloporus chrysostictus es la especie más abundante en los bosque de 10 a 17 años mientras que *Anolis rodriguezii* es la especie más abundante en los bosques de 24 a 25 y de 65 a 80 años, desplazando en posición a *S. chrysostictus* a la segunda especie más abundante.

Anolis ustus es la tercera especie más abundante en las parcelas de 24 a 25 años y en las de 65 a 80 años, pero su abundancia disminuye considerablemente en los bosques de 65 a 80 años de abandono. *Holcosus gaigeae* no se encontró en el bosque de 10 a 17 años, es la cuarta más abundante en los bosques de 24 a 25 años, y su abundancia disminuye considerablemente en los bosques de 65 a 80 años (Figura 7). *Rhynoclemmys aerolata* es la tercera especie más abundante en bosques de 10 a 17 años, no se encontró en bosque de 24 a 25 años y en los de 65 a 80 años se registró con abundancias muy bajas.

Similitud entre sitios

El análisis de conglomerados con el método de Ward formó dos grupos a partir de la similitud en el número de especies compartidas y su abundancia relativa en las parcelas. El primero grupo se encuentran la parcelas 1, 4, 2 con 10 a 17 años de abandono y las parcelas 5 y 7 con 24 a 25 años de abandono; el segundo grupo se encuentran la parcela 3 con 10 a 17 de abandono, las parcelas 6 y 8 con 24 a 25 años de abandono y las parcelas 9, 10, 11 y 12 con 65 a 80 años de abandono (Figura 8). Inesperadamente en el primer grupo se encuentran las parcelas que se ubican fuera de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc (RBKK) y el segundo son las parcelas situadas dentro de la reserva con mucha proximidad entre ellas (Figura 8).

La prueba de Mantel indicó que no existe relación entre la distancia entre las parcelas y la abundancia relativa de las especies ($R = -0.1724$, g.l. = ∞ , $P = 0.7666$). Una prueba similar indicó del mismo modo que no existe una relación entre la edad de las parcelas y la abundancia relativa de las especies ($R = -0.1119$, g.l. = ∞ , $P = 0.6717$).

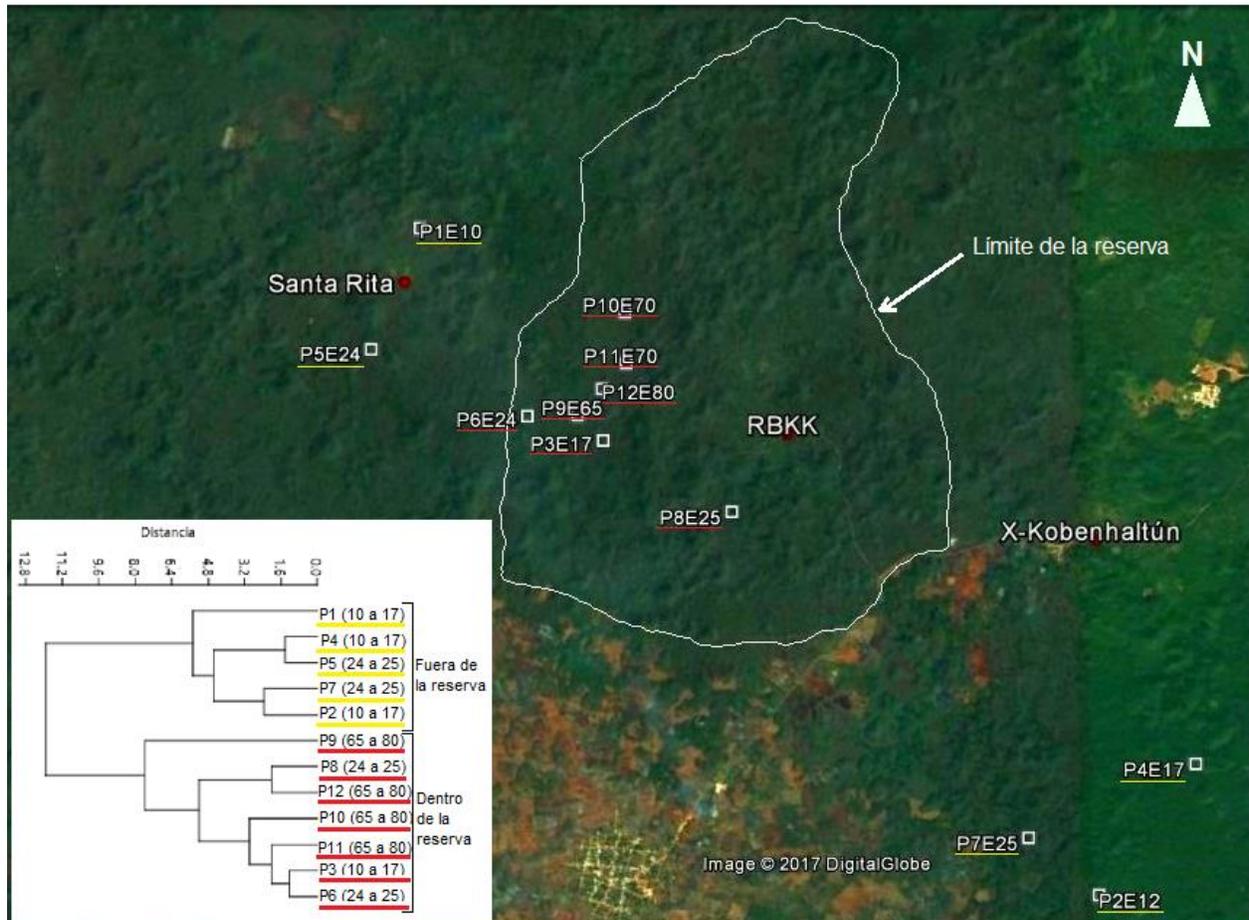


Figura 8.- Agrupación de las parcelas según las especies compartidas y sus abundancias, y su ubicación en el área de estudio. Los números después de la P indican el número de la parcela. Los números entre paréntesis indican el rango de edad de la parcela en años.

El escalamiento multidimensional no métrico (NDMS) mostró que las comunidades se dividen en dos grupos, las que se ubican en el interior de la reserva y las que se encuentran fuera de ella (Figura 9) Un análisis de similitud (ANOSIM) con 9999 permutaciones indicó que existen diferencias significativas entre el número de especies y la abundancia de especies observadas dentro y fuera de la reserva ($R = 0.3751$, $P = 0.0067$).

Numéricamente se observó una mayor riqueza (10 especies) y abundancia (69 individuos) dentro de la reserva que fuera de ella (8 especies y 29 individuos).

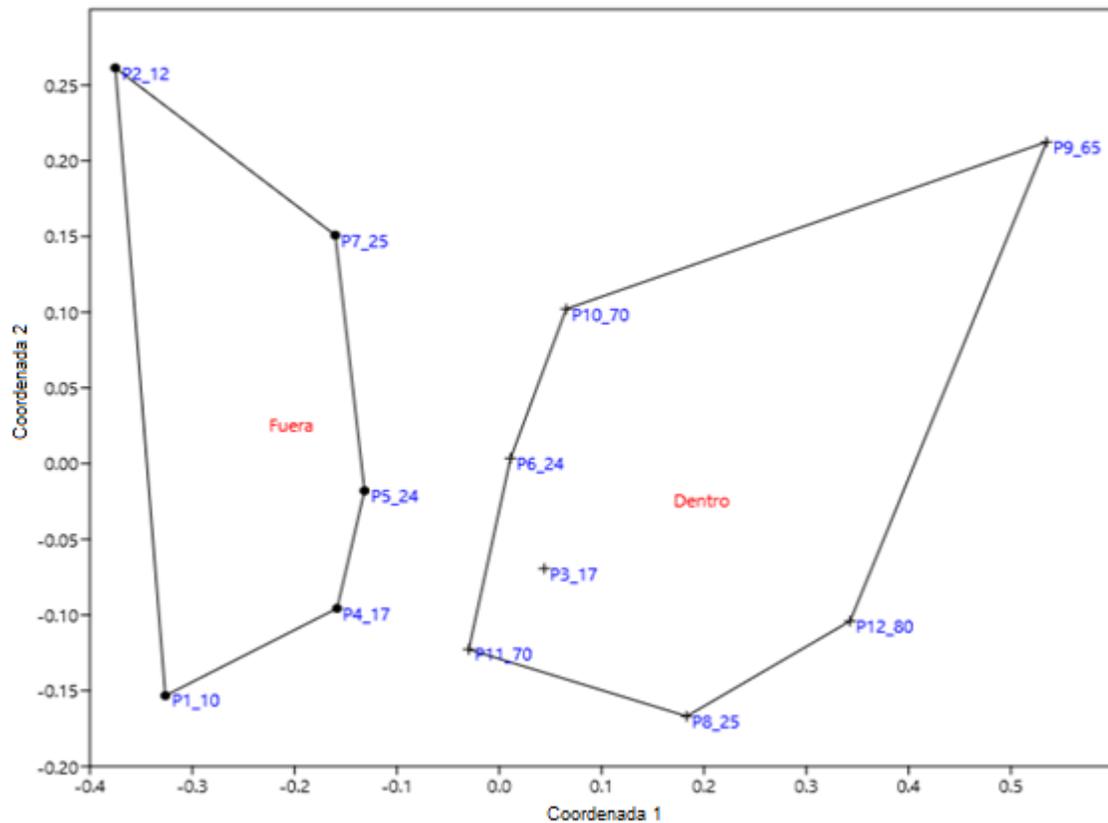


Figura 9.- Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de ordenación de las comunidades según se ubicación en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc.

