



El Colegio de la Frontera Sur

Estructura, diversidad y captura de carbono en áreas
asociadas a procesos de restauración productiva en Calakmul

Tesis

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en Conservación de los Recursos Naturales

Por

Germán Alberto Hernández Dzib

2021



El Colegio de la Frontera Sur

San Francisco de Campeche, Campeche 27 de abril de 2021.

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

Germán Alberto Hernández Dzib

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

Estructura, diversidad y captura de carbono en áreas asociadas a procesos de restauración productiva en Calakmul

para obtener el grado de **Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

	Nombre	Firma
Directora de tesis	Dra. Ligia Guadalupe Esparza Olguín	
Codirector de tesis	Dr. Eduardo Martínez Romero	
Asesor	Dr. Lucio Pat Fernández	
Asesor	Dra. Aixchel Maya Martínez	
Sinodal	Dr. Rafael Reyna Hurtado	
Sinodal	Dra. María Angélica Navarro Martínez	
Sinodal suplente	Dra. Mónica González Jaramillo	

Índice	
Resumen	5
Dedicatoria y agradecimientos	6
Capítulo I. Restauración productiva y bosques tropicales.....	8
Bosques tropicales en la Península de Yucatán y Calakmul: importancia y problemática.	8
Sucesión ecológica tras disturbios del ambiente.	12
La restauración ecológica del paisaje para acelerar los procesos de sucesión.	15
La restauración productiva, las prácticas agroecológicas sustentables y su contribución en el ambiente.	16
Los módulos agroforestales y su relación con la fauna.....	18
El establecimiento de módulos agroforestales en Calakmul, su perspectiva ecológica y su evaluación.	19
Hipótesis.....	22
Objetivos.	22
General.....	22
Específicos.....	22
Literatura citada.....	23
Capítulo II. Diversidad arbórea, uso y carbono almacenado en áreas con restauración productiva en Calakmul, Campeche	32
Resumen.....	33
Introducción	35
Materiales y métodos	37
Resultados	42
Discusión	45
Conclusiones	48
Literatura citada	49
Anexos.	55
Capítulo III. Diversidad de fauna en ecosistemas agroforestales de la selva maya de Calakmul	59
Introducción	60

Métodos	62
Resultados	67
Discusión.	73
Conclusiones	76
Literatura Citada.....	77
Capítulo IV. Conclusiones y recomendaciones.	89

Resumen

La Reserva de la Biósfera de Calakmul, comprende una de las selvas en mejor estado de conservación de Mesoamérica. Sin embargo, las áreas circundantes presentan problemas de deforestación. Para mitigar la problemática anterior, en dicha zona se han implementado acciones de restauración productiva mediante prácticas agroecológicas. Con la finalidad de conocer los impactos de aquellas acciones, se analizó la estrategia de restauración productiva, mediante el análisis de la estructura, la diversidad de flora arbórea y fauna, así como el almacenamiento de carbono en zonas adyacentes a módulos agroforestales en los ejidos Benito Juárez II, Eugenio Echeverría Castellot I y Los Ángeles, ubicados en el municipio de Calakmul, Campeche. Los ejidos EEC y LA se asociaron a sistemas agrosilviculturales y BJ a un sistema silvopastoril. Para la vegetación se estimaron densidades arbóreas de 1 718 ind ha⁻¹, 2 885 ind ha⁻¹ y 1 854 ind ha⁻¹, respectivamente. La diversidad de orden 1D varió de 20.8 en LA a 15.13 en EEC y 13.47 en BJ. Los valores de carbono correspondieron a 6.96 Mg C ha⁻¹ en BJ, 10.32 Mg C ha⁻¹ en EEC y 34.40 Mg C ha⁻¹ en LA. Para la fauna, mediante fototrampeo se registraron tres clases, 13 órdenes y 33 especies animales, de la cuales, 17 se presentan en BJ y 20 tanto en EEC como en LA. Del total de las especies, 17 corresponden a la clase Mammalia, 15 a Aves y solo una a Reptilia. La estimación de esta línea base, brinda información del estado inicial y a corto plazo de las estrategias de restauración implementadas en estos ejidos, por lo que se recomienda mantener el sistema de monitoreo que permita medir el impacto a mediano y largo plazo, así como conocer el impacto en los ecosistemas aledaños a la Reserva de la Biosfera de Calakmul.

Palabras clave: Agroforestal, silvopastoril, deforestación, sucesión, biomasa

Dedicatoria y agradecimientos

A mi familia, Dalia, José y Karina, por contar con su apoyo incondicional y siempre creer en mí.

A mi directora de tesis, Dra. Ligia Esparza por toda la orientación científica brindada durante todo el proceso de la maestría.

A mi co-director de tesis, Dr. Eduardo Martínez, y a los miembros de mi comité tutorial, Dr. Lucio Pat y Dra. Aixchel Maya, por los consejos y el seguimiento brindados para la elaboración de esta tesis.

A la organización de la sociedad civil Investigación y Soluciones Socioambientales A.C. que generosamente cedió los datos que se utilizaron en esta tesis que provienen de dos proyectos sociales: 1) Monitoreo Adaptativo: Mitigación y Adaptación al Cambio Climático en Calakmul, Campeche financiado por Petróleos Mexicanos (PEMEX - 2015-2016), y 2) Manejo integral de acahuales y relación con la política ambiental financiado por la Alianza WWF y la Fundación Carlos Slim (2015-2019).

A las personas que otorgaron las facilidades para realizar el trabajo en campo en sus comunidades: Román Hernández, Sebastián Badal y Guillermo Pineda.

A Manuel Arana, por su invaluable apoyo en campo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por otorgar la beca número 953045 y a El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche que en conjunto me permitieron cursar mis estudios de maestría.

Capítulo I. Introducción
Restauración productiva y bosques tropicales

Capítulo I. Restauración productiva y bosques tropicales.

Bosques tropicales en la Península de Yucatán y Calakmul: importancia y problemática.

Los bosques tropicales (BT) son biológicamente más diversos y complejos que cualquier otro ecosistema terrestre, ya que albergan más del 50% de todos los vertebrados y especies vegetales presentes en el planeta (Cayuela 2006; FAO 2019; SCDB 2010). Por su parte, los bosques tropicales de la Península de Yucatán sostienen una riqueza florística estimada en 161 familias que agrupan a 2,329 especies, de las cuales 8.6% son endémicas de la región (Pérez-Sarabia et al. 2017). Estos BT sostienen una diversidad de fauna que contiene al menos 24 especies de anfibios, 118 de reptiles, 440 de aves y 130 de mamíferos (Cortés-Ramírez et al. 2012; Sosa-Escalante et al 2013; Charruau et al. 2015).

Por otro lado, los servicios ecosistémicos que proporcionan los BT de esta región, es decir, los beneficios que las comunidades y la sociedad obtienen de estos ecosistemas, son críticos para el bienestar humano. Por ejemplo, la regulación del ciclo hidrológico proporcionado por la vegetación es fundamental para la recarga del manto freático de la península de Yucatán (Bauer-Gottwein et al. 2011), y contribuye también a regular la temperatura ambiental. Lo anterior se debe a que la precipitación y humedad retenidas por la vegetación se liberan nuevamente a la atmósfera a través de la evapotranspiración, la cual se condensa en nubes y se recicla como lluvia (Lawrence et al. 2004). De igual manera, estos ecosistemas son considerados grandes reservorios de carbono, por lo que afectan el ciclo global del carbono (Lawrence et al. 2004; Vester et al. 2007).

A pesar de su importancia, muchos de estos ecosistemas han sido degradados o han sufrido procesos de deforestación, asociados principalmente con cambios en el uso del suelo para el desarrollo de actividades agrícolas, ganaderas, mineras y madereras (Hancock 2019; Lanly 2003). La consecuente degradación y la deforestación ocasionados comprometen la estabilidad de los ecosistemas

forestales (Sanchún et al. 2016) y sus servicios ambientales, con los cuales las sociedades guardan una estrecha relación (Balvanera et al. 2012).

Al respecto, en México, las políticas públicas de los sectores agropecuario y ambiental han tenido diversos efectos a lo largo de toda su geografía. Por una parte, han promovido la reforestación y el aprovechamiento de madera sustentable, pero por otra, han priorizado la sectorización y la intensificación de la agricultura (Hernández 2018). Lo anterior ha dado como resultado que los bosques se recuperen en algunas regiones, mientras que en otras se favorezca la deforestación (Mendoza et al. 2018).

Con base en los datos de la plataforma *Global Forest Watch* (2019), en México durante el periodo comprendido de 2001 a 2015, se estimó una pérdida de vegetación de 170,000 hectáreas sólo por agricultura itinerante. En la Península de Yucatán, la deforestación se ha asociado históricamente con el poblamiento rural, conflictos territoriales en la región y con las políticas de extracción de recursos, propiciadas por las instituciones públicas. En la década pasada, el cálculo de porcentaje de pérdida de cobertura forestal neta por año, para esta región, fue de -0.42% para Quintana Roo, -0.39 % para Campeche y -0.32% para Yucatán (Alonso y Velázquez 2019). Si se comparan las tasas anteriormente mencionadas con la reportada para México del 0.24% (FAO 2010), se puede observar que las tasas a nivel regional son mayores para un periodo similar, lo que es alarmante considerando que en esta región se encuentra la Reserva de la Biósfera de Calakmul (REBICA).

Los BT que se encuentran en la REBICA son particularmente importantes porque forman, junto con la reserva privada de Rio Bravo en Belice y la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala, el área de selva más grande de Mesoamérica (Ellis et al. 2017). En términos de la biodiversidad albergan más de 1,500 especies de flora y de fauna contiene 500 especies de mariposas y otros invertebrados, al menos 31 especies de peces, 21 de anfibios, 69 de reptiles, 403 de aves y más de 100 mamíferos (Colston et al. 2015; CONANP 2008; González-Jaramillo et al. 2016;

Martínez et al. 2001). En cuanto a los servicios ecosistémicos, estos BT almacenan entre 99.56 Mg C ha⁻¹ (selvas maduras) y 11.72 Mg C ha⁻¹ (vegetación secundaria joven) en biomasa aérea viva (Aryal et al. 2014) y son considerados como el área más importante de recarga de manto freático de la PY.

No obstante, la importancia de los BT de la REBICA, en las áreas circundantes a ellos se observan graves problemas de deforestación (Carranza y Molina 2003; Ellis et al. 2017; Martínez y Esparza 2010). Los datos históricos indican que, los BT de la REBICA al igual que en la Península de Yucatán, han tenido períodos intensos de extracción de los recursos naturales, que se han complementado con el incremento de las actividades agrícolas y pecuarias, así como por la urbanización de la región (Villalobos y Mendoza 2010).

Lo anterior ha causado una fuerte deforestación en la región este, que se encuentra aledaña a la REBICA (Fig. 1), en donde se estima desde 2011 y hasta 2020 una pérdida de 29 200 ha de cobertura arbórea, lo que equivale a una disminución del 9.8% de la misma, teniendo en promedio una pérdida de 2920 ha/año en esta zona (GFW, 2021). De igual manera, modelos de escenarios futuros de cambio climático para la región de Calakmul predicen que para el período comprendido entre 2015 a 2039, sólo un 2 % del área mantendrá condiciones climáticas estables, lo que puede incrementar la vulnerabilidad del ecosistema (CONABIO, 2021). Estos cambios, tienen como consecuencias la disminución de especies y de los servicios ambientales, así como la pérdida del potencial económico y del valor estético que la diversidad biológica puede ofrecer (Challenger 1998; Douglas et al. 2007; Turner et al. 2001).

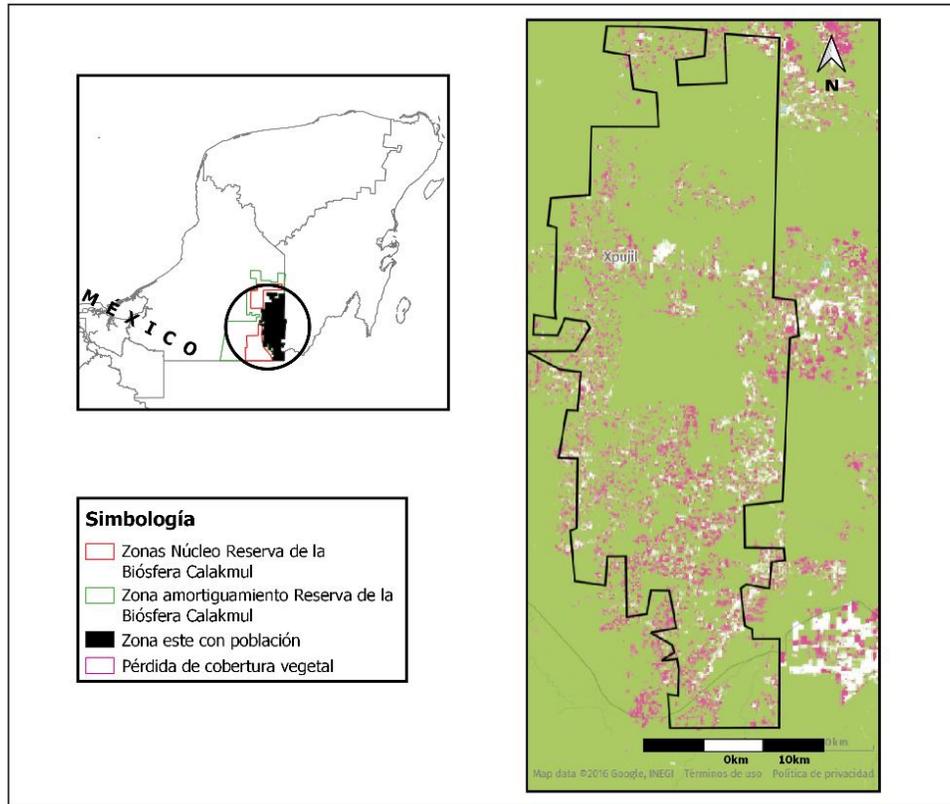


Figura 1. Mapa de pérdida de cobertura vegetal. Se estima una disminución de 29 200 ha en la zona este de la Reserva de la Biósfera de Calakmul para el período 2011-2020. Fuente: Elaboración propia con datos de Global Forest Watch, 2021.