Efectos de la edad del bosque y las variables ambientales sobre la comunidad

Según el Análisis Canónico de Correspondencias (CCA) una mayor cobertura del dosel (DOS), una mayor luminosidad (LUX), un mayor diámetro en los árboles (DAP), un suelo más rocoso (ROCA) y una mayor edad del bosque (EDAD), son los factores ambientales que influyen en que *Kinosternon scorioides*, *Anolis ustus*, *Holcosus gageae*, *Anolis rodriguezii* y *Triprion petasatus* sean más comunes en los bosques más viejos ubicados en el interior de la reserva (Figura 10). Por otro lado, una mayor

temperatura (TEMP), una mayor cobertura de plantas herbáceas (HER) y un mayor porcentaje de suelo desnudo (SUE) son los factores ambientales que influyen en que *Sceloporus chrysostictus* sea más común en los bosques jóvenes ubicados en el exterior de la reserva (Figura 10). Finalmente, una mayor cobertura de hojarasca (HOJ), una mayor profundidad de hojarasca (PHO), una mayor cobertura de sotobosque (STB) y una mayor humedad (HUM) son los factores que influyen en que *Rhinoclemmys areolata* sean más comunes en los bosques jóvenes ubicados en el exterior de la reserva (Figura 10).

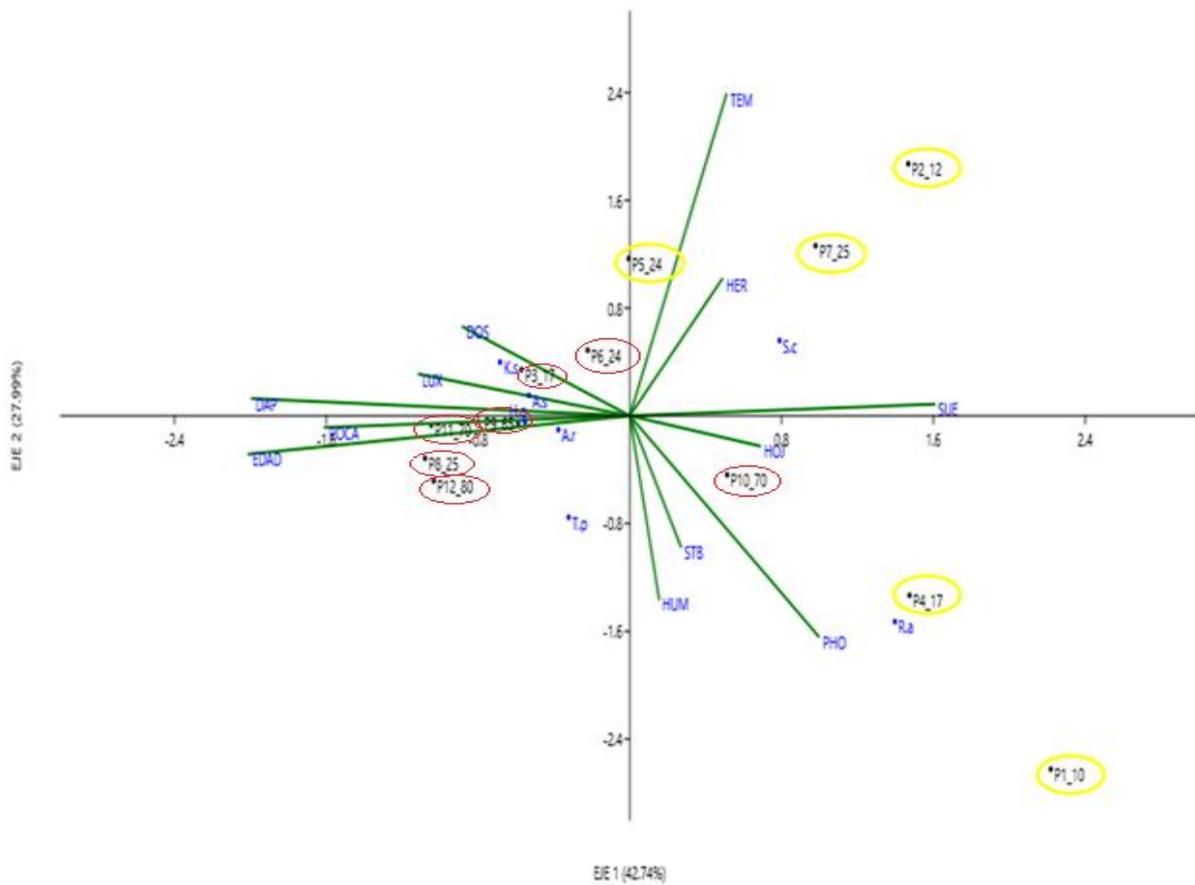


Figura 10.- Análisis Canónico de Correspondencias (CCA). Clave de las parcelas: P1_10 = Parcela 1 Edad 10 años... P12_80. Claves de la estructura de la vegetación: DOS = Cobertura del dosel, DAP = Diámetro de los árboles, STB = Densidad del sotobosque, HER = Cobertura herbácea. Claves del sustrato: HOJ = Cobertura de hojarasca, PHO = Profundidad de hojarasca, ROC = Porcentaje de rocas, SUE = Porcentaje de suelo desnudo. Claves del microclima: TEM = Temperatura, HUM = Humedad, LUX = Luz. EDAD = tiempo en sucesión. Abreviaciones de las especies: Ks = *Kinosternon scorioides*, As = *Anolis ustus*, Hg = *Holcosus gaigeae*, Tp = *Triprion petasatus*, Sc = *Sceloporus chrysostictus* y Ra = *Rhinoclemmys areolata*. Los óvalos amarillos indican a las parcelas ubicadas fuera de la reserva. Los óvalos rojos indican a las parcelas dentro de la reserva.

Uso del microhábitat

El análisis de clasificación muestra que existen dos grupos. El primero está conformado por *Sceloporus chrysostictus*, *Rhinoclemmys areolata* y *Holcosus gaigeae* debido a que son especies que usan principalmente microhábitats terrestres: Mientras que el segundo grupo los conforman *Anolis ustus*, *Tripriion petasatus* y *Anolis rodriguezii*, que son especies con utilizan principalmente microhábitats arborícolas. *Kinosternon scorpioides* se encuentra apartada de los grupos anteriores porque usa microhábitats semiacuáticos (Figura 11).

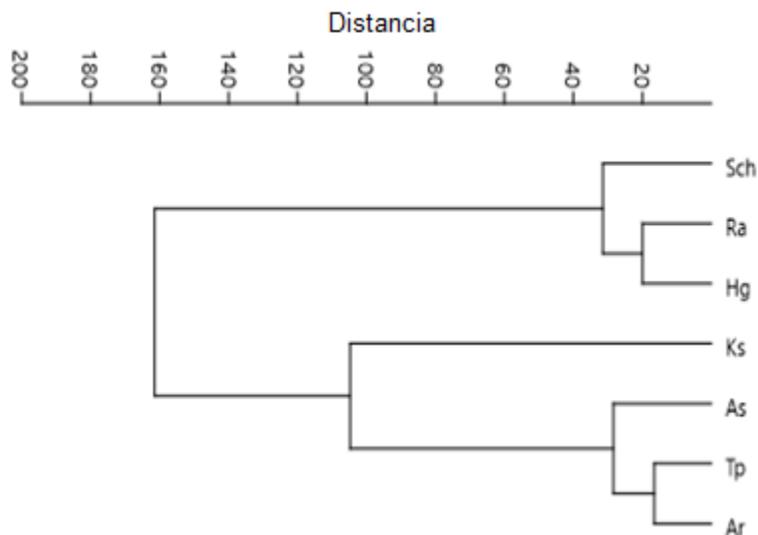


Figura 11.- Clasificación de las especies según el uso de los microhábitats. (Sch) *Sceloporus chrysostictus*, (Ra) *Rhinoclemmys areolata*, (Hg) *Holcosus gaigeae*, (Ks) *Kinosternon scorpioides*, (As) *Anolis ustus*, (Tp) *Tripriion petasatus* y (Ar) *Anolis rodriguezii*.

Según la B de Levins la mayoría de las especies son generalistas en el uso del microhábitat (> 1.5), a excepción de *Kinosternon scorpioides* que habitan en charcas temporales, y *Rhinoclemmys areolata* y *Holcosus gaigeae* que habitan principalmente en la hojarasca (Cuadro 5).

Cuadro 5.- Uso del microhábitat por las herpetofauna. Clave de microhábitat: (Su) Suelo, (Ro) Roca, (Cht) Charca temporal, (Ho) hojarasca, (Rm) Ramas muertas, (Tm) tronco muerto, (He) herbáceas, (Ar) arbustos, (Li) lianas, (Aj) árboles jóvenes (DAP > 1-5cm), (Aa) árboles adultos (DAP > 5cm). Valores casillas de mircohábitat en porcentaje.

| Especies | Terrestre | | | | | | | Arbóreo | | | | B |
|---------------------------------|-----------|----|-----|-----|----|----|----|---------|----|----|----|------|
| | Su | Ro | Cht | Ho | Rm | Tm | He | Ar | Li | Aj | Aa | |
| <i>Triprion petasatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 20 | 0 | 60 | 2.27 |
| <i>Kinosternon scorpioides</i> | 0 | 0 | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.00 |
| <i>Rhinoclemmys areolata</i> | 0 | 0 | 20 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.47 |
| <i>Holcosus gaigeae</i> | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.00 |
| <i>Anolis rodriguezii</i> | 0 | 9 | 0 | 9 | 3 | 14 | 0 | 8 | 11 | 0 | 46 | 3.77 |
| <i>Anolis ustus</i> | 0 | 9 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 9 | 64 | 2.28 |
| <i>Sceloporus chrysostictus</i> | 0 | 13 | 0 | 68 | 5 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2.02 |

7. DISCUSIÓN

En este estudio se observa que numéricamente la riqueza y la diversidad de la herpetofauna aumentan con la edad del bosque, un patrón general acorde con la primera hipótesis. A pesar de las tendencias numéricas claras, los valores no fueron estadísticamente diferentes, lo cual indica que los bosques tropicales subcaducifolios de 10 a 17 años, de 24 a 25 años y de 65 a 80 años de abandono tienen una riqueza y abundancia de especies estadísticamente similar. Esto concuerda con los resultados Urbina-Cardona y Londoño-Murcia (2003) que indicaron que los bosques tropicales secundarios y primarios tienen una composición y abundancia de anfibios y reptiles similar. Dunn (2004), Calderón-Mandujano et al. (2008), Hilje y Aide (2012) y Hernández-Ordoñez et al. (2015), también observaron que los bosques tropicales y subtropicales entre 10 y 40 años de sucesión tienen una riqueza herpetofaunística similar a la de los bosques viejos cercanos. A nuestro entender este es el primer estudio sobre anfibios y reptiles en una cronosecuencia que llega hasta los 80 años. De acuerdo en los resultados de esta tesis, el bosque tropical subcaducifolio del área de estudio necesitaría 10 años de recuperación para que se restablezca la diversidad de anfibios y reptiles. Esto se debe a la capacidad del bosque tropical caducifolio para recuperar relativamente rápido su estructura y diversidad vegetal (Ewel, 1980; Murphy y Lugo, 1986; Romero-Duque et al. 2007), por ejemplo, Dupuy et al. (2012a) mencionan que el bosque del área de estudio con una edad mayor a 15, posee una mayor altura del dosel que la vegetaciones secundarias de 3 a 15 años de edad. Por lo tanto el bosque tropical caducifolio secundario proporciona los microhábitats que la herpetofauna necesita (Anderson, 2007) a corto plazo. Sin embargo, este resultado

debe tomarse con precaución, ya que en el muestreo total se han registrado menos del 60 % de las especies reportadas para la reserva. Los bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios naturalmente están expuestos a rápidos deterioros por fuego o huracanes y su recuperación es usualmente rápida (Whigham et al., 1991; Kennard, 2002), al igual que después de la intervención humana, por ejemplo, 15 años posterior al abandono de tierras (Lebrija-Trejos et al., 2008; Dupuy et al., 2012a).

Otro factor que influye en la rápida recuperación de los anfibios y reptiles en la zona es el tipo de manejo agrícola que ha recibido el bosque (Bowen et al, 2007). La milpa ha sido la forma de siembra que ha persistido en la zona (Barrera-Robio, 1987), y es un policultivo que se maneja bajo el sistema de roza-tumba-quema (Terán-Contreras, 2010). A lo largo de la historia de la región, los mayas han sembrado milpas principalmente en las partes planas del terreno y dejan la sima de los lomeríos sin desmontar (Gallareta-Negrón et al., 2001; May-Ciau, 2018), lo que pudo haber permitido que la diversidad total del bosque persista en los lomeríos, los cuales podrían funcionar como fuente para la regeneración del bosque y su diversidad una vez que las milpas han sido abandonadas (Dupuy et al. 2012b). Cuando las perturbaciones son extensas y no existen remanentes de bosque conservado que funcionen como fuente, difícilmente los bosques y sus comunidades asociadas llegarán a recuperarse sin una intervención humana (e.g. con restauración ecológica) (Urbina-Cardona et al., 2015).

El hecho de que la edad por sí sola no influya en el aumento de la diversidad de los anfibios y reptiles en el área de estudio también es un efecto de la escala de la perturbación (Cueto, 2006; Bowen et al., 2007).

Las parcelas en recuperación donde se hicieron los monitoreos están inmersas en un bosque continuo y no fragmentado. Estos bosques pueden ser importantes para la recuperación de los anfibios y reptiles de las parcelas de bosque secundario, siempre y cuando el bosque circundante no se perturbe o fragmente (Chazdon et al., 2009).

La persistencia de anfibios y reptiles en los bosques secundarios del área de estudio puede deberse a que la herpetofauna de las selvas secas tolera las perturbaciones (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008; Almendáriz et al., 2012; Suazo-Ortuño et al., 2015). Como las selvas secas naturalmente son impactadas por la estacionalidad de la lluvia, los incendios y los huracanes (Allen et al., 2017), es de esperarse que los anfibios y reptiles estén adaptados a estas perturbaciones y que logren sobrevivir a las condiciones extremas a las que están sujetos. Por ejemplo, durante la temporada seca, algunas especies de anfibios y reptiles de los bosques tropicales caducifolios reducen su metabolismo y estivan para conservar su energía y humedad (Balvanera et al., 2000; García, 2010). Esto es más evidente en los anfibios porque son más susceptibles a la desecación que los reptiles (Thorson y Svihla, 1943). Durante la temporada seca, los sapos *Rhinophrynus dorsalis* e *Hypopachus variolosus* estivan bajo tierra, las ranas *Scinax staufferi* y *Trachycephalus typhonius* se refugian en las oquedades de los árboles, la rana *Smilisca baudinii* y la salamandra *Bolitoglossa yucatanana* se resguardan en las hojas de las bromeliáceas hasta que regresan las lluvias (Campbell, 1998; Lee, 2000). Una vez que regresan las lluvias, estas especies se reactivan de inmediato volviendo a su fase funcional dentro del ecosistema. Un caso interesante de adaptación es el de la rana cabeza de pala yucateca (*Triprrion petasatus*), que tiene el cráneo cubierto por un casco óseo y lo utiliza para tapar los

orificios de los árboles con la finalidad prevenir la desecación o evadir a sus depredadores (Campbell; 1998; Lee, 2000).

La composición de las comunidades de anfibios y reptiles en el bosque tropical caducifolio en sucesión está determinada por la tolerancia térmica de los organismos y el uso del microhábitat (Moreno-Arias y Quintero-Corzo, 2015). En este trabajo se encontró que la mayoría de las especies son generalistas en el uso del microhábitat, porque tienen una baja especialización en su uso (Suazo-Ortuño et al., 2015). Por lo tanto, las especies tolerantes a la estacionalidad de la vegetación y a sus frecuentes perturbaciones son las que logran sobrevivir en este sistema.

Con la técnica y el esfuerzo de muestro aplicado en las parcelas (1,200 horas) se encontraron 12 especies que representan más del 90 % de la muestra esperada y se predijo que con ese mismo esfuerzo se podrían encontrar un total de 15 especies y cubrir el 97 % de la muestra esperada. El listado herpetofaunístico de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic indica que existen 47 especies (Callaghan y Pasos-Enríquez, 2010), por lo que es notorio que la riqueza encontrada en este estudio es menor a la registrada en la reserva. Sin embargo, los datos del listado de Kaxil Kiuic y los de nuestro trabajo no son comparables ya que se desconoce la metodología que utilizaron Callaghan y Pasos-Enríquez (2010) para elaborar el listado herpetofaunístico; por ejemplo, el área estudiada, el esfuerzo de muestreo utilizado y si se consideraron los bosques secundarios. Es común que en estudios ecológicos con anfibios y reptiles se observen menos de las especies registradas en los listados herpetofaunísticos de las zonas, debido a que los objetivos de los estudios ecológicos se ajustan a una metodología de muestreo con métodos y tiempos limitados, diferentes a los listados

herpetofaunísticos que son elaborados sin un método específico y atemporales (Reynoso, trabajo en progreso); además, los listados faunísticos generalmente involucran muestreos en áreas más extensas y heterogéneas que los muestreos intensivos en unas pocas parcelas de tamaño relativamente pequeño. Los primeros buscan específicamente abarcar una mayor heterogeneidad, mientras que los segundos buscan caracterizar de manera muy precisa unas pocas áreas con superficies pequeñas y por lo general con menor heterogeneidad (Heyer et al., 2001).