La mayor parte del impacto antes mencionado se debe a la promoción, por parte del gobierno mexicano, por colonizar la región para favorecer su desarrollo, pero basado en modelos poco funcionales, en los cuales no se ha priorizado la conservación de la naturaleza (Sosa-Montes et al. 2012). No obstante, los problemas de deforestación y degradación de los bosques tropicales de Calakmul, se ha reportado que la vegetación tiene la capacidad de recuperar sus características estructurales relativamente rápido (Vester et al. 2007)

Se han realizado evaluaciones basadas en criterios de Integridad Ecosistémica para la REBICA (CONANP 2019), reportándose un valor de alerta de siete en donde el escenario más grave es 12, lo que indica que esta área natural se encuentra amenazada. Dada la problemática anterior, es necesario evaluar los impactos de la

actividad humana en la región de Calakmul, con la finalidad de encontrar alternativas para un desarrollo sustentable y, así, mitigar las problemáticas en la región con el capital natural y las poblaciones ahí establecidas.

Sucesión ecológica después de disturbios en el ambiente

Los disturbios¹ naturales son una parte fundamental de la dinámica de los ecosistemas (Pickett y White 1985; Sousa 1984). Sin embargo, las actividades antropogénicas relacionadas con la agricultura y la ganadería también han ocasionado disturbios en los bosques tropicales con graves consecuencias como la erosión, la deforestación, la pérdida de biodiversidad, la desertificación, y la alteración del ciclo hidrológico y del carbono, afectando las comunidades vegetales² y los ecosistemas (MAGBMA 2019).

Cuando la intensidad de los disturbios a los que las comunidades vegetales se encuentran expuestas disminuye, éstas pueden recuperarse (dependiendo el grado de afectación) a través del proceso de sucesión ecológica.

La sucesión ecológica³ es un proceso de cambios en la composición específica y/o estructural de una comunidad posterior a un disturbio (Horn 1974). Este concepto fue inicialmente descrito en 1860 por Thoreau (Guariguata y Ostertag 2002), para referirse a los cambios en la vegetación a través del tiempo. Posteriormente en 1901, Cowles describió el proceso de sucesión en un sistema de dunas, basando su investigación en la observación de los factores bióticos y abióticos que la dirigen. Durante sus observaciones, la sucesión parecía tener una dirección predecible y bien establecida. En 1916, Clements estableció su teoría holística o del monoclímax

¹ Pickett y White (1985) definen disturbio como cualquier evento que interrumpe la estructura del ecosistema, la comunidad o la población, con lo cual cambia la disponibilidad de recursos en el sustrato o el entorno físico. El efecto resultante de un disturbio se conoce como perturbación.

² Una comunidad se refiere al conjunto de poblaciones que coexisten en tiempo y espacio determinados, donde interactúan unas con otras directa e indirectamente afectando sus dinámicas (Gurevitch et al. 2006).

³ Basándose en el origen del proceso, Clements (1916) categorizó a la sucesión ecológica en sucesión primaria y sucesión secundaria. En este trabajo se hace referencia a la sucesión secundaria, la cual el mismo autor indica que ocurre (excepto en casos de erosión excesiva) en suelos que han sido despojados de vegetación por causas naturales o antropogénicas, y que ofrecen condiciones óptimas para la ecesis, resultado de la sucesión primaria anterior.

de la sucesión. Cowles concebía a la sucesión secundaria de una manera organizada y, a la comunidad, como un organismo complejo que podía ir de un estado inicial simple a uno más complejo de manera ordenada, predecible y en equilibrio con el ambiente. Una década más tarde, Gleason (1926) definió que aquellos cambios en las comunidades vegetales dependían de los atributos fisiológicos y ecológicos de las especies, sus interacciones y de las condiciones abióticas. Sugirió que el proceso sucesional no generaba comunidades estables o clímax y, que este proceso dependía de su propia trayectoria o de la historia de la dinámica de las comunidades.

Por otra parte, los cambios relacionados con los procesos de sucesión pueden ser influenciados por diversos factores: durante las etapas iniciales tendrán mayor influencia aquellos que se relacionan con la colonización de un sitio (sustrato, semillas viables en el suelo, disponibilidad de recursos etc.) y, durante sus etapas tardías, las características propias de las especies (competencia, tolerancia, mortalidad etc.) serán las que dictarán los patrones de sucesión (Walker y Chapin 1987). Con la finalidad de explicar los cambios que se presentan durante la sucesión, Connell y Slatyer (1977) propusieron tres etapas:

- 1) Facilitación: en esta etapa, las especies pioneras son las primeras en establecerse y modificar las condiciones ambientales, lo que permitirá el establecimiento posterior de especies tardías.
- 2) Inhibición: durante esta etapa, las especies pioneras regulan la sucesión al no permitir que otras especies crezcan en su presencia.
- 3) Tolerancia: las especies pioneras y tardías coexisten, durante un determinado tiempo y dependerá de la capacidad de las especies sucesionales tardías a tolerar las condiciones del ambiente.

De igual manera, describieron diversos factores que afectan la sucesión, donde destacan:

- 1) Las condiciones abióticas como la luz solar, temperatura y humedad;

- 2) Las propiedades del suelo, tales como la estructura edáfica, proporción de materia orgánica, disponibilidad de nutrientes, etc.;
- 3) La disponibilidad de propágulos, es decir, las semillas, plántulas y vegetación remanente (en troncos o tejidos subterráneos) en el suelo y aquellas que llegan a través de lluvia de semillas (por dispersión);
- 4) Las interacciones ecológicas como la polinización, la dispersión, la depredación y la competencia;
- 5) La historia de uso o disturbios del sitio, dado que los distintos grados de intensidad, frecuencia y distribución de las perturbaciones, definirán el modo y la velocidad de la sucesión, así como la composición y estructura del sitio durante cada etapa.

Uno de los aspectos que tiene mayor relevancia en los procesos de sucesión ecológica es la historia de uso de un sitio. A través de esta se puede determinar el grado de alteración ambiental y la capacidad de regeneración de la vegetación (Martínez y García 2007) ya que, en sitios con mayor grado de alteración, los procesos de sucesión demorarán más tiempo que en aquellos con menos daños. En aquellas circunstancias en donde el grado de alteración retrasaría o no permitiría el proceso natural de la sucesión, es necesario implementar estrategias que aceleren y permitan estos procesos, mediante técnicas apropiadas a cada sitio, como la restauración ecológica (Clewel et al. 2004).

En este trabajo se retoma a la teoría de la sucesión como marco metodológico para abordar la restauración productiva. La comprensión de los procesos que subyacen a la sucesión secundaria se convierte entonces en un factor importante, ya que se ha indicado que los principios de la restauración de los ecosistemas son los mismos que los de la sucesión ecológica (Bradshaw 1987), con la diferencia de que en la restauración ecológica la recuperación se convierte en un proceso asistido (SER 2019).

La restauración ecológica del paisaje para acelerar los procesos de sucesión

Según la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER 2004), la restauración ecológica puede definirse como “el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido”. Estas estrategias contribuyen a la conservación de la biodiversidad y al manejo de los ecosistemas. Asimismo, se contemplan como una serie de actividades intencionales que frenan los factores que ocasionan la degradación y que, al mismo tiempo, aceleran el proceso de sucesión ecológica (Murcia y Guariguata 2014).

Las técnicas de restauración ecológica están basadas en los supuestos de la sucesión y se dividen generalmente en dos tipos de estrategia: restauración activa y restauración pasiva. La diferencia radica en que, en el primer caso, se implementan técnicas de manejo (plantación de propágulos, semillas etc.) para acelerar el proceso de sucesión y, en el segundo caso, sólo se eliminan las fuentes de origen del disturbio (Morrison y Lindell 2010), que son en su mayor parte antropogénicas.

De igual manera, las técnicas aplicadas durante los procesos de la restauración de un ecosistema dependerán de las distintas condiciones bióticas y abióticas (p. ej. los regímenes hidrológicos o el grado de alteración de los suelos) posteriores al disturbio en el ecosistema. Si el proceso de restauración fue asistido, se puede concluir dicha asistencia cuando el ecosistema cuente con suficientes recursos bióticos y abióticos que le permitan sostener su propia estructura, sus procesos y funciones (Gann y Lamb 2006).

A pesar del énfasis en las acciones de restauración, estas solo se habían enfocado y manejado desde una perspectiva meramente científica, sin incluir a los actores locales (Zorrilla 2005). Hoy en día, el enfoque ha cambiado, ya que se reconoce la importancia de integrar a las comunidades locales en las diferentes fases de los procesos de restauración; lo que se ha logrado, en parte, gracias a las nuevas metodologías de trabajo comunitario que se han desarrollado para esta finalidad (Murcia y Guariguata 2014).

Además, el integrar a las comunidades locales garantiza el éxito de los programas de restauración (Méndez-Toribio et al. 2017; Murcia y Guariguata 2014; Vargas 2011), por lo que es necesario encontrar estrategias socioeconómicas que permitan su inclusión en dichas actividades, lo que se puede lograr dando un enfoque de restauración ecológica “productiva” a las técnicas de recuperación utilizadas (Borda-Nino et al. 2016; Meli 2003).

La restauración productiva, las prácticas agroecológicas sustentables y su contribución en el ambiente

La restauración productiva se ha definido como una estrategia para restaurar elementos de la estructura y función del ecosistema original, mientras se realizan actividades productivas sustentables que permiten generar beneficios económicos tangibles (Ceccon 2013) y mejorar los medios de vida de las comunidades locales (Borelli et al. 2017).

Las actividades realizadas para la restauración productiva se basan en prácticas agroecológicas, que incorporan un enfoque de la agricultura más ligado al medio ambiente, en donde la sostenibilidad ecológica del sistema es igual de importante que la producción, y en donde se integran conocimientos e influencias de las ciencias agrícolas, la ecología, los movimientos ambientalistas y los conocimientos locales de los nativos (Hecht 1999). Estas prácticas, involucran distintas técnicas de manejo y distintos sistemas de producción alternativos, entre los que destacan los sistemas de policultivos, cultivos de cobertura, rotación de cultivos y labranza mínima, y sistemas agroforestales.

Debido a su composición, los sistemas agroforestales se convierten en una alternativa ideal para restaurar los bosques y tierras agrícolas degradados (Borelli et al. 2017). De manera generalizada, se puede definir a los sistemas agroforestales como un enfoque integrado de uso de suelo que involucra una mezcla de árboles y otras plantas perennes leñosas y/o animales en una misma área, para beneficiarse de las interacciones ecológicas y económicas resultantes (Nair 1985). El incorporar un componente leñoso, permite obtener múltiples beneficios adicionales a la

producción, como mejoras en las características del suelo, el microclima, la hidrología y de otros componentes (Farrell y Altieri 1997)

Además, a través de estas prácticas se optimiza el espacio al utilizar áreas más reducidas, con lo que se puede aprovechar y hacer un mejor uso de las parcelas de cultivo (Combe y Budowsky 1979), permitiendo la regeneración de las zonas circundantes al evitar utilizar áreas más grandes que necesiten desmontarse, por lo que contribuye a disminuir los procesos de deforestación. Sin embargo, se requiere de un compromiso a largo plazo de todos los actores involucrados, ya que los resultados pueden observarse en distintas escalas de tiempo al cual debe darse seguimiento, lo que permitirá que el proceso se efectúe con mayor éxito.

La agroforestería y su relación con la estructura, la diversidad y la captura de carbono

Los árboles durante su desarrollo reducen el dióxido de carbono de la atmósfera y lo retienen a manera de materia orgánica viva (Lieth y Whittaker 2012), actuando como sumideros de carbono. En el caso de los sistemas agroforestales, diversos estudios han concluido que los suelos de estos sistemas tienen mayores niveles de carbono orgánico, nitrógeno mineralizable, fósforo, potasio y calcio, debido a la influencia de los árboles presentes en estos sistemas (Borelli et al. 2017) y que no suelen estar presentes en otros métodos de producción. De igual manera, estos sistemas contribuyen a la conservación de la diversidad biológica, al mantener diversas especies, formas de vida y variedad genética (Guiracocha et al. 2001) y, al evitar el uso continuo de los bosques secundarios y la deforestación de bosques primarios (Villa et al. 2015). En este sentido, al mantener una mayor riqueza de especies, la acumulación de biomasa aumenta en el sistema y existe una mayor disponibilidad de recursos para su uso dentro de los niveles tróficos, y disminuye la variación en esas respuestas a lo largo del tiempo (Duffy 2009).

Por otra parte, se ha demostrado que una estructura multiestrato de la vegetación en ecosistemas de este tipo, es capaz de proporcionar hábitat, recursos y alimentos a una variedad de especies de animales y plantas (Guiracocha et al. 2001). Lo

anterior, convierte a la agroforestería en una estrategia de restauración productiva en una importante alternativa para el almacenamiento del carbono, lo que se traduce en las reducciones de gases de efecto invernadero emitidos por deforestación y simultáneamente se conserva la biodiversidad

Los módulos agroforestales y su relación con la fauna

Se ha sugerido que los paisajes agrícolas que poseen una abundante cobertura funcionan como amortiguadores para las áreas remanentes (Wallace et al. 2005) y además contribuyen a mantener servicios ecosistémicos importantes (Daily 1997; Soto-Pinto et al. 2002). En el caso de los sistemas agroforestales, al incorporar especies de árboles leñosas permiten que diversas especies de animales utilicen estas áreas como un hábitat complementario (Corella 2016; Harvey et al. 2008).