En estudios ecológicos hechos con anfibios y reptiles en la Península de Yucatán, en la Reserva de la Biosfera Calakmul (Campeche), en el ejido Caobas y en el ejido X-Hazil (Quintana Roo), se registraron en sus áreas en recuperación una riqueza total de 38, 35 y 18 especies respectivamente (Calderón-Mandujano et al., 2008; Luja et al., 2008; González-Sánchez, 2012). Al contrastar las 1,200 horas del esfuerzo de colecta, con las 1,552 horas de esfuerzo de colecta de Calderón-Mandujano et al. (2008), las 540 horas de esfuerzo de colecta de Luja et al. (2008) y las 192 horas de esfuerzo de González-Sánchez (2012), podemos observar que el esfuerzo de muestreo de esta tesis fue grande, y parece que un mayor esfuerzo de muestreo no necesariamente se traduce en una mayor diversidad registrada. Estas diferencias en número de especies colectadas podrían deberse a que el estado de Yucatán ha estado inmerso en uso de su tierra mucho más tiempo que la parte oriente de Campeche y Quintana Roo, que apenas comenzaron a desarrollarse en los años setenta (Sánchez-Aguilar y Rebollar-Domínguez, 1999). Además, naturalmente es más seco y menos diverso en herpetofauna terrestre y de agua dulce (González-Sánchez et al., 2017).

Quizás el bajo número especies observadas en las parcelas también pudiera estar relacionado con las condiciones climáticas durante los muestreos del año 2016, el cual fue el año más caluroso desde 1880 y el tercer año consecutivo con temperaturas promedio globales elevadas (NASA, 2017). Aunque el monitoreo se hizo durante la estación lluviosa, las precipitaciones en el área de estudio fueron muy escasas (PRONACOSE, 2016). Los anfibios y reptiles son muy sensibles a los cambios abruptos en la temperatura (Pough, 1983), por lo que suponemos que muchas especies estuvieron ese año. Otro fenómeno que pudo influir en las pocas observaciones de anfibios y reptiles fue que en las parcelas era común observar a grandes enjambres de la hormiga nativa (*Labidus praedator*) que depredaban a todos los animales pequeños que encuentran a su paso (Pinkus-Rendón, 2013). Estas hormigas forman colonias de más un millón de individuos y sus ejércitos reducen la biomasa de invertebrados en la hojarasca hasta en un 75 % (Barth et al., 2015). Es probable que las grandes hordas de hormigas ahuyentaran a los anfibios y reptiles de las parcelas y eliminaran a muchos de los artrópodos que podían ser el alimento de la herpetofauna. Es posible que esta conducta agresiva de las hormigas (*Labidus praedator*) se acentúe durante sequías extremas.

Aunque no observamos cambios significativos en la riqueza y abundancia total de las especies en las tres etapas sucesionales, si hay leves cambios en la abundancia relativa de las especies. En cada etapa sucesional cuatro especies dominan la comunidad y cambian sus importancias. En orden de recuperación en bosques de 10 a 80 años, *Sceloporus chrysostictus* disminuye su dominancia con el avance de la sucesión y es sustituido por *Anolis rodriguezii*. Mientras tanto *Anolis ustus* y *Triprion*

petasatus siempre se mantienen con abundancias bajas. *Sceloporus chrysostictus* es una lagartija terrestre que prefiere los espacios abiertos como las sabanas y los bosques secundarios (Campbell, 1998; Lee, 2000), mientras que *A. rodriguezii* es una lagartija arborícola común en áreas abiertas con maleza y árboles bajos (Campbell, 1998; Lee, 2000). *Sceloporus chrysostictus* también fue muy abundante en los bosques secundarios de los estudios de González-Sánchez (2012) en Quintana Roo y Calderón-Mandujano et al. (2008) en Campeche. El descenso en la abundancia de *S. chrysostictus* se debe a que durante el inicio de la sucesión el bosque presenta elevadas temperaturas, mayor cobertura de hierbas y un suelo con poca hojarasca. Estas son las condiciones ambientales son las preferidas por esta especie de acuerdo a los resultados aquí presentados (Figura 10). Al aumentar la edad del bosque los árboles aumentan su diámetro y cobertura del dosel dando lugar a los microhábitats preferidos de *A. rodriguezii*: árboles adultos, lianas y troncos muertos (Figura 10; Cuadro 5). Los cambios en las abundancias de estas dos especies a lo largo de la sucesión podrían indicar el estado de recuperación de los bosques tropicales subcaducifolios en la península de Yucatán. Se propone se extiendan los estudios en estas especies.

Los análisis de Ward y NMDS indicaron que hay diferencias significativas en la composición de especies entre la reserva y sus alrededores. Por un lado están las especies que toleran vivir fuera de la reserva (*Sceloporus chrysostictus* y *Rhinoclemmys areolata*) y por otro las especies que se encuentran dentro de la reserva (*Kinosternon scorpioides*, *Anolis ustus*, *Holcosus gageae* y *Triprion petasatus*) (Figuras 11, 12 y 13).

Esto se debe a que en la actualidad la herpetofauna se conserva mejor dentro de la reserva en la que no hay fragmentación, está protegido contra las perturbaciones

humanas, y persisten bosques viejos conectados a bosques jóvenes (Chazdon et al., 2009). Los bosques del interior de la reserva poseen una mayor cobertura del dosel, mayor diámetro en los árboles, sotobosque más denso, mayor humedad y suelo más rocoso (Figura 10). Dichos atributos influyen positivamente en la recuperación de la herpetofauna (Pawar et al., 2004; Gardner et al., 2007c; Vargas-Salinas y Aponte-Gutiérrez, 2016) y son importantes para que un bosque secundario permita la conservación de los anfibios y reptiles (García-R. et al., 2007; Hernández-Ordoñez et al., 2015). La importancia de la cobertura del dosel, la cobertura del sotobosque y la humedad para la recuperación de la herpetofauna coincide con lo observado en otros estudios (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003; Cortés-Gómez et al., 2013; Scheffers et al., 2014). Contrariamente, en la zona no protegida los bosques poseen una mayor cobertura herbácea, mayor cobertura y profundidad de hojarasca en el suelo, suelo sin rocas y altas temperaturas que pocas especies toleran (Figura 10). Además, la herpetofauna está expuesta a perturbaciones antrópicas como la tala y los incendios que obstaculizan su recuperación (Gardner et al., 2007a). Sin embargo, los anfibios y reptiles del área de estudio rara vez son cazados o recolectados por lo que no debe haber un efecto antropogénico directo en sus poblaciones. Una excepción a esto es la tortuga caja de Yucatán, *Terrapene yucatana*, con poblaciones reducidas, y que es aprovechada como mascota o con fines medicinales (van Dijk, 2011). Por lo tanto, sí las áreas del exterior de la reserva se protegen y se permite el avance de la sucesión, se espera que también puedan mantener su diversidad.

Luja et al. (2008) mencionan que los bosques secundarios no actúan como refugio de reptiles de bosque primario, y concluyen que la sucesión ecológica no

asegura una recuperación de las comunidades de reptiles. A diferencia de nuestro estudio, el ejido Caobas (Quintana Roo) estudiados por Luja et al. (2008) estaba sumamente fragmentado dominado por una amalgama conformada por una gran matriz de áreas de cultivo, asentamientos humanos, pastizales, bosques en sucesión y bosques maduros; por lo tanto, los impactos antropogénicos eran muy grandes. Contrariamente en nuestra zona es un bosque en recuperación y continuo. Suponemos que el impacto no ha sido tan extenso en nuestra área de estudio debido a que a lo largo de su historia posiblemente se han conservado remanentes de bosque en las cimas de los lomeríos, que pudieron haber funcionado como fuente de anfibios y reptiles, los cuales al paso del tiempo colonizaron los llanos que abandonaron los campesinos. La importancia de los bosques secundarios para la conservación y restauración de la herpetofauna, dependerá del contexto de paisaje en el que el bosque secundario esté envuelto. Por otro lado, Luja et al. (2008) no analizaron los cambios de la diversidad según la edad del bosque, sino que compararon la diversidad a partir de tres hábitats distintos: bosque maduro, bosque recuperado y pastizales inducidos, este último ambiente no evaluado en esta tesis. Finalmente, tampoco analizaron la influencia de las variables ambientales. Aun cuando Luja et al. (2008) encontraran una mayor diversidad en los bosques maduros de un paisaje fragmentado, como se ha reportado en otros trabajos (Gardner et al., 2007a), es claro que los bosques secundarios por sí solos no preservan la biodiversidad si no cuentan con bosques maduros que funcionen como fuente (Gibson et al., 2011).

8. RECOMENDACIONES

Para estudios herpetofaunísticos futuros en los bosques tropicales caducifolios de la Península de Yucatán se sugiere que los muestreos con transectos se complementen con muestreos con cercas de desvío con trampas de caída (Heyer et al., 2001; McDiarmid et al., 2012) para obtener datos de especies difíciles de observar. Sugerimos que los estudios se elaboren a largo plazo (al menos 5 años) para obtener datos de un mayor número de individuos que sean comparables entre estaciones y cambios climáticos entre años. Sugerimos que los estudios herpetofaunísticos se elaboren separados por grupos (anfibios o reptiles) y, por un lado, monitorear a los reptiles con transectos y trampas durante todo el año (McDiarmid et al., 2012) y a los anfibios monitorearlos en los cuerpos de agua temporales o permanentes sólo en la temporada de lluvias debido a que por su biología es la época en la que son más fáciles de observar (Heyer et al., 2001).