Además, los sistemas agroforestales proveen recursos para especies de plantas y animales, disminuyen el efecto de borde en los remanentes forestales y pueden amortiguar áreas protegidas (Schroth et al. 2004). También permite conectar zonas de bosque cercanas a las áreas productivas (por medio de la vegetación que exista en ellas) en zonas determinadas como “corredores”, en donde el flujo de la fauna será mayor debido a la cobertura forestal (Corella 2016).

Los corredores biológicos se han definido como “los espacios geográficos que proveen conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats naturales o modificados, que aseguran el mantenimiento de la biodiversidad y los procesos ecológicos y evolutivos” (CCAD-PNUD y GEF 2002). Estos corredores permiten incrementar las tasas de colonización, disminuir los eventos de extinción local y mantener mayor diversidad de especies en los hábitats fragmentados (Haddad, 1999).

En el caso de los sistemas agroforestales estudiados en este trabajo, se estableció un componente específico en la configuración del módulo que se denominó “corredor biológico”, constituido como una zona delimitada alrededor del módulo en la cual puede monitorearse la flora y fauna asociada a estos, con lo que es posible

analizar el impacto sobre la conservación de la biodiversidad (Esparza-Olguín et al. 2019).

Para llevar a cabo el muestreo de la fauna asociada a los módulos agroforestales, se ha recomendado muestrear especies que sean consideradas como indicadoras de la salud ambiental (Cáceres y Legendre 2009; Flombaum y Sala 2011; Esparza-Olguín et al. 2019). Las especies indicadoras son aquellas cuyas características (p. ej. presencia o ausencia, densidad de la población, dispersión, éxito reproductivo, sensibilidad a perturbación) les permiten ser utilizadas como estimadoras de los atributos o el estado de riesgo de otras especies, o de las condiciones ambientales (Landres et al. 1988). En la región de Calakmul se pueden identificar especies que requieren áreas relativamente grandes y/o conservadas como el tapir (*Tapirus bairdii*), el mono araña (*Ateles geoffroyi*) y el pavo ocelado (*Meleagris ocellata*), por lo que es posible utilizarlas como indicadoras de salud ambiental.

El establecimiento de módulos agroforestales en Calakmul, su perspectiva ecológica y su evaluación⁴

Desde 1991, los sistemas agroforestales han sido una estrategia promovida como actividad productiva en los alrededores de la REBICA, financiada y asesorada por distintas dependencias tanto públicas como privadas (Isaac-Márquez 2004). Incluso, dentro del programa de manejo de la REBICA, los sistemas agroforestales se encuentran como parte de su plan de acción para el mejoramiento de las técnicas agrícolas en la región. Basado en lo anterior, diversos proyectos se han llevado a cabo en la región adyacente a la REBICA. Uno de los más importantes por su extensión es el proyecto “Monitoreo Adaptativo: Mitigación y Adaptación ante Cambio Climático en Calakmul, Campeche”, que se llevó a cabo en 32 ejidos del municipio de Calakmul, con el objetivo de construir una estrategia de adaptación y

⁴ El establecimiento de los módulos agroforestales fue gracias a la gestión de la organización de la sociedad civil Investigación y Soluciones Socioambientales A.C. Los datos que se utilizaron en esta tesis provienen de dos proyectos sociales: 1) Monitoreo Adaptativo: Mitigación y Adaptación ante Cambio Climático en Calakmul, Campeche (MAREBICA) financiado de Petróleos Mexicanos (PEMEX). 2015-2016 y 2) Manejo integral de acahuales y relación con la política ambiental financiado por la Alianza WWF y la Fundación Carlos Slim. 2015-2019.

mitigación ante el cambio climático mediante alternativas de manejo sustentable de los recursos forestales, para conservar la biodiversidad del área, mantener los reservorios y sumideros de carbono, así como mejorar las condiciones de vida de las comunidades que habitan la región de Calakmul.

Como resultado del trabajo antes mencionado, se establecieron diversos módulos agroforestales (silviculturales y silvopastoriles) en distintas comunidades en Calakmul, entre las que destacan los ejidos Eugenio Echeverría Castellot I, Benito Juárez II y Los Ángeles. Estos módulos se diseñaron con la finalidad de disminuir el impacto sobre el ecosistema aledaño, contribuyendo a conservar la biodiversidad (flora y fauna), incrementar el almacenamiento de carbono y proporcionar seguridad alimentaria, así como ganancias económicas. En cada comunidad se implementaron estrategias considerando un área productiva, es decir, donde se establecieron los sistemas agrosilviculturales o silvopastoriles (basados en las necesidades de los pobladores de dichas comunidades), y se emplearon las técnicas de restauración más adecuadas para la zona. Además, se incluyó un área perimetral de conservación y mantenimiento, con la finalidad de que funcione como corredor biológico y permita el incremento o conservación de la biodiversidad y los acervos de carbono (Fig. 2).

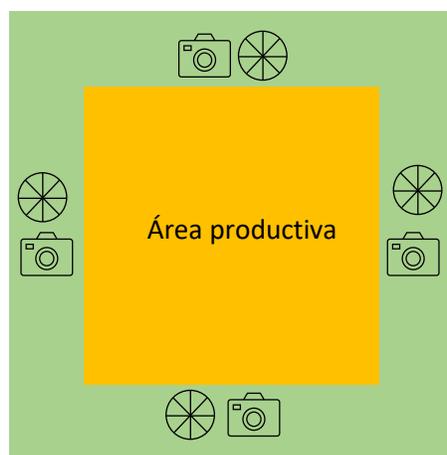


Figura 2. Diseño de los módulos agroforestales establecidos en las comunidades Eugenio Echeverría Castellot I, Benito Juárez II y Los Ángeles. La sección en amarillo corresponde el área productiva del módulo, en donde se tienen los

sistemas agrosilviculturales o silvopastoriles. La sección verde representa el área con vegetación natural y se representa como un corredor biológico. Estaciones de muestreo simples, con una cámara trampa, montadas en los lados de la sección correspondiente al corredor biológico, en donde también se establecen parcelas para el monitoreo de la vegetación.

Problemática y justificación

Poco se conoce sobre el impacto de las estrategias de restauración implementadas en la región. Se reconoce que el éxito de estos programas no puede ser observado en un periodo de tiempo corto, por lo que es necesario trazar su evolución mediante el monitoreo periódico (Murcia y Guariguata 2014), que permita evaluar el cumplimiento de sus objetivos (SER 2004).

Los programas de restauración deben estar compuestos por indicadores adecuados para la escala y tipo de caso que se trate, a través de los cuales se pueda realizar el monitoreo de diferentes variables y evaluar el éxito de las acciones (Vargas 2007). Entre las medidas que más se han utilizado para evaluar el éxito de los proyectos de restauración es el análisis de la estructura y diversidad vegetal, así como la cuantificación de la biomasa y el contenido de carbono presente, ya que su medición se relaciona con las características de estructura de los individuos vegetales (Sanchún et al. 2016). Otro aspecto que debe ser considerado es el impacto de las acciones de restauración en la fauna, entendiendo que ésta juega un papel determinante en el mantenimiento de las funciones y la estructura del ecosistema (Rumíz 2001; Ulloa 2012).

En este trabajo se propone crear una línea base que permita conocer el estado inicial de las acciones de restauración productiva implementadas en tres ejidos de Calakmul, lo que posteriormente permitirá monitorear su evolución e impacto en la biodiversidad (flora arbórea y fauna) y la acumulación de carbono.

Hipótesis

La diversidad de flora y fauna, la estructura de la vegetación y el almacenamiento de carbono varía inicialmente a favor de aquellos módulos con mayor cobertura vegetal, y paulatinamente se incrementan en todos los módulos al evitar la deforestación de los alrededores y promover su recuperación.

Objetivos

General

Caracterizar las condiciones iniciales de la diversidad de flora y fauna, la estructura vegetal y el almacenamiento de carbono en sitios con restauración productiva en los ejidos Benito Juárez II, Eugenio Echeverría Castellot I y Los Ángeles, ubicados en el municipio de Calakmul, Campeche, para generar una línea base que permita establecer un sistema de monitoreo a largo plazo.

Específicos

1. Analizar la historia de uso de las parcelas donde se llevaron a cabo las estrategias de restauración productiva.
2. Analizar la composición, la estructura y la diversidad verdadera de la vegetación en los corredores biológicos de los módulos donde se implementaron estrategias de restauración productiva en los ejidos seleccionados.
3. Estimar el carbono almacenado en la biomasa área viva en los corredores biológicos de cada módulo en los ejidos seleccionados.
4. Generar un listado faunístico asociado a los módulos en los corredores biológicos para identificar especies clave/indicadoras.

Literatura citada.

- Alonso Velasco I, Velázquez Torres D. 2019. El contexto geopolítico de la explotación forestal en la Península de Yucatán, México. *Perspectiva Geográfica* 24:1.
- Aryal D, de Jong B, Ochoa-Gaona S, Esparza-Olguín L, Mendoza-Vega J. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195: 220-230.
- Balvanera P, Castellarini F, Galán C. 2012. Políticas Públicas hacia la sustentabilidad: Integrando la Visión Ecosistémica. México: CONABIO. 108 pp.
- Bauer-Gottwein P, Gondwe B, Charvet G, Marín L, Rebolledo-Vieyra M, Merediz-Alonso G. 2011. Review: The Yucatán Península karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal* 19: 507-524.
- Borda-Niño M, Carranza-Santiago M, Hernández-Muciño D, Muciño-Muciño M. 2016. Capítulo 7. Restauración productiva en la práctica: el caso de las comunidades indígenas Me´Phaa de La Montaña de Guerrero, México. En Ceccon Eliane. Más allá de la ecología de la restauración : perspectivas sociales en América Latina y el Caribe. 1era Edición. Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Vázquez Mazzini Editores.
- Borelli S, Conigliaro M, Olivier E. 2017. Agroforestería para la restauración del paisaje: explorando el potencial de la agroforestería para mejorar la sostenibilidad y la resiliencia de los paisajes degradados. Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 22 pp.
- Bradshaw A. 1987. Restoration: an acid test for ecology. En: *Restoration Ecology: a synthetic approach to ecological research*. Jordan III W, Gilpin M, Aber J. eds. New York: Cambridge University Press. pp. 22-23.
- Cáceres M, Legendre P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566-3574.
- Carranza S, Molina I. 2003. Estimación de la tasa de transformación del hábitat en la Reserva de la Biosfera “El Triunfo” periodo 1975–2002. Informe Final. México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. 31 pp. https://simec.conanp.gob.mx/TTH/Triunfo/Triunfo_TTH_1975_2002.pdf.

- Cayuela L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Revista Ecosistemas* 15: 3
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/502>
- [CCAD-PNUD y GEF] Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo - Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, Global Environment Facility. 2002 Proyecto para la consolidación del corredor biológico mesoamericano. <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/CBM2002PlataformaDesarrolloSostenible.pdf>.
- Ceccon E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. México: Ediciones Díaz de Santos. 290 pp. ISBN: 978-84-9969-615-7.
- Challenger A. 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM, Grupo Sierra Madre pp. 25-71. ISBN: 970-9000-02-0.
- Charruau P, Cedeño-Vázquez J, Köhler G. 2015. Amphibians and reptiles. En: *Biodiversity and conservation of the Yucatán Peninsula*. Islebe G, Calmé S, León-Cortés J, Schmook B. eds. Suiza: Springer International Publishing. 401 pp. ISBN: e-Book: 978-3-319-06529-8.
- Clements F. 1916. Plant succession. An analysis of the development of vegetation. 242. United States of America: Carnegie Institution of Washington. 512 pp. ISBN: 9780598485342.
- Clewell A, Aronson J, Winterhalder K. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Estados Unidos de América: Sociedad Internacional para la restauración ecológica. 16 pp.
https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf.
- Colston T, Littlefair E, Barão-Nóbrega J, Hunter S, Cen A, Manders R, Cameron G. 2015. Amphibians and reptiles of the Calakmul Biosphere Reserve, México, with new records. *Check List*, 11: 1-7.
- Combe J, Budowsky G. 1979. Clasificación de las Técnicas Agroforestales. Una revisión de literatura. Costa Rica. CATIE. pp.39-46.

- [CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2021. Explorador de Cambio Climático y Biodiversidad [Consultado el 21 de abril de 2021] <https://servicios.conabio.gob.mx/ECCBio/>
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2008. Nomination of Ancient Maya City and Protected Tropical Forest of Calakmul: By the Government of Mexico for Inscription on the World Heritage List.
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2019. Alerta en Áreas Protegidas con base a Integridad Ecosistémica. [Consultado el 28 de noviembre del 2019] <https://monitoreo.conabio.gob.mx/i-efectividad/Criterios.html>.
- Connell J, Slatyer R. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111: 1119-1144.
- Corella Saborío M. 2016. Agroforestería y biodiversidad: La importancia de los sistemas agroforestales en la conservación de especies. *Repertorio Científico*. 19: 1-4
- Cortés-Ramírez G, Gordillo-Martínez A, Navarro-Sigüenza A. 2012. Patrones biogeográficos de las aves de la península de Yucatán. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83: 530-542.
- Cowles H. 1901. The Physiographic ecology of Chicago and vicinity. *Botanical Gazette* 31: 73-108.
- Daily G. Ed. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Estados Unidos de America: Island Press. 412 pp. ISBN: 978-1559634762.
- Douglas E, Wood S, Sebastian K, Vorosmarty C, Chomitz K, Tomich P. 2007. Policy Implications of a Pan-tropic Assessment of the Simultaneous Hydrological and Biodiversity Impacts of Deforestation. *Water Resource Management*. 21: 211–232.
- Duffy J. 2009. Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7: 437–444.
- Ellis E, Hernández-Gómez I, Romero-Montero J. 2017. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* 26: 101-111.
- Esparza-Olguín L, Martínez-Romero E, Maya-Martínez A, Hernández-Dzib G, González-Jaramillo M. 2019. Capítulo 5. Componente corredor biológico. En: A. Maya-Martínez, N.G. Uzcanga-Pérez, A.L. del Ángel-Pérez, B.S. Larqué-Saavedra y L. Esparza-Olguín. eds. *Módulos agroforestales de*

producción diversificada e intensiva en bosque templado y selva húmeda de México. México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. pp. 21.

- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe principal. Italia: FAO.
<http://www.fao.org/3/i1757s/i1757s.pdf>.
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2019. Los bosques y el cambio climático. [Consultado el 15 de mayo de 2019] <http://www.fao.org/3/a-i2906s.pdf>.
- Farrell J, Altieri M. 1997. Cap. 12: Sistemas agroforestales. En: Altieri M. eds. Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable. Montevideo, Uruguay: Editorial Nordan–Comunidad. 339 pp. ISBN: 9974-42-052-0.
- Flombaum P, Sala O. 2011. Efectos de la biodiversidad sobre el funcionamiento de los ecosistemas. En: Simonetti J, Dirzo R. eds. Conservación Biológica: Perspectivas Desde América Latina. Chile: Editorial Universitaria. 196 pp. ISBN: 978-956-11-2309-6
- Gann G, Lamb D. 2006. La restauración ecológica: Un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida. United States of America: Society for Ecological Restoration International. 6pp.
- Gleason H. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey botanical club*.53: 7-26.
- [GFW] Global Forest Watch. 2021. México. [Consultado el 22 de abril de 2021] Disponible en <https://www.globalforestwatch.org/>.
- Global Forest Watch. 2020. World Resources Institute. [Consultado el 20 de octubre de 2010] <https://www.globalforestwatch.org/map/>.
- González-Jaramillo M, Martínez E, Esparza-Olguín L, Rangel-Salazar J. 2016. Actualización del inventario de la avifauna de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, península de Yucatán, México: abundancia, estacionalidad y categoría de conservación. *Huitzil*. 17: 54-106.
- Guariguata M, Ostertag R. 2002. Sucesión secundaria. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. En: Guariguata M, Kattan G. Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales 1era edición. Costa Rica: Libro Universitario Regional. pp. 591-623.

- Guiracocha G, Harvey C, Somarriba E, Krauss U, Carrillo E. 2001. Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 8: 7-11.
- Gurevitch J, Scheiner S, Fox G. eds. 2006. Chapter 9 Community Properties. En: *The Ecology of Plants*. United States of America: Sinauer Associates Inc. 205-224 pp.
- Hernández Dzib G. 2018. Evaluación de impacto socioeconómico y ecológico del Programa Nacional Forestal (PRONAFOR) en su componente III (Modalidad B1, sobre conservación y restauración) en los ejidos Eugenio Echeverría Castellot I y La Guadalupe, en el municipio de Calakmul, Campeche. [Tesis de licenciatura] Universidad Autónoma de Campeche, 75 pp
- Haddad N. 1999. Los corredores y la conservación. *Rev Ecotono*. [Consultado el 9 de noviembre de 2020] <https://www.biodiversidad.gob.mx/corredor/pdf/Ecotono6.pdf>
- Hancock L. 2019. La degradación de los bosques: por qué afecta a las personas y a la vida silvestre. World Wildlife Fund. [Consultado el 28 de noviembre de 2019] <https://www.worldwildlife.org/descubre-wwf/historias/la-degradacion-de-los-bosques-por-que-afecta-a-las-personas-y-la-vida-silvestre>.
- Harvey C, Komar O, Chazdon R, Ferguson B, Finegan B, Griffith D, Martinez-Ramos M, Morales H, Nigh R, Soto-Pinto L, et al. 2008. Integrating Agricultural Landscapes with Biodiversity Conservation in the Mesoamerican Hotspot. *Conservation Biology*. 22: 8-15.
- Hecht S. 1999. Cap 1: La evolución del pensamiento agroecológico. En: Altieri M. eds. *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable*. Uruguay: Editorial Nordan–Comunidad. 339 pp. ISBN: 9974-42-052-0.
- Horn H. 1974. The Ecology of Secondary Succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 25–37.
- Isaac-Márquez R. 2004. Explorando la perspectiva campesina de la agroforestería en la Reserva de la Biósfera de Calakmul. *Universidad y Ciencia*. 40: 39-54.
- Landres P, Verner J, Thomas J. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation biology*, 2: 316-328.
- Lanly J. 2003. Los factores de la deforestación y de la degradación de los bosques. *Quebec, Canada: XII World Forestry Congress*. [Consultado el 9 de noviembre de 2020] URL: <http://www.fao.org/3/XII/MS12A-S.htm>.

- Lawrence D, Vester H, Pérez-Salicrup D, Eastman J, Turner II B, Geoghegan J. 2004. Integrated analysis of ecosystem interactions with land-use change: The Southern Yucatán peninsular region. *En: Defries R, Asner G, Houghton R. eds. Ecosystems and land use change. United States of America: American Geophysical Union. pp. 277-292.*
- Lieth H, Whittaker R. eds. 2012. Primary productivity of the biosphere (Vol. 14). United States of America. Springer Science & Business Media. 340 pp. ISBN : 978-3-642-80915-6
- [MAGBMA] Ministerio de Agricultura Ganadería Bosques y Medio Ambiente. eds. 2019. Estudio de las causas de la deforestación y degradación forestal en Guinea Ecuatorial 2004-2014. Italia: [MAGBMA]. 76 pp.
- Martínez E, Sousa M, Ramos-Álvarez C. 2001. Listados florísticos de México XXII. Región de Calakmul, Campeche. Chiang Cabrera F. eds. México: Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México. 57 pp. ISBN 968-36-9770.
- Martínez Ramos M, García Orth X. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, vol. Sup, núm. 80, junio, 2007, pp. 69-84 Sociedad Botánica de México Distrito Federal, México.
- Martínez Romero E, Esparza Olguín L. 2010. Estudio de caso: deforestación en el estado de Campeche. Causas directas e indirectas de la principal 110 Ecosistemas 26(1): 101-111. *En: Villalobos-Zapata, G. J., Mendoza Vega, J. (Coord). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche y El Colegio de la Frontera Sur. 730 pp.*
- Meli P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia*. 28: 581-589.
- Méndez-Toribio M, Martínez C, Ceconco E, Guariguata M. 2017. Planes actuales de restauración ecológica en Latinoamérica: Avances y omisiones. *Revista de Ciencias Ambientales*. 51: 1-30.
- Mendoza Ponce A, Corona-Núñez R, Kraxner F, Leduc S, Patrizio P. 2018. Identifying effects of land use cover changes and climate change on terrestrial ecosystems and carbon stocks in Mexico. *Global Environmental Change* 53: 12–23. doi:10.1016/j.gloenvcha.2018.08.004
- Morrison E, Lindell C. 2010. Active or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. *Restoration Ecology*. 19: 170-177.

- Murcia C, Guariguata M. 2014. La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional (Documentos Ocasionales 05 Bogor, Indonesia: CIFOR. 107 pp. ISBN: 978-602-1504-35-2.
- Nair P. 1985. Classification of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 3: 97–128.
- Pérez-Sarabia J, Duno de Stefano R, Carnevali Fernández-Concha G, Ramírez Morillo I, Méndez-Jiménez N, Zamora-Crescencio P, Gutiérrez-Báez C, Cetzal-Ix W. 2017. El conocimiento florístico de la Península de Yucatán, México. *Polibotánica*. 44: 39-49.
- Pickett S, White P. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. United States of America: Academic Press. 472 pp. ISBN: 780080504957.
- Rumíz D. 2001. El rol de la fauna en la dinámica del bosque neotropical: una revisión del conocimiento actual adaptado al caso de Bolivia. En: Bonifacio Mostacedo, Todd Fredericksen. eds. *Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia*. Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. 221 pp.
- Sanchún A, Botero R, Morera B, Obando G, Russo R, Scholz C, Spinola M. 2016. *Restauración funcional del paisaje rural: manual de técnicas*. Costa Rica: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 436pp.
- [SCDB] Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2010. *Perspectiva Mundial sobre la Biodiversidad 3*. Montreal: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. pp. 94. (ISBN-92-9225-220-8).
- Schroth G, Izac A, Vasconcelos H, Gascon C, Da Fonseca G, Harvey C. eds. 2004. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. United States of America: Island Press. 575 pp. ISBN: 978-1559633567.
- [SER] Society for Ecological Restoration. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. Tucson. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf.
- [SER] Society for Ecological Restoration. 2019. Society For Ecological Restoration. Página principal. [Consultado en junio de 2019] <https://www.ser.org/>.
- Sosa-Escalante J, Pech-Canché J, Mac Swiney M, Hernández-Betancourt S. 2013. Mamíferos terrestres de la península de Yucatán, México: riqueza, endemismo y riesgo. *Revista mexicana de biodiversidad*. 84: 1-21.

- Sosa-Montes M, y Durán-Ferman P, y Hernández-García M. 2012. Relaciones Socioambientales Entre Comunidades Y Áreas Naturales Protegidas. Reserva De La Biosfera Calakmul: Entre El Conflicto Y La Conservación. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 18: 111-121.
- Soto-Pinto L, Perfecto I, Caballero-Nieto J. 2002. Shade over coffee: its effects on berry borer, leaf rust and spontaneous herbs in Chiapas, Mexico. Agroforestry Systems. 55: 37–45.
- Sousa W. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology and Systematics. 15: 353-391.
- Turner B, Cortina V, Foster D, Geoghegan J, Keys E, Klepeis P, Lawrence D, Mendoza P, Manson S, Ogneva-Himmelberger Y, et al. 2001. Deforestation in the southern Yucatán Peninsular Region: An Integrative Approach. Forest Ecology and Management. 154: 353-370.
- Ulloa J. 2012. ¿Por qué debemos conservar la fauna silvestre?. Spei Domus. 8 [Consultado el 8 de noviembre de 2020] <https://revistas.ucc.edu.co/index.php/sp/article/view/98>
- Vargas O. eds. 2007. Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del bosque altoandino. Colombia: Universidad Nacional de Colombia. 195 pp. ISBN: 978-958-701-908-7.
- Vargas O. 2011. Restauración Ecológica: Biodiversidad Y Conservación. Acta Biológica Colombiana. 16: 221-246.
- Vester H, Lawrence D, Eastman J, Turner B, Calmé S, Dickson R, Sangermano F. 2007. Land change in the southern Yucatán and Calakmul Biosphere Reserve: effects on habitat and biodiversity. Ecological Applications. 17: 989–1003.
- Villa P, Martins S, Delgado L, de Oliveira N, Mota N. 2015. La agroforestería como estrategia para la recuperación y conservación de reservas de carbono en bosques de la Amazonía. Bosque. 36(3) 347-356. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002015000300002>.
- Villalobos Zapata G, Mendoza Vega J. (Coord.) 2010. La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. 730 pp.
- Walker L, Chapin F. 1987. Interactions among processes controlling successional change. Oikos 50: 131-135.

Wallace G, Barborak J, MacFarland C. 2005. Land-use planning and regulation in and around protected areas: a study of best practices and capacity building needs in Mexico and Central America. *Natureza y Conservacao* 3: 147–167

Zorrilla M. 2005. La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica. En: Sánchez O, Peters E, Márquez R, Vega E, et al. Eds. *Temas sobre restauración ecológica*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C. 258 pp. ISBN: 968-817-724-5.

Capítulo II. Vegetación

Diversidad arbórea, uso y carbono almacenado en áreas con restauración productiva en Calakmul,
Campeche

Artículo enviado a la revista Ecosistemas y Recursos Agropecuarios

**Diversidad arbórea, uso y carbono almacenado en áreas con restauración productiva en
Calakmul, Campeche**

Tree diversity, use and carbon stocks in productive restoration areas in Calakmul, Campeche

Germán Alberto Hernández Dzib¹, Ligia Esparza Olguín^{1*}, Eduardo Martínez Romero ², Lucio Pat-Fernández ³, Aixchel Maya Martínez ⁴.

¹. Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur; Avenida Rancho, Polígono 2-A, Ciudad Industrial. Lerma, CP. 24500. Campeche, Campeche, México

². Investigación y Soluciones Socioambientales A.C., Calle 4, núm. 4, Colonia Lázaro Cárdenas, CP. 24095. Campeche, Campeche, México.

³. Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, El Colegio de la Frontera Sur; Avenida Rancho, Polígono 2-A, Ciudad Industrial. Lerma, CP. 24500. Campeche, Campeche, México

⁴. Campo Experimental Edzná, CIR-Sureste, INIFAP; Kilómetro 4.5, Carretera Campeche-Poc Yaxum, Campeche, México.

*Autor de correspondencia: lesparza@ecosur.mx.