9. CONCLUSIONES

Esta tesis se suma a los pocos trabajos que han estudiado la recuperación de la herpetofauna en la Península de Yucatán. Esperamos que este tipo de estudios continúen en el futuro, ya que se conoce poco sobre la ecología y la historia natural de los anfibios y reptiles de la Península. Es urgente saber cómo la herpetofauna responde a los cambios antropogénicos para poder determinar su supervivencia en el futuro. A pesar de su menor diversidad en comparación a los bosques primarios, los bosques secundarios tendrán un papel importante para la conservación de la herpetofauna ya que cada día ocupan una mayor extensión (Chazdon, 2014; Poorter et al. 2016).

De esta manera es fundamental proteger los bosques secundarios, mantenerlos conectados y establecer corredores que los vinculen a un bosque primario que sirva como fuente (García-R. et al., 2007; Hernández-Ordoñez et al., 2015).

Resultados importantes de este estudio son: A) los bosques tropicales subcaducifolios de 10 a 25 años de sucesión tienen una diversidad de anfibios y reptiles similar a la de bosques de 80 años de edad sucesional. B) *Sceloporus chrysostictus* y *Anolis rodriguezii* son especies que toleran vivir en ambientes perturbados y colonizan los bosques tropicales subcaducifolios secundarios para explotar sus recursos. Los cambios en las abundancias de *Sceloporus chrysostictus* y *Anolis rodriguezii* están influenciados por la edad del bosque y sus variables ambientales. Sus abundancias podrían indicar el grado de conservación de los bosques tropicales caducifolios de la Península de Yucatán. C) La herpetofauna de los bosques caducifolios secundarios se recupera con el paso del tiempo debido al aumento de la cobertura del dosel, al aumento del diámetro de los árboles y al aumento de la humedad. La mayoría de los anfibios y reptiles del bosque tropical subcaducifolio son generalistas en el uso del microhábitat. D) La Reserva Biocultural Kaxil Kiuic es importante para la conservación de la herpetofauna que habita el sur del estado de Yucatán y su preservación a futuro es imperante para la refaunación de la zona al largo plazo.

10. LITERATURA CITADA

- Altamirano-Álvarez, T. A., Soriano-Sarabia, M. y Franco-López, J. (2016). *Ecología de Anfibios y Reptiles, Métodos y Técnicas Para su Estudio*. Estado de México, México: UNAM-FES Iztacala.
- Allen, K., Dupuy, J. M., Gei, M. G., Hulshof, C., Medvigy, D., Pizano, C., Salgado-Negret, B., Smith, C. M., Trierweiler, A., Bloem, S. J. v., Waring, B. G., Xu, X. y Powers, J. S. (2017). Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? *Environmental Research Letters*, 12(2), 1-15.
- Almendáriz, A., Hamilton, P., Mouette, C. y Robles, C. (2012). Análisis de la herpetofauna de los bosques secos y de transición de la reserva biológica Tito Santos, Manabí-Ecuador. *Revista Politécnica*, 30(3), 62-82.
- AmphibiaWeb (2017, 05 de octubre). *AmphibiaWeb, Search the Database*. Recuperado el 05 de octubre de 2017 de <https://amphibiaweb.org/search/index.html>
- Anderson, R. A. (2007). Food acquisition modes and habitat use in lizards: questions from an integrative perspective. En: McBrayer, L. D., Miles, D. B., y Reilly, S. M. (Eds.) *Lizard Ecology: The Evolutionary Consequences of Foraging Mode* (pp. 450-490) Cambridge: Cambridge University Press.
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A. y Tabarelli, M. (2015). Multiple successional pathways in human modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 1-15.

- Atauri, J. A. y De Lucio, J. V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16(2), 147-159.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S.N. (Editores). (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment*. IUCN.
- Balvanera, P., Islas, A., Aguirre, E. y Quijas, S. (2000). Las selvas secas. *Ciencias*, 57, 19-24.
- Barrera-Bassols, N. y Toledo, V. M. (2005). Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography*, 4(1), 9-41.
- Barrera-Rubio, A. (1987). Tierra y productividad agrícola en la región Puuc. *Anales de antropología*, 24(1), 127-142.
- Barth, M. B., Moritz, R. F. y Kraus, F. B. (2015). Genetic differentiation at species level in the Neotropical army ant *Labidus praedator*. *Insectes Sociaux*, 62(3), 299-306.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E. y Hoogmoed, M. S. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555-18560.
- Basham, E. W., González del Pliego, P., Acosta-Galvis, A. R., Woodcock, P., Medina Uribe, C. A., Hugaasen, T. y Edwards, D. P. (2016). Quantifying carbon and amphibian co-benefits from secondary forest regeneration in the Tropical Andes. *Animal Conservation*, 1-13.

- Bastazini, C. V., Munduruca, J. F., Rocha, P. L. B. y Napoli, M. F. (2007). Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, 63(4), 459-471.
- Bazzaz, F. A. (1975). Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56, 485–488.
- Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P. y Smith, G. C. (2007). Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation*, 140(3), 273-296.
- Bowman, D. M. J. S., Woinarski, J. C. Z., Sands, D. P. A., Wells, A. y McShane, V. J. (1990). Slash-and-burn agriculture in the wet coastal lowlands of Papua New Guinea: response of birds, butterflies and reptiles. *Journal of Biogeography*, 227-239.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J. E., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N. y Rhodin, A. G. (2013). The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157, 372-385.
- Bruton, M. J., McAlpine, C. A. y Maron, M. (2013). Regrowth woodlands are valuable habitat for reptile communities. *Biological Conservation*, 165, 95-103.
- Cabrera-Guzmán, E. y Reynoso, V. H. (2012). Amphibian and reptile communities of rainforest fragments: minimum patch size to support high richness and abundance. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3243-3265.
- Cadavid, J., Valencia, C. R. y Gómez, A. (2005). Composición y estructura de anfibios anuros en un transecto altitudinal de los Andes Centrales de Colombia.

Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Nueva Serie, 7(2), 103-118.

Calderón-Mandujano, R. R., Galindo-Leal, C. y Cedeño-Vazquez, J. R. (2008). Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana (Nueva Serie)*, 4(1), 95-114.

Callaghan, J. M. y Edwards J. L, (2001). Capítulo 5, Componentes Históricos del Rancho Kiuic. En *Gallareta-Negrón et al., (Ed.) Investigaciones arqueológicas en las ruinas de Kiuic, Yucatán, México, temporada 2000. Informa técnico del Instituto Nacional de Antropología e Historia (5.1-5.15)* Yucatán: Fundación para el Avance de los Estudios Mesoamericanos, INC (FAMSI).

Callaghan, J. M. y Pasos-Enríquez, R. (2010). Reserva Biocultural Kaxil Kiuic. En Durán R. y M. Méndez (Eds.). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (435-439). Mérida: Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. (CICY).

Campbell, J. A. (1998). *Amphibians and Reptiles of Northern Guatemala, the Yucatán, and Belize*. Norman:University of Oklahoma Press.

Card, D. C., Schield, D. R., Adams, R. H., Corbin, A. B., Perry, B. W., Andrew, A. L. y Booth, W. (2016). Phylogeographic and population genetic analyses reveal multiple species of *Boa* and independent origins of insular dwarfism. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 102, 104-116.

- Carvajal-Cogollo, J. E. y Urbina-Cardona, J. N. (2008). Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science*, 1(4), 397-416.
- Casas-Andreu, G., Valenzuela, L. G. y Ramírez, B. A. (1991). *Cómo hacer una colección de anfibios y reptiles. Cuadernos del Instituto de Biología 10*. México D.F.: Instituto de Biología-UNAM.
- Chable-Santos, J. (2010). Anfibios y Reptiles. En R. Durán-García and M. Méndez-González. (Eds). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. (258-261). Mérida: Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY).
- Challenger, A. y J. Soberón. (2008). Los ecosistemas terrestres. En Soberon, J., Halffter, G. y Llorente-Bousquets, J. (Comp.). *Capital Natural de México, vol. I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad* (87-108). México D.F. CONABIO.
- Chao, A. y Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Chao, A., Ma, K. H. y Hsieh, T. C. (2016). *iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) online: software for interpolation and extrapolation of species diversity*. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/
- Charruau, P, Cedeño-Vázquez, J. R. y Köhler G. (2015). Amphibians and Reptiles. En Islebe, G. A., León-Cortés, J. L., Schmook, B., y Calmé, S. (Eds.). *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula* (257-292). New York: Springer.

- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1), 51-71.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D. y Miller, S. E. (2009). The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1406-1417.
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. Chicago: University of Chicago Press.
- Chokkalingam, U. y de Jong, W. (2001). Secondary forest: a working definition and typology. *The International Forestry Review*, 19-26.
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L. y Longino, J. T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of plant ecology*, 5 (1), 3-21.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2017, 7 de agosto). *Ecosistemas, Selvas secas*. Recuperado el 7 de agosto de 2017 de . <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/selvaSeca.html>
- Corlett, R. T. (1994). What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology*, 10(3), 445-447.
- Cortés-Gómez, A. M., Castro-Herrera, F. y Urbina-Cardona, J. N. (2013). Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation Science*, 6(6), 749-769.

- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. y Standish, R. J. (2008). What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(2), 104-112.
- Cueto, V. R. (2006). Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *El Hornero*, 21(1), 1-13.
- DeMaynadier, P. G. y Hunter Jr., M. L. (1995). The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews*, 3(3-4), 230-261.
- Dent, D. H. y Wright, S. J. (2009). The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological conservation*, 142(12), 2833-2843.
- Derroire, G., Balvanera, P., Castellanos-Castro, C., Decocq, G., Kennard, D. K., Lebrija-Trejos, E., et al. (2016). Resilience of tropical dry forests—a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos*, 125(10), 1386-1397.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K. y Denslow, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1), 139-151.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. y Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.
- Dodd, C. K. (Ed.) (2010). *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press.
- Döbert, T. F., Webber, B. L., Barnes, A. D., Dickinson, K. J., Didham, R. K., Kettle, C. J. y Koh, L. P. (2014). Forest fragmentation and biodiversity conservation in

- human-dominated landscapes. *Kettle C. Global Forest Fragmentation, CABI*, 28-49.
- Duch, G.J. (1991). *Fisiografía del Estado de Yucatán*. Texcoco: Universidad Autónoma de Chapingo.
- Duellman, W. E., Marion, A. B. y Hedges, S. B. (2016). Phylogenetics, classification, and biogeography of the treefrogs (Amphibia: Anura: Arboranae). *Zootaxa*, 4104(1), 1-109.
- Dunn, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302-309.
- Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Lyequién-Abarca, E., Tun-Dzul, F. y May Pat, F. (2012a). Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica*, 44, 151-162.
- Dupuy Rada, J.M., Hernández-Stefanoni, J.L., Hernández-Juárez, R., Tun-Dzul, F. y May Pat, F. (2012b). Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública* 4: 130-140.
- Durán-García, R. y García-Contreras, G. (2010). Distribución espacial de la vegetación. En R. Durán-García and M. Méndez-González. (Eds). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. (131-135). Mérida: Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY).

- Essens, T. y Hernández-Stefanoni, J. L. (2013). Mapping Lepidoptera and plant alpha-diversity across a heterogeneous tropical dry forest using field and remotely sensed data with spatial interpolation. *Journal of insect conservation*, 17(4), 725-736.
- Ewel, J. (1980). Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*, 2-7.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2004). *Global forest resource assessment update 2005: terms and definitions*. Forest Resource Assessment Programme. Working Paper 83. Rome.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010). *Global Forest Resources Assessment*. Main report. FAO Forestry Paper 163. Rome.
- Ficetola, G. F., Furlani, D., Colombo, G. y De Bernardi, F. (2008). Assessing the value of secondary forest for amphibians: *Eleutherodactylus* frogs in a gradient of forest alteration. *Biodiversity and Conservation*, 17(9), 2185-2195.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 119-124.
- Flores-Villela, O. y García-Vázquez, U. O. (2014). Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 467-475.
- Flores-Guido, J. S., Durán-García, R. y Ortiz-Díaz, J. J. (2010). Comunidades vegetales terrestres. En R. Durán-García y M. Méndez-González. (Eds). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (125-135). Mérida: Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY).
- Fraga-Ramírez, Y., Suazo-Ortuño, I., Ávila-Cabadilla, L. D., Álvarez-Añorve, M. y Alvarado-Díaz, J. (2017). Multiscale analysis of factors influencing

herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico. *Biological Conservation*, 209, 196-210.

Galindo-Urbe, D. y Hoyos-Hoyos, J. (2007). Relaciones planta-herpetofauna: nuevas perspectivas para la investigación en Colombia. *Universitas Scientiarum*, 12, 9-34.

Gallareta-Negrón, T. (2000). Sequía y colapso de las ciudades mayas del Puuc. *INAJ*, 11, 13-21.

Gallareta-Negrón, T., Bey III, G. J. y Ringle, W. M. (2001) Capítulo 1, Introducción. Investigaciones arqueológicas en las ruinas de Kiuic, Yucatán, México, temporada 2000. *Informe técnico del Instituto Nacional de Antropología e Historia (1.1-1.6)* Yucatán: Fundación para el Avance de los Estudios Mesoamericanos, INC (FAMSI).

Gracia, A. (2010). Anfibios y reptiles. En Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury y R. Dirzo (Eds). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. México D.F. : Fondo de Cultura Económica, CONABIO.

García-Gil, G. y J. Sosa-Escalante. (2013). *Ordenamiento territorial del estado de Yucatán: visión 2030*. Mérida: Universidad Autónoma de Yucatán.

García-R, J. C., Cárdenas-H, H. y Castro-H, F. (2007). Relación entre la diversidad de anuros y los estados sucesionales de un bosque muy húmedo montano bajo del Valle del Cauca, suroccidente colombiano. *Caldasia*, 363-374.

Garden, J. G., McAlpine, C. A., Possingham, H. P. y Jones, D. N. (2007). Habitat structure is more important than vegetation composition for local level

management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: A case study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology*, 32(6), 669-685.

Gardner, T. A., Barlow, J., Parry, L. W. y Peres, C. A. (2007a). Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica*, 39(1), 25-30.

Gardner T. A., Barlow J., y Peres C. A. (2007b). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*. 139. 166-179 pp.

Gardner, T. A., Ribeiro-Júnior, M. A., Barlow, J. O. S., Ávila-Pires, T. C. S., Hoogmoed, M. S. y Peres, C. A. (2007c). The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conservation Biology*, 21(3), 775-787.

Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. y Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561-582.

Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52(2), 143-150.

Gibbon, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S. y Winne, C. T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians: reptile species are declining on a global scale. *BioScience*, 50(8), 653-666.

- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J. y Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381.
- Gillespie, G. R., Ahmad, E., Elahan, B., Evans, A., Ancrenaz, M., Goossens, B. y Scroggie, M. P. (2012). Conservation of amphibians in Borneo: relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biological Conservation*, 152, 136-144.
- Gómez-Pompa, A. y Vázquez-Yanes, C. (1974). Studies on the secondary succession of tropical lowlands: the life cycle of secondary species. In *Proceedings of the first international congress of ecology* (pp. 336-342).
- González-Sánchez, V. H. (2012). *Diversidad y selección de hábitat de reptiles en sitios con diferentes estados de regeneración vegetal en el ejido X-Hazil Sur y anexos, Quintana Roo*. Tesis de Maestría. Colegio de la Frontera Sur.
- 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.
- Guariguata, M. R. y Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148(1), 185-206.
- Guariguata, M. R., Chazdon, R. L., Denslow, J. S., Dupuy, J. M. y Anderson, L. (1997). Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology*, 132(1), 107-120.

- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1): 9pp.
- Hernández-Ordóñez, O., Urbina-Cardona, N. y Martínez-Ramos, M. (2015). Recovery of amphibian and reptile assemblages during old field succession of tropical rain forests. *Biotropica*, 47(3), 377-388.
- Hernández-Stefanoni J. L, Dupuy J.M, Johnson J. D, Birdsey R. Tun-Dzul F., Peduzzi A., Caamal-Sosa J.P., Sánchez-Santos G. y López-Merlín D. (2014). Improving species diversity and biomass estimates of tropical dry forests using airborne LiDAR. *Remote Sensing*, 6(6), 4741-4763.
- Herrera-Montes, A. y Brokaw, N. (2010). Conservation value of tropical secondary forest: A herpetofaunal perspective. *Biological Conservation*, 143(6), 1414-1422.
- Heinen, J. T. (1992). Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica*, 431-439.
- Heyer, R., Donnelly, W., McDiarmid, M. A., Hayek, R. W. y Lavilla, L. A. C. (2001). *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica, Métodos Estandarizados para Anfibios*. Argentina: Editorial Universitaria de la Patagonia.
- Hilje, B. y Aide, T. M. (2012). Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation*, 146(1), 170-176.

- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. y Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456.
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED) (2016, 18 de mayo). *Oxkutzcab*. Recuperado el 18 de mayo de 2016 de <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM31yucatan/municipios/31056a.html>
- Iverson, J. B., Le, M. y Ingram, C. (2013). Molecular phylogenetics of the mud and musk turtle family Kinosternidae. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 69(3), 929-939.
- Janzen, D. H. (1988). Tropical dry forests. *Biodiversity*, 538 pp.
- Jennings, S. B., Brown, N. D. y Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 72(1), 59-74
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- 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(1), 53-66.
- Krebs, C. J. (2013). Niche measures and resource preferences. *Ecological Methodology*. 597-653.