RESUMEN

Los bosques tropicales de la Reserva de la Biosfera de Calakmul (REBICA) albergan una alta biodiversidad y brindan diversos servicios ecosistémicos amenazados por el avance de la frontera agropecuaria. La restauración productiva, como estrategia que articula las necesidades de los productores y la conservación de los recursos naturales, fue implementada en los ejidos Benito Juárez II (BJ), Eugenio Echeverría Castellot I (EEC) y Los Ángeles (LA), aledaños a la REBICA. Los objetivos del trabajo fueron describir las estrategias agroecológicas utilizadas en los módulos y analizar las condiciones iniciales de composición, estructura, biomasa aérea y almacenamiento de carbono. Los ejidos EEC y LA se asociaron a sistemas agrosilviculturales, mientras que en BJ se

implementó un sistema silvopastoril, estimando densidades de 1 718 ind ha⁻¹, 2 885 ind ha⁻¹ y 1 854 ind ha⁻¹, respectivamente. La diversidad verdadera (1D) varió de 20.8 en LA a 15.13 en EEC y 13.47 en BJ. Se reconocieron 16 usos potenciales para las especies identificadas de las que 47 estuvieron protegidas en los listados de CITES, UICN y la NOM-059. Los valores de carbono correspondieron a 6.96 Mg C ha⁻¹ en BJ, 10.32 Mg C ha⁻¹ en EEC y 34.40 Mg C ha⁻¹ en LA. Las variaciones en la composición, estructura, biomasa y carbono estimadas indican que la estimación de esta línea base facilitará la generación de un programa de monitoreo que permita evaluar el impacto de las acciones de restauración implementadas y, en su caso, modificarlas para acelerar la recuperación de los atributos analizados.

Palabras clave: Agroforestería, Silvopastoril, Monitoreo, Biomasa, Conservación.

ABSTRACT

Tropical forests in Calakmul Biosphere Reserve (REBICA) host high biodiversity and provides several ecosystem services which are threatened due to agricultural practices. "Productive" restoration as a strategy that meets the farmer's needs and natural resources conservation, was implemented in the REBICA's adjacent ejidos Benito Juárez II (BJ), Eugenio Echeverría Castellot I (EEC) and Los Ángeles (LA). Our objectives in this work were to describe the agroecological strategies used in the modules, and analyze the initial conditions of composition, structure, aboveground biomass, and carbon stocks. We identified EEC and LA as agroforestry systems and BJ as silvopastoral, with tree densities of 1 718 ind ha⁻¹, 2 885 ind ha⁻¹ y 1 854 ind ha⁻¹, respectively. "True" diversity (1D order) ranged from 20.8 in LA to 15.13 in EEC, and 13.47 in BJ. We recognized 16 potential uses of these species, where 47 are included in CITES, UICN and NOM-059 special lists. Carbon levels were 6.96 Mg C ha⁻¹ in BJ, 10.32 Mg C ha⁻¹ in EEC and 34.40 Mg C ha⁻¹ in LA. Variations in composition, structure, biomass, and carbon indicates that the estimation of this baseline will help to generate a monitoring program to evaluate the impact of the restoration actions

implemented and, as the case, modify them to accelerate the recovery of the analyzed attributes in this study.

Keywords: Agroforestry, Silvopastoral, Monitoring, Biomass, Conservation.

INTRODUCCIÓN

La Reserva de la Biosfera de Calakmul (REBICA) es el bosque tropical (BT) protegido más extenso y en mejor estado de conservación de México; junto con los BT de la reserva privada de Rio Bravo en Belice y la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala constituyen el área más grande de Mesoamérica (Ellis *et al.* 2017). La vegetación de la REBICA se caracteriza por su alta diversidad de flora y fauna, en donde se estima que se encuentran representadas más de 1500 especies vegetales (Martínez *et al.* 2001), 21 especies de anfibios, 69 especies de reptiles (Colston *et al.* 2015), 403 especies de aves (González-Jaramillo *et al.* 2016) y más de 100 especies de mamíferos (CONANP 2013), incluidas cinco de las seis especies de felinos y dos de las tres especies de primates presentes en México. Además, brinda servicios ecosistémicos de provisión (alimentos, recursos medicinales, materias primas, agua dulce, etc.) o de regulación como la captura y el almacenamiento de carbono, entre otros (Gondwe *et al.* 2010, Aryal *et al.* 2014).

A pesar de su importancia ecológica, los BT adyacentes a la REBICA presentan graves problemas de deforestación, asociados principalmente con el avance de la frontera agropecuaria propiciada, en parte, por los programas de desarrollo agropecuario y subsidios (Martínez y Esparza 2010, Ellis *et al.* 2017). Los procesos de deforestación amenazan la biodiversidad y los servicios ambientales que proveen los BT de la REBICA y suponen la pérdida de importantes recursos para las comunidades humanas que habitan alrededor de los mismos, de las cuales más del 50 % de la población tiene niveles de pobreza extrema (CONEVAL 2020) y un nivel de marginación alto (CONAPO 2010). Debido a que los asentamientos humanos generan presión sobre los ecosistemas, es importante considerar que cualquier enfoque que tenga como objetivo mitigar la deforestación tropical y

proteger la biodiversidad debe abordar los medios de vida y las necesidades de las comunidades locales (Bhagwat *et al.* 2008). Es por ello que se ha sugerido que la relación entre los bosques, la agrosilvicultura y la biodiversidad silvestre es más productiva mediante la aplicación de enfoques que reconozcan el conocimiento y las prácticas locales e incorporen la investigación y el monitoreo (McNeely y Schroth 2006).

En este contexto, surgen iniciativas para atender las áreas degradadas o deforestadas, mediante procesos de restauración productiva que integran prácticas de manejo diversificadas para la producción agroecológica y que buscan armonizar las necesidades de los productores y la conservación de los recursos naturales, así como los servicios que brindan (Ceccon 2013). Entre las prácticas, destacan los sistemas agrosilviculturales (SAS) y silvopastoriles (SP), que permiten la producción de alimentos para consumo humano (cultivos anuales y perennes) y animal (forraje y pastos), así como el aprovechamiento de recursos forestales (maderables y no maderables), mismos que pueden mejorar los medios de vida de las comunidades locales (Borelli *et al.* 2017). Estas prácticas de manejo optimizan también el espacio al utilizar áreas más reducidas, con lo que se puede aprovechar y hacer un mejor uso de las parcelas de cultivo (Combe y Budowsky 1979), lo que favorece la regeneración de la vegetación de las zonas circundantes al evitar utilizar áreas más grandes que necesiten desmontarse, por lo que contribuye a disminuir los procesos de deforestación. Al mismo tiempo, favorecen la conservación de la biodiversidad (Moreno-Calles y Casas 2010, Hartoyo *et al.* 2016), los servicios ecosistémicos como la captura de carbono (Baah-Acheamfour *et al.* 2014, Casanova-Lugo *et al.* 2016) y la conectividad del paisaje (Bhagwat *et al.* 2008), por lo que pueden favorecer la formación de corredores biológicos.

A pesar de los beneficios que la restauración productiva puede ofrecer, los múltiples objetivos y usos establecidos en las estrategias de restauración aumentan la posibilidad de interacciones complejas entre diferentes actores involucrados, lo que puede generar resultados inesperados, por lo que el

monitoreo de los procesos de restauración productiva es particularmente importante y debe constituir parte del proceso de restauración (Paschke *et al.* 2019).

Por lo anterior, los objetivos de este trabajo fueron describir las estrategias agroecológicas implementadas; así como analizar las condiciones iniciales de composición y estructura de la comunidades vegetales, biomasa aérea y almacenamiento de carbono en tres módulos de restauración productiva ubicados en ejidos aledaños a la REBICA; con la finalidad de evaluar una línea base que permita el seguimiento a largo plazo del impacto de las acciones de restauración en la diversidad florística, su uso, la biomasa aérea y el carbono almacenado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. El estudio se realizó en los ejidos Benito Juárez II (BJ) ($89^{\circ} 27' 0.57''$ W, $18^{\circ} 33' 18.68''$ N), Eugenio Echeverría Castellot I (EEC) ($89^{\circ} 35' 49.34''$ W, $18^{\circ} 31' 53.21''$ N) y Los Ángeles (LA) ($89^{\circ} 10' 54.47''$ W, $18^{\circ} 12' 51.91''$ N), pertenecientes al municipio de Calakmul, Campeche, México (Fig. 1).

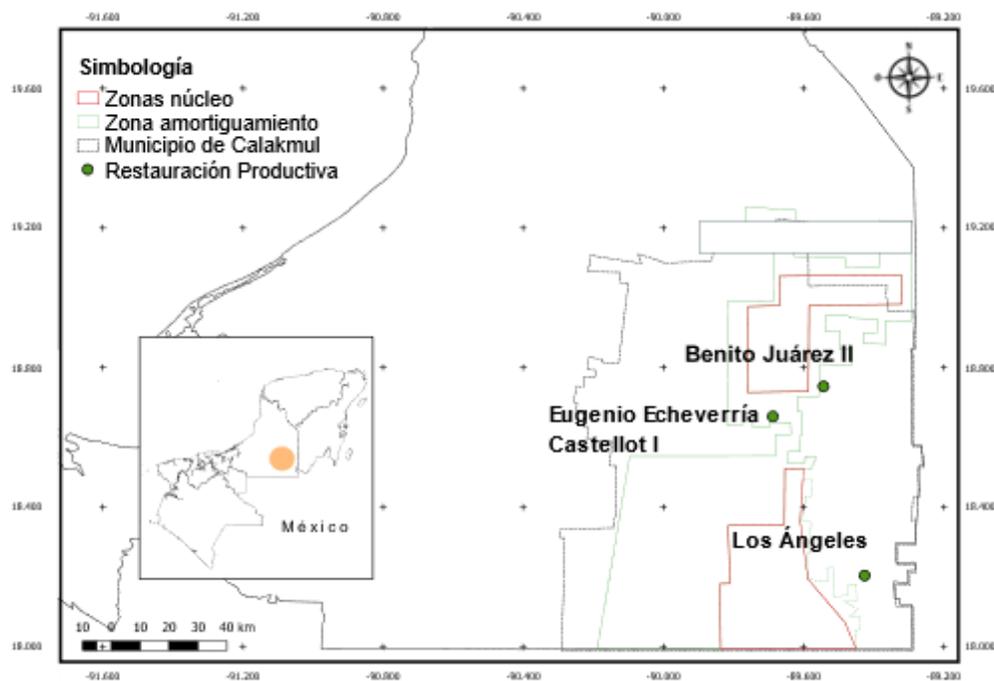


Figura 1. Ubicación de los módulos agroforestales en la región de Calakmul.

El clima predominante en la región es cálido subhúmedo. En los alrededores de BJ la vegetación corresponde a la selva baja subperennifolia. En el caso de LA y EEC la vegetación es de selva mediana subperennifolia y selva baja subperennifolia (INEGI 2014). En estos ejidos no existen cuerpos de agua superficiales, salvo aguadas que se forman durante la época de lluvias. Las actividades productivas que se desarrollan corresponden a actividades primarias, tales como la agricultura y la ganadería, así como el comercio de los productos derivados.

Implementación de la restauración productiva en Calakmul. Como resultado de diversos proyectos en la región de Calakmul, Investigación y Soluciones Socioambientales A.C. (Sur Verde) implementó la estrategia de restauración productiva en los ejidos BJ, EEC y LA con la finalidad de restituir la funcionalidad ecológica de los ecosistemas degradados o deforestados y mejorando al mismo tiempo el bienestar de las comunidades que habitan en las periferias de la RBC. Para lograrlo, se realizaron reuniones comunitarias en donde se proporcionó información sobre la restauración productiva basada en agroforestería y se identificaron a los participantes potenciales. Posteriormente, se identificó un productor interesado en cada uno de los tres ejidos descritos anteriormente, a los cuales se realizó una entrevista para obtener información referente a la historia de uso y manejo de sus parcelas. Esta información permitió caracterizar cada parcela y diseñar un plan estratégico de restauración productiva personalizado basado en el interés productivo de los participantes y en las condiciones de cada parcela. A partir de cada plan estratégico se implementaron durante 2017 los sistemas agrosilviculturales y silvopastoriles en los ejidos BJ, EEC y LA.

Muestreo de vegetación y toma de datos. Mediante un muestreo dirigido, se instalaron 12 unidades de muestreo circulares (cuatro por ejido) de 1000 m² distribuidas en las áreas perimetrales de los SAS y SP (corredores biológicos) de BJ, EEC Y LA. Las anteriores, se delimitaron internamente en dos secciones: la primera desde el centro de la unidad de muestreo y hasta 11.28

m de radio (400 m²), y la segunda a partir de 11.28m y hasta 17.84 (600 m²). En la primera sección se censaron los individuos arbóreos con diámetro normal (Dn) mayor de 1 cm y hasta 2.4 cm; en la segunda sección, se midieron a partir de un Dn mayor a 2.5 cm. Se consideró el Dn de los individuos a la medida del diámetro del árbol registrada a una altura de 1.30 m a partir del límite entre el tronco y las raíces. También se registró la altura total de todos los individuos, desde la base del árbol hasta la yema apical del fuste principal. Con la ayuda del parataxónomo Manuel Arana, se identificaron los nombres científicos y comunes de cada uno de los individuos contabilizados, con base al listado de Martínez et al. (2001).

Análisis de datos. Se elaboró un listado florístico de las especies leñosas para determinar la composición específica en cada sitio de muestreo. Para cada especie se documentó el uso mediante literatura especializada y entrevistas realizadas a los productores dueños de los SAS y SP. Además, se identificaron aquellas especies incluidas en alguna categoría de riesgo dentro de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2019), la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2020) y en los apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES 2019).

Se estimó la densidad (individuos de cada especie presentes en una hectárea) y el área basal (m² ha⁻¹) calculada como:

$$AB = \sum pi \left(\frac{Dni}{2} \right)^2$$

Donde:

pi = 3.1416

Dni = Diámetro normal de la *i-ésima* especie

Para conocer la diversidad en cada sitio de muestreo, se estimó la riqueza de especies (número total de especies encontradas en cada área determinada) y el índice de diversidad verdadera de orden 1

(1D) estimado como el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost, 2006) mediante la expresión:

$$qD = \left(\sum_i^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde:

qD = diversidad verdadera

p_i = abundancia relativa (abundancia proporcional) de la *i*-ésima especie

S = número de especies

q = orden de la diversidad (1).

La diversidad de orden 1D o verdadera, considera a todas las especies en el valor de diversidad y las pondera proporcionalmente con base en su abundancia en la comunidad (Jost 2006, Moreno et al. 2011). Además, define la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies (Jost 2006, Moreno et al. 2011, Jost y González-Oreja 2012).

Estimación de biomasa

La estimación de biomasa por individuo se efectuó mediante tres diferentes tipos de ecuaciones alométricas generadas para áreas con condiciones similares a las del área de estudio (Aryal et al. 2014). Para individuos con dn mayores o iguales a 10 cm se utilizó la fórmula (Cairns et al. 2003 y modificada por Urquiza-Haas et al. 2007):

$$AGB = \frac{(\exp(-2.12605 + 0.868 \ln(D^2 H)) * \left(\frac{\rho_1}{\rho_m}\right))}{10^3}$$

Donde:

D = Diámetro del tronco a 1.30 m de altura

H = Altura total del árbol

ρ_1 = Densidad de madera por árbol (g cm-3)

ρ_m = Promedio de densidad de madera de árboles usado para generar la ecuación (0.75 g cm-3)

Para individuos con diámetros normales de entre 5 y 9.9 cm se utilizó la expresión (Chave *et al.* 2005):

$$AGB = \frac{(\exp(-2.187 + 0.916 \ln(\rho D^2 H)))}{10^3}$$

Donde:

D = Diámetro del tronco a 1.30 m de altura

H = Altura total del árbol

ρ = Densidad de madera por árbol (g cm-3)

En el caso de individuos con diámetros normales menores a 5 cm se empleó la siguiente ecuación (Hughes *et al.* 1999):

$$AGB = \frac{(\exp(4.9375 + 1.0583 \ln(D^2)) \times 1.14)}{10^6}$$

Donde:

D = Diámetro del tronco a 1.30 m de altura

La densidad de la madera de cada especie correspondió a los valores reportados para especies de árboles tropicales por diversos autores (Chave *et al.*, 2006; Zanne *et al.*, 2009). La estimación de biomasa por sitio de muestreo se calculó a través de la sumatoria de la biomasa de cada individuo.

Conversión de biomasa a carbono

La cantidad de carbono presente en la biomasa aérea se calculó mediante el factor de conversión en donde los datos de biomasa son multiplican por un factor determinado que involucra el contenido de carbono en la biomasa seca y la relación entre el peso de la molécula de CO₂ y el peso del átomo

de carbono (Cabrera et al. 2007). El factor utilizado en este estudio corresponde a 0.47, el cual ha sido utilizado en la región de Calakmul por otros autores (Aryal, 2014)

RESULTADOS

Con relación con la implementación de la restauración productiva en Calakmul, en acuerdo con los productores se determinó que debía garantizar la producción de alimentos para autoabasto y venta a corto y mediano plazo, el establecimiento de árboles que permitieran a mediano y largo plazo el aprovechamiento de recursos no maderables y maderables, así como coadyuvar en la conservación a largo plazo de la biodiversidad (flora y fauna) y los reservorios de carbono. Los tres módulos implementados incluyeron un área para la producción agrícola (SAS) o pecuaria (SP), intercaladas con árboles para el aprovechamiento maderable y no maderable, así como un área perimetral donde se permite la regeneración de la vegetación circundante al evitar la realización de actividades productivas.

En el módulo implementado en BJ, el productor indicó que en la vegetación original presente en el sitio predominaban *Bursera simaruba* (chaka) y *Hampea trilobata* (majagua). Se utilizó por primera vez el área en 2010 y desde esa fecha se ha usado por lo menos cuatro veces para llevar a cabo forrajeo de borregos y milpa, en donde sembraba cultivos como maíz, chile y frijol. Previo a la implementación de la milpa y, para la preparación del sitio por primera vez, se desmontó de manera manual (hacha) y se mantuvo libre de vegetación utilizando herbicidas comerciales. De igual manera, se ha realizado extracción de leña de la vegetación circundante, aprovechando solamente árboles que encuentra caídos.

Para EEC, el productor indicó que en la vegetación original en el sitio predominaban *Piscidia piscipula* (Jabín), *Lysiloma latisiliquum* (tzalam), *B. simaruba* (chaka), *Platymiscium yucatanum* (granadillo), *Cordia dodecandra* (ciricote) y *Lonchocarpus guatemalensis* (xuul). Se utilizó por primera vez en 2003 como potrero y milpa. Desde esa fecha se usó por lo menos dos veces, en

donde previo al inicio de dichas actividades, realizó el desmonte de la vegetación mediante el método de tumba y quema. Se menciona que en el área aledaña ocurrió un incendio en 2013 y que se extrae leña de esa misma área cuando es necesario.

En el caso de LA, el productor indica que en la vegetación original en el sitio predominaban *Manilkara zapota* (zapote), *Brosimum alicastrum* (ramón) y *Sabal sp.* (guano). El sitio se ha utilizado desde 2010, principalmente para pequeñas plantaciones de papaya comercializadas dentro de la región. En las áreas circundantes del sitio no se realiza aprovechamiento de ningún tipo.

El módulo implementado en BJ se conformó para la crianza de ovinos. Se estableció la siembra de pastizales y de árboles forrajeros (*Leucaena leucocephala*) con la finalidad de mantener un banco de proteínas para la alimentación de los ovinos. Lo anterior, se complementó con la rotación del hato para evitar la eliminación total del pasto y mantener siempre disponible una fuente de alimentación.

En EEC, el módulo se conformó con plantaciones frutales de limón persa, papaya, zapote y cocos, en conjunto con cultivos de maíz (*Zea mays*), chiles (*Capsicum chinense*,) y tomates (*Solanum lycopersicum*). Se utilizó fungicida a base de componentes orgánicos para el control y prevención de los hongos en este módulo. En LA también se implementaron cultivos frutales, en donde se establecieron de manera intercalada pimienta (*Pimenta dioica*), aguacate (*Persea americana*), guanábana (*Annona muricata*) y papaya (*Carica papaya*), y el control de hongos se hizo mediante la aplicación de fungicidas a base de ingredientes orgánicos. En relación con el control de malezas, este se realizó de forma manual en todos los módulos.

En las áreas perimetrales de cada SAS y SP, se estableció el área para conservación y monitoreo de biodiversidad y biomasa, a manera de corredor biológico. En ellas, para el SP del ejido BJ, se registró una densidad de individuos arbóreos de 1 854 ind ha⁻¹, 40 especies y 24 familias. En el SAS del ejido EEC se registró una densidad de 1 718 ind ha⁻¹, 42 especies y 24 familias; mientras que en

LA se documentó una densidad de 2 885 ind ha⁻¹, 50 especies y 26 familias. En la Tabla 1 puede observarse que, en las tres áreas de estudio, la mayoría de las especies se concentra en la familia Leguminosae (18), seguido de Polygonaceae (4) y Euphorbiaceae (3); mientras que, las familias con mayor número de individuos fueron Myrtaceae (BJ) con 97, Meliaceae (EEC) con 80 y Sapotaceae (LA) con 106.

Con respecto al estatus de conservación de las especies registradas en los SAS (EEC y LA) y SP (BJ), 47 se encuentran en alguna categoría de amenaza según la lista roja de IUCN, la NOM-059-SEMARNAT-2010 y los apéndices de CITES (Tabla 1). En el SP de BJ se encontraron 22 especies en la lista roja de IUCN; en tanto en los SAS de EEC y LA se registraron 23 y 31 especies, respectivamente. En relación con la NOM-059-SEMARNAT-2010 se presentaron dos especies en el EEC y dos en LA; mientras de los apéndices CITES se reportan dos especies, una en EEC y otra en LA. Las especies *Cedrela odorata* (EEC) y *Guaiacum sanctum* (LA) son las únicas en presentarse en las tres listas.

Se identificaron 16 usos potenciales para las especies registradas en los SAS y SP del presente estudio (Tabla 1). Todas las especies tiene algún uso potencial y el 87% presenta un uso múltiple, en donde destacan por el número de usos reportados *B. simaruba* (10), *Cecropia peltata* y *Gliricidia sepium* (8). El uso más frecuente de las especies fue el medicinal (M=17.5%), seguido del uso de la madera (Md=16.8%), melífero (Me= 14.3%) y combustible (C=13.6%).

El área basal promedio fue de 6.17 m² ha⁻¹ en el SP de BJ, 12.97 m² ha⁻¹ y 26.43 m² ha⁻¹ en los SAS de ECC y LA, respectivamente. La diversidad verdadera (1D) varió de 20.8 en el SAS de LA a 15.13 en EEC y 13.47 en el SP de BJ.

Con respecto a la biomasa área, el contenido total fue de 14.80 T ha⁻¹ para BJ, 21.95 T ha⁻¹ para EEC y 73.19 T ha⁻¹ para LA; lo que corresponde a 6.96 Mg C ha⁻¹ para BJ, 10.32 Mg C ha⁻¹ para EEC

y 34.40 Mg C ha⁻¹ para LA. En BJ, las especies con mayor valor de biomasa y, por lo tanto, de carbono fueron *Bucida buceras*, *Haematoxylum campechianum* y *Eugenia ibarrae* las cuales concentran el 67.11 % del contenido total en el módulo. En EEC, *Krugiodendron ferreum* fue la especie con mayor cantidad de biomasa y carbono, las que concentran el 55.53 % del contenido total del módulo. En LA, las especies con mayor valor de biomasa y carbono fueron *Thouinia paucidentata*, *M. zapota* y *K. ferreum*, las cuales concentran el 53.36 % del contenido de biomasa y carbono de este módulo.

DISCUSIÓN

Las acciones de restauración implementadas en conjunto con los productores permitieron la transición de áreas en EEC y LA, en donde se efectuaban actividades agrícolas de manera convencional a módulos agrosilviculturales; mientras que en BJ, el cambio fue de actividades ganaderas convencionales a módulos silvopastoriles. Lo anterior permite, por una parte, seguir efectuando actividades productivas y, por la otra, que las zonas circundantes a estas se regeneren al incluir un área dedicada para ello. De esta manera, se logra un enfoque integral para reducir la presión sobre el ecosistema, como se ha sido sugerido por otros autores al considerar tanto las necesidades actuales de la población local (Bhagwat *et al.* 2008) como la recuperación de funciones y la sustentabilidad a futuro del ecosistema (Gómez-Ruiz y Lindig-Cisneros 2017), cumpliendo de esta forma con los principios sugeridos para la restauración productiva (Ceccon 2013). De igual manera, estas colaboraciones basadas en el manejo local son de vital importancia, ya que tienen el potencial de crear sinergias entre los intereses medioambientales y los de desarrollo a nivel local y global (Klooster y Maser 2000), lo que permite garantizar que los procesos de restauración permanezcan a mediano y largo plazo (Ceccon y Gómez-Ruiz 2019).

La historia de uso descrita por los propietarios de los predios permite observar que los módulos implementados en los ejidos BJ, EEC y LA se establecieron en áreas abiertas las cuales se

encontraban en uso. Esta información permite conocer el origen de los sitios en donde se establecieron los SAS y SP, y evitar interpretaciones erróneas en cuanto a las condiciones iniciales de estructura y diversidad de la vegetación, lo que es particularmente importante en los trópicos donde se ha observado que es común encontrar sistemas agroforestales derivados tanto de bosques como de tierras abiertas (Dominic Andreas *et al.* 2020).

La composición de la vegetación observada en el área designada para la conservación y monitoreo de biodiversidad y biomasa en los SAS y SP de EEC, LA y BJ, muestra una riqueza de especies similar a la reportada en otros estudios en selvas o vegetación secundaria derivada de estas en la región de Calakmul. Por ejemplo, las 82 especies registradas en este estudio representan el 90% de las 91 especies reportadas por Zamora-Crecencio *et al.* (2012); el 97% de las 84 especies reportadas por Esparza-Olguín *et al.* (2019); el 48% de las 168 especies reportadas por Haas-Ek *et al.* (2019) y el 65% de las 126 especies reportadas por Esparza-Olguín y Martínez-Romero (2018). En el caso de lo reportado por García-Licona *et al.* (2014), quienes encontraron 78 especies, en este estudio se reporta una riqueza 5% mayor. La mayor riqueza específica en los SAS y SP, se concentra en la familia Leguminosae, lo que concuerda con lo reportado por otros autores en la región mencionados previamente (García-Licona *et al.* 2014, Esparza Olguín y Martínez-Romero 2018, Esparza-Olguín *et al.* 2019; Haas-Ek *et al.* 2019).

La presencia de especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo como *C. odorata* y *G. sanctum*, sugiere que las áreas destinadas para conservación y monitoreo reúnen las condiciones ambientales idóneas para su desarrollo y que cumplirán con la función de permitir su protección (Moreno-Calles y Casas 2010).

A pesar de que las especies encontradas en los sitios tienen diversos usos potenciales, el único reportado por los productores fue el de combustible (leña), previo al establecimiento de la RP en los

tres módulos. Al conocer el potencial melífero de algunas especies, los productores de BJ, LA y EEC, con actividad apícola, movieron sus colmenas de abejas y encontraron otro motivo para conservar la vegetación aledaña a sus módulos y obtener provecho de ellas. Así, el conocimiento de la disponibilidad de especies con distintos usos potenciales permitirá hacer uso de la vegetación aledaña a los SAS y SP, lo que da la posibilidad de acceder a recursos que permiten mejorar los medios de vida (Borelli *et al.* 2017).