- Lara-Porras, A. M. (2016, 26 de mayo). Métodos de análisis multivariante: análisis clúster. *Estadística. Universidad de Granada*. Recuperado el 26 de mayo de 2018 de <http://wpd.ugr.es/~bioestad/guia-spss/practica-8/#8>
- Lara-Tufiño, J. D., Nieto-Montes de Oca, A., Ramírez-Bautista, A. y Gray, L. N. (2016). Resurrection of *Anolis ustus* Cope, 1864 from synonymy with *Anolis sericeus* Hallowell, 1856 (Squamata, Dactyloidae). *ZooKeys*. 619: 147–162
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E. A. y Meave, J. A. (2008). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, 40(4), 422-431.
- Lee, J. C. (2000). *A field guide to the amphibians and reptiles of the Maya world, the lowlands of Mexico, northern Guatemala and Belize*. EUA: Cornell University.
- Legendre, P. y Legendre, L. (2003). *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier Science Publisher B. V.
- Legler, J. M. y Vogt, R. C. (2013). *The Turtles of Mexico: Land and Freshwater Forms*. USA: University of California Press.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., et al. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7(7), 601-613.
- Levins, R. (1968). *Evolution in changing environments: some theoretical explorations* (No. 2). Princeton University Press.
- Liner, E. A. y Casas-Andreu, G. (2008). *Nombres estándar en español en inglés y científicos de los anfibios y reptiles de México*. EUA: Society for the Study of Amphibians and Reptiles.

- Luja, V. H., Herrando-Pérez, S., González-Solís, D. y Luiselli, L. (2008). Secondary rain forests are not heavens for reptile species in tropical Mexico. *Biotropica*, 40(6), 747-757.
- Machuca-Gallegos, L. (2010). Los hacendados y rancheros mayas de Yucatán en el siglo XIX. *Estudios de Cultura Maya*, 36, 173-200.
- Magurran, A. E. (1988). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- Mantel, N. y Valand, R. S. (1970). A technique of nonparametric multivariate analysis. *Biometrics*, 26, 547-558.
- Margono, B. A., Potapov, P. V., Turubanova, S., Stolle, F. y Hansen, M. C. (2014). Primary forest cover loss in Indonesia over 2000-2012. *Nature Climate Change*, 4(8), 730-735
- Marks, P. L. (1995). Reading the landscape: primary vs. secondary forests. *Arnoldia*, 55(3), 2-10.
- Martin, P. A., Newton, A. C. y Bullock, J. M. (2013). Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B*, 280(1773), 1-8.
- May-Ciau, R. S. (2018). *El paisaje prehispánico en el distrito de Bolonchén, Yucatán. La mirada de Kiuic y sus alrededores*. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional.
- McDiarmid, R. W., Foster, M. S., Guyer, C., Gibbons, J. W. y Chernoff, N. (Eds.) (2012) *.Reptile Biodiversity: standard methods for inventory and monitoring* California: University of California Press.

- Meza-Lázaro, R. N. y Nieto-Montes de Oca, A. (2015). Long forsaken species diversity in the Middle American lizard *Holcosus undulatus* (Teiidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 175(1), 189-210.
- Michael, D. R., Kay, G. M., Crane, M., Florance, D., MacGregor, C., Okada, S. et al. (2015). Ecological niche breadth and microhabitat guild structure in temperate Australian reptiles: Implications for natural resource management in endangered grassy woodland ecosystems. *Austral ecology*, 40(6), 651-660.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravillious, C., May, I., Blyth, S. y Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505.
- Miranda, F. y Hernández-X., E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Moorman, C. E., Russell, K. R. y Greenberg, C. H. (2011). Reptile and amphibian response to hardwood forest management and early successional habitats. In *Sustaining Young Forest Communities* (191-208). Dordrecht: Springer.
- Moreno-Arias, R. y Quintero-Corzo, S. (2015). Reptiles from the dry valley of the Magdalena River (Huila, Colombia). *Caldasia*, 37(1), 183-195.
- Murphy, P. G. y Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1), 67-88.
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). (2017, 30 de junio). *NASA, NOAA Data Show 2016 Warmest Year on Record Globally*. Recuperado el 30 de junio de 2017 de <https://www.nasa.gov/press-release/nasa-noaa-data-show-2016-warmest-year-on-record-globally>

Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010): Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial*.

Romero-Duque, L. P., Jaramillo, V. J. y Pérez-Jiménez, A. (2007). Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management*, 253(1-3), 38-47.

Parra-Olea, G., Flores-Villela, O. y Mendoza-Almeralla, C. (2014). Biodiversidad de anfibios en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 460-466.

Patrignani, A., Gabilheri, M. A., Rajendran, J. H. y Ochsner, T. (2015). *CANOPEO app*, Oklahoma State University. (canoqueoapp.com)

Pawar, S. S., Rawat, G. S. y Choudhury, B. C. (2004). Recovery of frog and lizard communities following primary habitat alteration in Mizoram, Northeast India. *BMC Ecology*, 4(1),1-18.

Pianka, E. R. (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, 100(910), 33-46.

Pianka, E. R. (1986). *Ecology and Natural History of Desert Lizards. Analyses of the Ecological Niche and Community Structure*. Princeton: Princeton University Press.

Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. y Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*, 269(5222), 347.

Pinkus Rendón, M. Á. (2013). Abejas, avispas y hormigas en la perspectiva local yucateca. *Entomología Mexicana*, 12, 1706-1711.

- Poffenberger, M. y B. McGean, (Eds.) (1993). Communities and forest management in East Kalimantan: Pathway to environmental stability. *Southeast Asia Sustainable Forest Management Network*, Center for Southeast Asia Studies, Berkeley, CA.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Zambrano, A. M. A., Balvanera, P., Becknell, J. M., et al. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211.
- Portillo-Quintero, C. A. y Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144-155.
- Pough, F. H., Andrews, R. M., Cadle, J. E., Crump, M. L., Savitzky, A. H. y Wells, K. D. (2004). *Herpetology*, EUA: Pearson Prentice Hall.
- Pough, F. H. (1983). Amphibians and reptiles as low-energy systems. *Behavioral energetics: the cost of survival in vertebrates* (141-188).
- Programa Nacional Contra la Sequía (PRONACOSE) (2016, 28 de mayo). *Municipios con sequía al 31 de agosto de 2016*. Recuperado el 28 de mayo de 2017 de <http://www.pronacose.gob.mx/ConsultaTemasInteres.aspx?n0=715e4d47-4b3c-411f-983b-a3b955752069>
- Quesada, M., Sánchez-Azofeifa, G. A., Álvarez-Anorve, M., Stoner, K. E., Ávila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J. y Gamon, J. (2009). Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 1014-1024.

- Quijada-Mascareñas, A. y Wüster, W. (2006). *Crotalus durissus* complex: from Yucatan to Patagonia: the natural history of the Neotropical rattlesnake. *Reptilia* (GB) (49): 66-73
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.r-project.org
- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., Allison, A., Bauer, A. M., Bernard, R., et al. (2017). The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 1677.
- Romero-Duque, L. P., Jaramillo, V. J. y Pérez-Jiménez, A. (2007). Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management*, 253(1-3), 38-47.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Sánchez-Aguilar, R.L. y Rebollar-Domínguez, S. (1999). Deforestación en la Península de Yucatán, los retos que enfrenta. *Madera y Bosques*, 5:3-17.
- Scheffers, B. R., Edwards, D. P., Diesmos, A., Williams, S. E. y Evans, T. A. (2014). Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Global Change Biology*, 20(2), 495-503.
- Schmitt C. B., Burgess N. D., Coad, L., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., et al. (2009). Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological Conservation*, 142(10), 2122-2130.

Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (2017, 18 de agosto) (SEDUMA).

Los Cenotes. Gobierno del Estado de Yucatán. Recuperado el 18 de agosto de 2017 de <http://www.seduma.yucatan.gob.mx/cenotes-grutas/introduccion.php>

Simms, S. R., Parker, E., Bey, G. J. y Negrón, T. G. (2012). Evidence from Escalera al Cielo: Abandonment of a Terminal Classic Puuc Maya Hill Complex in Yucatán, Mexico. *Journal of Field Archaeology*, 37(4), 270-288.

Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of animal ecology*, 46(2), 337-365.

Stuart, S. N., Hoffmann, M., Chanson, J. S., Cox, N. A., Berridge, R. J., Ramani, P. y Young, B. E. (2008). *Threatened amphibians of the world*. Barcelona: Lynx Edicions.

Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J. y Martínez-Ramos, M. (2008). Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology*, 22(2), 362-374.

Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Mendoza, E., López-Toledo, L., Lara-Urbe, N., Márquez-Camargo, C. y Rangel-Orozco, D. J. (2015). High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science*, 8(2), 396-423.

Suazo-Ortuño, I., Benítez-Malvido, J., Marroquín-Páramo, J., Soto, Y., Siliceo, H. y Alvarado-Díaz, J. (2017). Resilience and vulnerability of herpetofaunal functional groups to natural and human disturbances in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 426, 145-157.