Con respecto a la estructura, las áreas basales reportadas en este estudio para los SAS de EEC y LA concuerdan con lo que han reportado otros autores para vegetación secundaria derivada de selvas subperennifolias en la región de Calakmul, teniendo para el caso del SP de BJ valores menores. Por ejemplo, García-Licona *et al.* (2014) indican valores entre 11.76 m² ha⁻¹ (acahuales siete años) y 26.57 m² ha⁻¹ (acahual 16 años); mientras que Esparza-Olguín *et al.* (2019) reportan valores de entre 9.55 y 26.05 m² ha⁻¹ y Esparza Olguín y Martínez-Romero (2018) valores de entre 22.66 y 37.42 m² ha⁻¹. Estas diferencias entre el SP y los SAS puede asociarse a la historia de uso de cada módulo, teniendo un uso más intensivo en el potrero convertido en SP, donde hubo una mayor remoción de la vegetación en las áreas circundantes con la finalidad de incrementar el área del potrero. De igual manera, las densidades observadas en este estudio son inferiores a las reportadas en otros estudios dentro de la región, ya que se han observado valores en un rango de entre 3 688 y 8 272 ind ha⁻¹ (Zamora-Crescencio *et al.* 2012, García-Licona *et al.* 2014, Esparza-Olguín y Martínez-Romero 2018, Esparza-Olguín *et al.* 2019).

Por otra parte, BJ y EEC presentan valores de biomasa y por ende de carbono semejantes a los reportados para vegetación secundaria joven (4 a 10 años) o con historias de uso de alta intensidad que oscilan entre 1.99 M C ha⁻¹ y 28.92 M C ha⁻¹ (Aryal *et al.* 2014, Esparza Olguín y Martínez-Romero 2018, Esparza-Olguín *et al.* 2019). Pero son menores que los reportados para otros trabajos

en selvas subperennifolias y vegetación secundaria (20 a 35 años de abandono) dentro de la región de Calakmul (Aryal *et al.* 2014, Esparza-Olguín y Martínez-Romero 2018) quienes estiman entre 34.17 M C ha⁻¹ y 99.56 M C ha⁻¹. Estos resultados podrían reflejar, como se mencionó con anterioridad, las diferencias entre las historias de uso previas a la implementación de los SAS y SP del estudio.

CONCLUSIONES

La integración del componente social durante la generación e implementación de los SAS y SP, como acciones de restauración productiva en los ejidos BJ, EEC y LA fue clave, ya que con base en ello fue posible establecer metas que consideraron beneficios económicos, ecológicos y sociales. La evaluación del éxito de las estrategias en sus diferentes componentes a lo largo del tiempo dependerá de la generación de un programa de monitoreo.

En el caso particular de este estudio, se analizaron variables del componente ecológico, teniendo variaciones en la composición, estructura, biomasa y carbono estimadas en la vegetación presente en las áreas destinadas a conservación y monitoreo en los SAS y SP que están relacionadas con las historias de uso previas y con el tiempo de recuperación que han tenido (etapa sucesional). Por lo que la estimación de esta línea base será de suma importancia para evaluar la recuperación de los sitios asociada con las distintas estrategias de restauración productiva implementadas. Asimismo, facilitará la generación de un programa de monitoreo que permita evaluar los cambios en los distintos atributos analizados y fomentar la conservación de las áreas aledañas a los SAS y SP, lo que garantizará que se mantengan bajo procesos de recuperación (sucesión), permitiendo la verificación de las acciones de restauración implementadas en la zona para asegurar su éxito y, en su caso, modificar las estrategias de restauración productiva para acelerar la recuperación de los atributos analizados.

AGRADECIMIENTOS

A la organización de la sociedad civil Investigación y Soluciones Socioambientales A.C. que generosamente cedió los datos que se utilizaron en este trabajo, y que provienen de dos proyectos sociales: 1) Monitoreo Adaptativo: Mitigación y Adaptación al cambio climático en Calakmul, Campeche financiado por Petróleos Mexicanos (PEMEX, 2015-2016), y 2) Manejo integral de acahuales y relación con la política ambiental financiado por la Alianza WWF y la Fundación Carlos Slim (2015-2019). Los autores agradecen a Manuel Arana por su apoyo en la identificación de las especies y a los propietarios de las parcelas: Román Hernández (BJ), Sebastián Badal (EEC) y Guillermo Pineda (LA). Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología que otorgó la beca número 953045 al primer autor.

LITERATURA CITADA

- Aryal D, De Jong B, Ochoa-Gaona S, Esparza-Olguín L, Mendoza-Vega J (2014) Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195: 220-230.
- Bah-Acheamfour M, Carlyle C, Bork E, Chang S (2014) Trees increase soil carbon and its stability in three agroforestry systems in central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* 328: 131-139.
- Bhagwat S, Willis K, Birks H, Whittaker R (2008) Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution* 23: 261-267.
- Borelli S, Conigliaro M, Olivier E (2017) Agroforestería para la restauración del paisaje: explorando el potencial de la agroforestería para mejorar la sostenibilidad y la resiliencia de los paisajes degradados. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 22p. <http://www.fao.org/3/b-i7374s.pdf> . Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

- Cabrera Chamorro G, Mosquera González J, Ordóñez Jurado H, Muñoz D, Ballesteros Possu W (2007) Estimación de la biomasa aérea y captura de carbono en árboles dispersos en potreros con motilon silvestre (*Freziera canescens*) en el Municipio de Pasto Nariño – Colombia. *Revista de Ciencias Agrícolas* 24: 46-55.
- Cairns M, Olmsted I, Granados J, Arguez J (2003) Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatán Peninsula. *Forest Ecology and Management* 186: 125-132.
- Casanova-Lugo F, Ramírez-Avilés L, Parsons D, Caamal-Maldonado A., Piñeiro-Vázquez A, Díaz-Echeverría V (2016) Servicios ambientales de los sistemas agroforestales tropicales. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 22: 269-284.
- Ceccon E (2013) Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. 1era edición. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. 288p.
- Ceccon E, Gómez-Ruiz P (2019). Las funciones ecológicas de los bambúes en la recuperación de servicios ambientales y en la restauración productiva de ecosistemas. *Revista de Biología Tropical* 67: 679-691.
- Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns M, Chambers J, Eamus D, *et al.* (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99.
- Chave J, Muller-Landau H., Baker T, Easdale T, ter Steege H, Webb C. (2006) Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. *Ecological Applications* 16(6):2356-2367.
- CITES (2019). Convención Sobre El Comercio Internacional De Especies Amenazadas De Fauna Y Flora Silvestres: Apéndices I, II y III. UNEP. Ginebra, Suiza
<https://cites.org/sites/default/files/esp/app/2019/S-Appendices-2019-11-26.pdf> Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

Colston T, Littlefair E, Barão-Nóbrega J, Hunter S, Cen A, Manders R *et al.* (2015) Amphibians and reptiles of the Calakmul Biosphere Reserve, México, with new records. Check List 11: 1-7.

Combe J, Budowsky G (1979) Clasificación de las Técnicas Agroforestales: Una revisión de literatura. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 32p.

http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/786/FOLLETO_CLASIFICACION_DE_LAS_TECNICAS_AGROFORESTALES.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

CONANP (2013) Nomination of Ancient Maya City and Protected Tropical Forest of Calakmul: By the Government of Mexico for Inscription on the World Heritage List. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Calakmul, México. 857p.

<https://whc.unesco.org/uploads/nominations/1061bis.pdf>. Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

CONAPO (2010) Índice de Marginación por entidad federativa y municipio. Consejo Nacional de Población. Distrito Federal, México.

http://www.conapo.gob.mx/en/CONAPO/Indices_de_Marginacion_2010_por_entidad_federativa_y_municipio. Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

CONEVAL (2020) Informe de pobreza y evaluación 2020, Campeche. Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. Ciudad de México, México. 120p.

https://www.coneval.org.mx/coordinacion/entidades/Documents/Informes_de_pobreza_y_evaluacion_2020_Documentos/Informe_Campeche_2020.pdf Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

DOF (2019) Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México,

México. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019 Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.

- Dominic Andreas M, Osen K, Grass I, Hölscher D, Tschamtk T, Wurz A, *et al.* (2020). Land use history determines ecosystem services and conservation value in tropical agroforestry. *Conservation Letters* 13: e12740.
- Ellis E, Hernández-Gómez I, Romero-Montero J (2017) Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* 26: 101-111.
- Esparza Olguín L, Martínez Romero E (2018) Diversidad y carbono almacenado en el área forestal permanente de Álvaro Obregón, Calakmul, Campeche. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9: 152-186.
- Esparza-Olguín L, Vargas-Contreras J, Martínez-Romero E, Escalona-Segura G (2019). Diversidad y biomasa de la selva circundante al Volcán de los Murciélagos, en Campeche, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 6: 79-90.
- García-Licona J, Esparza-Olguín L, Martínez-Romero E (2014). Estructura y composición de la vegetación leñosa de selvas en diferentes estadios sucesionales en el ejido El Carmen II, Calakmul, México. *Polibotánica* 38: 01-26.
- Gómez-Ruiz P, Lindig-Cisneros R (2017). La restauración ecológica clásica y los retos de la actualidad: La migración asistida como estrategia de adaptación al cambio climático. *Revista de Ciencias Ambientales* 51: 31-51.
- Gondwe B, Lerer S, Stisen S, Marín L, Rebolledo-Vieyra M, Merediz-Alonso G, *et al.* (2010) Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula: New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote sensing. *Journal of Hydrology* 389: 1–17.

- González-Jaramillo M, Martínez E, Esparza-Olguín L, Rangel-Salazar J (2016) Actualización del inventario de la avifauna de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, península de Yucatán, México: abundancia, estacionalidad y categoría de conservación. *Huitzil* 17: 54-106.
- Haas-Ek M, González-Valdivia N, Jong B, Ochoa-Gaona S, Aryal D (2019). Rebrote arbóreo en la regeneración del bosque tropical de Calakmul, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical* 67: 164-181.
- Hartoyo A, Siregar I, Supriyanto P, Thelaide I (2016) Biodiversity, carbon stocks and community monitoring in traditional agroforestry practices: preliminary results from two investigated villages in Berau, East Kalimantan. *Procedia Environmental Sciences* 33: 376-385.
- Hughes R, Kauffman J, Jaramillo V (1999) Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80: 1892-1907.
- INEGI (2014) Mapa digital de México. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/>. Fecha de consulta 4 de noviembre de 2020.
- IUCN (2020) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3. International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucnredlist.org>. Fecha de Consulta 4 de Noviembre de 2020.
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.
- Jost L, González-Oreja J (2012) Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56: 3-14.
- Klooster D, Masera O (2000). Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environmental Change* 10: 259-272.
- Martínez E, Sousa M, Ramos-Álvarez C (2001) Listados florísticos de México XXII. Región de Calakmul, Campeche. 1era edición. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. 57p

- Martínez Romero E, Esparza Olguín L (2010) Estudio de caso: deforestación en el estado de Campeche. Causas directas e indirectas de la principal amenaza sobre la biodiversidad. En: Villalobos-Zapata G, Mendoza Vega J (Coord). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp: 573-575.
- McNeely J, Schroth G (2006) Agroforestry and Biodiversity Conservation – Traditional Practices, Present Dynamics, and Lessons for the Future. *Biodiversity & Conservation* 15: 549–554.
- Moreno C, Barragán F, Pineda E, Pavón N (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1201.
- Moreno-Calles A, Casas A (2010) Agroforestry Systems: Restoration of Semiarid Zones in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological Restoration* 28: 361-368.
- Paschke M, Perkins L, Veblen K (2019) Restoration for multiple use. *Restoration Ecology* 27: 701-704.
- Urquiza-Haas T, Dolman PM, Peres CA (2007) Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 247: 80-90.
- Zamora-Crescencio P, Gutiérrez-Báez C, Folan W, Domínguez-Carrasco M, Villegas, P, Cabrera-Mis G, *et al.* (2012). La vegetación leñosa del sitio arqueológico de Oxpemul, municipio de Calakmul, Campeche, México. *Polibotánica* 33: 131-150.
- Zanne A, López-González G, Coomes D, Ilic J, Jansen S, Lewis S, Chave J. (2009) Global Wood Density Database. Dryad Identifier. <http://hdl.handle.net/1025/dryad.235>.

Anexos.

Tabla 1. Abundancia, estado de conservación y uso potencial de las especies identificadas en las áreas de estudio.