- Terán-Contreras, S., (2010). Milpa, biodiversidad y diversidad cultural. En Duran R. y M. Mendez (Eds.) *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán* (54-56). Mérida: Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY).
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. y Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.
- Thorson, T. y Svihla, A. (1943). Correlation of the habitats of amphibians with their ability to survive the loss of body water. *Ecology*, 24(3), 374-381.
- Torrescano-Valle, N. y Folan, W. J. (2015). Physical Settings, Environmental History with an Outlook on Global Change. En Islebe, G. A., León-Cortés, J. L., Schmook, B. y Calmé, S. (Eds.). *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula* (9-37). Nueva York: Springer.
- Tuomisto, H. (2012). An updated consumer's guide to evenness and related indices. *Oikos* 121, 1203–1218.
- Tun-Dzul, F.; Hernández-Stefanoni, J. L. y Yam-Uicab, O. (2012). Mapeo de la vegetación y la distribución espacial de la riqueza de especies y la biomasa. En Hernández-Stefanoni, J. L. y Dupuy-Rada, J. M. (Coords.). *Planeación y uso del suelo a nivel del paisaje en el sur de Yucatán* (19-32). Mérida: Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. (CICY).
- Uetz, P, Freed, J. y Hosek J. (eds.). (2018). *The Reptile Database*. Zoological Museum Hamburg. Hamburgo, Alemania. Revisado el 29 de noviembre de 2018 de www.reptile-database.org

- Urbina-Cardona, J. N. y Londoño-Murcia, M. C. (2003). Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 27(102), 105-113.
- Urbina-Cardona, N., Bernal, E. A., Giraldo-Echeverry, N. y Echeverry-Alcendra, A. (2015). El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: indicadores y métodos. En Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. (Eds.) *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres* (134-147). Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A. M. y Ruiz-Agudelo, C. A. (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services y Management*, 9(3), 257-272.
- van Dijk, P.P. (2011). *Terrapene carolina*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2011*. Revisado el 20 de mayo de 2017 en <http://www.iucnredlist.org/details/21641/0>
- Vargas-Salinas, F. y Aponte-Gutiérrez, A. (2016). Diversidad y recambio de especies de anfibios y reptiles entre coberturas vegetales en una localidad del valle del Magdalena medio, departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 17(2), 117-137.
- Vergano, D. (2010, 25 de agosto). Archaeologists find new clues why the Maya left. *USA TODAY*. Recuperado el 25 de agosto de 2010 de:

http://usatoday30.usatoday.com/tech/science/2010-08-25-maya-pompeii_N.htm

- Vidal-Zepeda, R. (2005). Las regiones climáticas de México I.2.2. *Temas selectos de geografía de México*. México D.F. : Instituto de Geografía-UNAM.
- Vitt, L. J., Colli, G. R., Caldwell, J. P., Mesquita, D. O., Garda, A. A. y França, F. G. (2007). Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology*, 41(4), 654-663.
- Wake, D. B. y Vredenburg, V. T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (Supplement 1), 11466-11473.
- Watling, J. I. y Donnelly, M. A. (2008). Species richness and composition of amphibians and reptiles in a fragmented forest landscape in northeastern Bolivia. *Basic and Applied Ecology*, 9(5), 523-532.
- Whigham, D. F., Olmsted, I., Cano, E. C. y Harmon, M. E. (1991). The impact of Hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in a dry tropical forest in the northeastern Yucatan Peninsula. *Biotropica*, 434-441.
- Wright, S. J. y Muller-Landau, H. C. (2006). The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38(3), 287-301.

ANEXO 1.

HOJA DE REGISTRO DE ESPECIMEN

| | | | | | | | | | | |
|------------------|--|------------------------------------|--|--|--|------------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|----------------------------|----------------------------|
| Parcela: | _____ | Edad: | _____ | Transecto: | <input type="checkbox"/> Día | <input type="checkbox"/> Noche | Fecha: | _____ | | |
| Hora: | _____ | No: | _____ | Recaptura: | _____ | No. Fotografía: | _____ | | | |
| | Género: | _____ | Especie: | _____ | Sexo: | <input type="checkbox"/> M | <input type="checkbox"/> H | Etapa: | <input type="checkbox"/> J | <input type="checkbox"/> A |
| Sitio de percha: | <input type="checkbox"/> SOBRE | <input type="checkbox"/> DEBAJO | <input type="checkbox"/> Árbol adulto (DAP >5cm) | <input type="checkbox"/> Árbol joven (DAP > 1-5cm) | <input type="checkbox"/> Liana | | | | | |
| | <input type="checkbox"/> Arbusto | <input type="checkbox"/> Herbácea | <input type="checkbox"/> Hojarasca | <input type="checkbox"/> Ramas muertas | <input type="checkbox"/> Tronco muerto | <input type="checkbox"/> Roca | <input type="checkbox"/> Suelo | <input type="checkbox"/> Charca | | |
| | <input type="checkbox"/> temporal (Suelo - Piedra) | Actividad: | <input type="checkbox"/> Reposando | <input type="checkbox"/> Comiendo | <input type="checkbox"/> Asoleando | <input type="checkbox"/> Durmiendo | | | | |
| | <input type="checkbox"/> Cortejando | <input type="checkbox"/> Copulando | <input type="checkbox"/> Reptando | Altura de percha: | _____ | DAP-Tamaño | | | | |
| de | piedra: | _____ | Temp.(°C): | _____ | | | | | | |
| %Humedad: | _____ | Lux: | _____ | Nubosidad: | <input type="checkbox"/> Asoleado | <input type="checkbox"/> Medio | | | | |
| | <input type="checkbox"/> nublado | <input type="checkbox"/> Nublado | <input type="checkbox"/> Neblina | <input type="checkbox"/> Lluvia | <input type="checkbox"/> Tormenta | %Dosel: | _____ | Sotobosque: | | |
| | | %Herbáceas: | _____ | %Hojarasca: | _____ | %Roca: | | | | |
| | | %Suelo: | _____ | Prof. Hojarasca: | _____ | Distancia en | | | | |
| transecto: | _____ | Distancia perpendicular: | _____ | | | | | | | |
| Coordenadas: | _____ | | | | | | | | | |
| Observaciones: | _____ | | | | | | | | | |

ANEXO 2

LISTADO HERPETOFAUNÍSTICO DEL ÁREA DE ESTUDIO

| TAXA | ESPECIE | E | NOM 059 |
|---------------------|--|------------|---------------|
| CLASE AMPHIBIA | | | |
| ORDEN ANURA | | | |
| FAMILIA | | | |
| BUFONIDAE | <i>Incilius valliceps</i> (Wiegmann, 1833)+ | | |
| HYLIDAE | <i>Smilisca baudinii</i> (Duméril & Bibron, 1841)+ <i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)+ <i>Tripriorion petasatus</i> (Cope, 1865) | | Pr |
| LEPTODACTYLIDAE | <i>Leptodactylus fragilis</i> (Brocchi, 1877)+ | | |
| MYCROHYLIDAE | <i>Hypopachus variolosus</i> (Cope, 1866)+ | | |
| RANIDAE | <i>Lithobates brownorum</i> (Sanders, 1973)+ | | Pr |
| CLASE REPTILIA | | | |
| ORDEN TESTUDINES | | | |
| FAMILIA | | | |
| EMYDIDAE | <i>Terrapene yucatanana</i> (Legler & Vogt, 2013) | E | Pr |
| GEOEMYDIDAE | <i>Rhinoclemmys areolata</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1851) | | A |
| KINOSTERNIDAE | <i>Cryptochelys creaseri</i> (Hartweg, 1934) <i>Kinosternon scorpioides</i> (Linnaeus, 1766) | E | Pr |
| ORDEN SQUAMATA | | | |
| SUBORDEN LACERTILIA | | | |
| FAMILIA | | | |
| CORYTOPHANIDAE | <i>Basiliscus vittatus</i> (Wiegmann, 1828)+ | | |
| EUBLEPHARIDAE | <i>Coleonyx elegans</i> (Gray, 1845) | | A |
| GEKKONIDAE | <i>Hemidactylus frenatus</i> (Duméril y Bibron, 1836)+ | | |
| IGUANIDAE | <i>Ctenosaura similis</i> (Gray, 1831)+ | | A |
| PHRYNOSOMATIDAE | <i>Sceloporus chrysostictus</i> (Cope, 1866) <i>Sceloporus lundelli</i> (Smith, 1939) | E E | |
| POLYCHROTIDAE | <i>Anolis ustus</i> (Cope, 1864) <i>Anolis rodriguezii</i> (Bocourt, 1873) | E E | |
| TEIIDAE | <i>Holcosus gaigeae</i> (Meza-Lázaro et al., 2015) <i>Aspidoscelis angusticeps</i> (Cope, 1878)+ | E E | |
| SUBORDEN SERPENTES | | | |
| FAMILIA | | | |
| BOIDE | <i>Boa imperator</i> (Daudin, 1803)+ | | A |
| COLUBRIDAE | <i>Imantodes tenuissimus</i> (Cope, 1867)+ <i>Leptophis mexicanus</i> (Oliver, 1942) <i>Mastigodryas melanolomus</i> (Cope, 1868)+ <i>Pseudoelaphe phaescens</i> (Dowling, 1952)+ | E E | Pr A Pr |
| VIPERIDAE | <i>Crotalus tzabcan</i> (Klauber, 1952)+ | E | Pr |

Simbología: (+) Especie observada fuera del transecto, (E) Especie endémica para la Provincia Biótica Península de Yucatán (Lee, 2000; NOM-059-SEMARNAT-2010; González-Sánchez et al., 2017). (Pr) Especie sujeta protección especial, (A) Especie amenazada según la NOM-059-SEMARNAT-2010.