Familia / Especie	BJ	EEC	LA	NOM -059	IUCN	CITES	Usos
Anacardiaceae							
<i>Metopium brownei</i>	2	3	2		LC		Me, C
<i>Spondias mombin</i>			3		LC		A, M, C, Md, CV, U, Pa
Annonaceae							
<i>Mosannonna depressa</i>		2	39		LC		Me, M, CR
Apocynaceae							
<i>Cameraria latifolia</i>	1						M
<i>Cascabela gaumeri</i>	16	3			LC		CR, M
<i>Plumeria obtusa</i>	1				LC		M, O
Arecaceae							
<i>Cryosophila stauracantha</i>			12	A			U, M, O
<i>Roystonea regia</i>			4				I, O, Te, M
<i>Sabal yapa</i>			2				Ar, Md, O, U, Te
Bignoniaceae							
<i>Crescentia cujete</i>	5				LC		Ar, CR, M
<i>Handroanthus chrysanthus</i>		2		A			Md, O, CV, U, Me, M, C
Boraginaceae							
<i>Cordia dodecandra</i>		1					Md, A, U, M, Ar
Burseraceae							
<i>Bursera simaruba</i>	12	5	21		LC		M, Md, P, CV, F, C, I, E, Ar, Me
<i>Protium copal</i>			13		LC		M, Md, CR
Canellaceae							
<i>Canella winterana</i>		1					A, M, Md
Celastraceae							
<i>Maytenus schippii</i>		1	1				C
<i>Semialarium mexicanum</i>	4	2			LC		M, I
Combretaceae							
<i>Bucida buceras</i>	22						Md, C
Ebenaceae							
<i>Diospyros salicifolia</i>	5	2	6				M, Md, C
Euphorbiaceae							

<i>Croton arboreous</i>	11	6	1	LC	M, Me, CV, Md
<i>Croton icche</i>	22	9			C, Me
<i>Jatropha gaumeri</i>		5			CV, M
<i>Sebastiania adenophora</i>	3				Me
Lamiaceae					
<i>Vitex gaumeri</i>		4	2	EN	C, M, CV, Me, Ar, U
Lauraceae					
<i>Nectandra salicifolia</i>	1	9		LC	C, CV, Me
Leguminosae					
<i>Acacia centralis</i>		1	2		Md, C
<i>Acacia cornigera</i>		1			M, C, Me
<i>Acacia dolichostachya</i>	1			LC	Md, Me
<i>Acacia gaumeri</i>		3		NT	C, F, M, Me
<i>Bahuinia divaricata</i>	1		8	LC	M, Md, CR, F, C
<i>Caesalpinia mollis</i>		3			M, Md, Me
<i>Gliricidia sepium</i>	5				A, Ar, C, I, F, M, Md, Me
<i>Haematoxylum campechianum</i>	11	1		LC	I, Me, Md, C
<i>Havardia albicans</i>	1		3		Md, Me, CV, M, I
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	25	13	7	LC	M, Md, I, C, Me
<i>Lonchocarpus rugosus</i>			1	LC	I, Md, C, Me, M
<i>Lonchocarpus yucatanensis</i>		5	26	LC	Md, Me, C, M
<i>Lysiloma latisiliquum</i>			1	LC	Md, Me, C, F, M, U
<i>Mimosa bahamensis</i>		2		LC	C, F
<i>Piscidia piscipula</i>	4		6	LC	M, Md, Me, C, CV, F
<i>Platymiscium yucatanum</i>	1	2	1		Md, U, Ar
<i>Swartzia cubensis</i>			1		Me, C, M, Md
Malpighiaceae					
<i>Byrsonima bucidifolia</i>	1			LC	A
Malvaceae					
<i>Hampea trilobata</i>	1	2			Md, U, M, Me, C
<i>Pseudobombax ellipticum</i>			3	LC	F, O, Me, E, CR
Meliaceae					
<i>Cedrela odorata</i>		80		Pr VU III	Md, M, E, Ar, C, U, Me
<i>Trichilia minutiflora</i>	1		67	VU	M, Me, Md, C
Menispermaceae					
<i>Hyperbaena winzerlingii</i>	5				F, Me

Moraceae					
<i>Brosimum alicastrum</i>			31		Ar, A, U, Pa, Md, F, M
Myrtaceae					
<i>Eugenia ibarrae</i>	94	12	19		C
<i>Eugenia winzerlingii</i>	2			LC	Me, C, I
<i>Myrciaria floribunda</i>	1		28	LC	A, M
<i>Pimenta dioica</i>			1	LC	A, E, M, C, Md, U, I
Nyctaginaceae					
<i>Neea choriophylla</i>	4	5	13		I, M
Opiliaceae					
<i>Agonandra ovatifolia</i>			1		Me
Piperaceae					
<i>Piper yucatanense</i>			4		Me
Polygonaceae					
<i>Coccoloba acapulcensis</i>		5		LC	Md, U, Me
<i>Coccoloba cozumelensis</i>	7	15	5	LC	Md, Me
<i>Coccoloba reflexiflora</i>		2			Me, C
<i>Coccoloba spicata</i>		1	6	LC	CR, Md
<i>Gymnopodium floribundum</i>		11		LC	Me, C, Md, F
Primulaceae					
<i>Bonellia flammea</i>	6		3		M
<i>Bonellia macrocarpa</i>			2	LC	Ar, M, Md, O
Putranjivaceae					
<i>Drypetes lateliflora</i>		58	26	LC	Md, CR
Rhamnaceae					
<i>Krugiodendron ferreum</i>		7	4	LC	Md
Rubiaceae					
<i>Randia aculeata</i>	20	14	3	LC	Md, C, I, M
<i>Randia longiloba</i>	2		1	LC	A, C, CR, M, U
<i>Simira salvadorensis</i>		1	13		U, Md
Rutaceae					
<i>Casimiroa tetrameria</i>			3	LC	A
<i>Esenbeckia berlandieri</i>	1		1	EN	C, M, Me
Salicaceae					
<i>Zuelania guidonia</i>	1				M, Md, C
Sapindaceae					
<i>Exothea diphylla</i>		2	13	LC	M, Me

<i>Melicoccus oliviformis</i>			1			A, C, Md
<i>Talisia floresii</i>	1					A, U, Md, Me
<i>Thouinia paucidentata</i>	6	8	11		LC	Md, C, Me, M, CV
Sapotaceae						
<i>Manilkara zapota</i>	4	2	15			A, M, Md, I, Ar, F, U
<i>Pouteria campechiana</i>			13		LC	Md, A, M, Me
<i>Pouteria reticulata</i>	1	1	75			Md, A
<i>Sideroxylon salicifolium</i>	1		3			M, Md, Me, A
Urticaceae						
<i>Cecropia peltata</i>			2		LC	M, Ar, A, I, F, U, Pa, Md
Zygophyllaceae						
<i>Guaiacum sanctum</i>			1	A	NT II	M, Md, Me, O

Usos. C: Combustible (leña, carbón); Md: Madera (construcción, carpintería, ebanistería, leña, etc.);

Ar: Artesanía (figuras, cestos, etc.); F: Forraje; CR: Ceremonial o religioso; I: Industrial (etanol,

insecticida y otros químicos o metabolitos secundarios; E: Esencias, Cosméticos, jabones; P:

Pegamento o aislante; Me: Melífera; Pa: Papel; A: Alimento; O: Ornato; CV: Cerco vivo; M: Medicina;

U: Utensilios (escobas, etc.); Fb: Fibras para sogas y cordeles; Te: Techos.

Capítulo III. Fauna

Diversidad de fauna en ecosistemas agroforestales de la selva maya de Calakmul.

Capítulo III. Diversidad de fauna en ecosistemas agroforestales de la selva maya de Calakmul.

Introducción

La Reserva de la Biósfera de Calakmul (REBICA) comprende el bosque tropical más extenso en Mesoamérica y el mejor conservado de la región (Ellis et al. 2017). Sin embargo, los datos históricos indican que se han tenido períodos intensos de extracción de los recursos naturales, a los que se han sumado el incremento de las actividades agropecuarias y la urbanización de la región (Villalobos-Zapata & Mendoza Vega 2010). Lo anterior ha causado una fuerte deforestación en la región este que se encuentra aledaña a la REBICA, en donde se estima desde 2010 y hasta 2019 una pérdida de 30 900 ha de cobertura arbórea, lo que equivale a una disminución del 9.7% de la cobertura arbórea, teniendo en promedio una pérdida de 3433 ha/año en esta zona (GFW 2020). Estos cambios, pueden traer como consecuencias la disminución de diversidad, pérdida de especies y de los servicios ambientales, así como la pérdida del potencial económico y del valor estético que la diversidad biológica puede ofrecer (Challenger 1998; Douglas et al. 2007; Turner et al. 2001).

La modificación de la estructura (el patrón espacial de distribución de los organismos) y composición (especies presentes de la vegetación original del paisaje en la REBICA, ha afectado el funcionamiento de los ecosistemas, así como la composición y dinámica de las comunidades que los conforman (Vester et al. 2007; Aryal et al. 2014). Además, ha fragmentado y reducido el hábitat de muchas especies de fauna, lo que añade dificultad para que estas especies puedan atravesar estos espacios transformados (San Vicente y Valencia 2008), actuando como barrera para la migración y el flujo génico de las especies (Eycott et al. 2012).

Por su parte, los paisajes agrícolas que poseen cobertura abundante funcionan como amortiguadores para las áreas remanentes de vegetación (Wallace et al. 2005) y pueden funcionar como “corredores biológicos”. Estos corredores pueden definirse como “un territorio compuesto por cultivos y áreas protegidas que tienen

como objetivo mejorar la calidad de vida, tanto dentro como fuera del corredor, mediante la educación de la sociedad en cuanto a temas de gestión sostenible y de conservación de la biodiversidad” (Moreno y Guerrero-Jiménez 2019). Los corredores biológicos permiten compensar diversos inconvenientes ocasionados por la deforestación, degradación y fragmentación de los ecosistemas originales, tales beneficios son incrementar las tasas de colonización, disminuir los eventos de extinción local y mantener mayor diversidad de especies en los hábitats fragmentados (Haddad 1999).

Las estrategias de restauración productiva que implementan métodos agroecológicos mediante el establecimiento de sistemas agrosilviculturales y silvopastoriles incrementan la cobertura forestal y asignan áreas para la conservación de la vegetación y la limitación de actividades agropecuarias (Bhagwat et al. 2008; Moreno-Calles & Casas 2010; Hartoyo et al. 2016). Así mismo, permiten mantener vegetación que puede ser utilizada como hábitat complementario, tomando la función de corredor biológico (Harvey et al. 2008; Corella 2016). Dado el impacto de los procesos de deforestación en la REBICA, se establecieron como parte de una estrategia de restauración productiva, sistemas agrosilviculturales (SAC) en los ejidos Eugenio Echeverría Castellot I (EEC) y Los Ángeles (LA), así como un sistema silvopastoril (SP) en el ejido Benito Juárez II (BJ). Estos SAS y SP se diseñaron con la finalidad de disminuir el impacto de las actividades agrícolas convencionales sobre el ecosistema aledaño, contribuyendo a conservar la biodiversidad, mantener los servicios ecosistémicos, así como proporcionar seguridad alimentaria y ganancias económicas. Además del área productiva concebida con base en las necesidades de los pobladores de dichas comunidades y de las estrategias más adecuadas para la zona, se incluyó un área perimetral en cada módulo con la finalidad de funcionar como corredor biológico al conectar con otros remanentes de vegetación circundante.

Para evaluar que estas estrategias cumplan realmente su función es necesario incluir un programa de monitoreo que permita detectar cambios ecológicos tanto en etapas tempranas como a largo plazo (Paschke et al. 2019). Para inventariar la

diversidad faunística asociada a los SAS y SP se recomienda muestrear grupos taxonómicos de fácil monitoreo, identificación taxonómica y que, además, contengan especies que sean consideradas como indicadoras de la salud ambiental (i.e. anfibios, reptiles, aves y mamíferos) (Cáceres y Legendre 2009; Flombaum y Sala 2011; Esparza-Olguín et al. 2019). Los muestreos pueden realizarse mediante diferentes métodos (método de distancias recorridas, conteo por puntos de radio fijo, enfoque de conocimiento ecológico local, etc.). Sin embargo, el fototrampeo ha mostrado múltiples ventajas en comparación con otros destacando: su eficacia para estimar la abundancia de la población, en especial de especies crípticas (Monroy-Vilchis et al. 2009); la posibilidad de realizar muestreos por períodos prolongados, al ser sistemas que funcionan de manera automatizada; y la posibilidad de causar un disturbio mínimo para el monitoreo de la fauna (Boitani 2016).

El monitoreo permite reconocer la presencia de especies indicadoras, es decir aquellas que por sus características (presencia o ausencia, densidad de población, dispersión, éxito reproductivo, entre otras) pueden ser utilizadas como estimadoras de los atributos o estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles de medir de otra manera (Landres et al. 1988; Siddig et al. 2016).

Con base en lo anterior, el objetivo de este capítulo fue analizar las condiciones iniciales de la diversidad faunística, así como identificar especies clave/indicadoras en el área designada como corredor biológico del SP de BJ y de los SAS de los ejidos EEC y LA, con la finalidad de establecer un sistema de monitoreo a largo plazo que permita evaluar el impacto de las estrategias de restauración productiva implementadas.

Métodos

Área de Estudio

El estudio se realizó en el área designada como corredor biológico de los ejidos Benito Juárez II (BJ) (89° 27' 0.57" W, 18° 33' 18.68" N), Eugenio Echeverría Castellet I (EEC) (89° 35' 49.34" W, 18° 31' 53.21" N), y Los Ángeles (LA) (89° 10'

54.47" W, 18° 12' 51.91" N); pertenecientes al municipio de Calakmul, Campeche, México (figura 1). En estos ejidos se implementó una estrategia de restauración productiva basada en agrosistemas, en donde se conformaron áreas para la producción agrícola (SAS) o pecuaria (SP), intercaladas con árboles para el aprovechamiento maderable y no maderable; además de un área perimetral donde se permite la regeneración de la vegetación circundante al evitar la realización de actividades productivas (Cuadro 1)

Cuadro 1. Acciones de restauración productiva implementadas en los ejidos Benito Juárez II, Eugenio Echeverría Castellot I y los Ángeles.

Tipo de sistema	Ejido	Acciones implementadas
Silvopastoril	Benito Juárez II	<ul style="list-style-type: none"> • Crianza de ovinos • Banco de proteínas mediante pastizales y árboles forrajeros (<i>Leucaena leucocephala</i>) • Rotación del hato para garantizar la disponibilidad de alimento.
Agrosilvicultural	Eugenio Echeverría Castellot I	<ul style="list-style-type: none"> • Establecimiento de plantaciones frutales: limón persa, papaya, zapote y cocos • Establecimiento de cultivos: maíz (<i>Zea mays</i>), chiles (<i>Capsicum chinense</i>) y tomates (<i>Solanum lycopersicum</i>). • Establecimiento de plantaciones frutales: pimienta (Pimienta dioica), aguacate (<i>Persea americana</i>), guanábana (<i>Annona muricata</i>) y papaya (<i>Carica papaya</i>).
	Los Ángeles	

En las áreas circundantes a los SAS y SP se presenta un mosaico formado por parcelas agrícolas y vegetación secundaria derivada de selvas medianas subperennifolias en diferentes etapas de madurez o fases sucesionales. En el SP de BJ, la vegetación aledaña corresponde a vegetación secundaria en fase temprana y a pastizal (potrero abandonado); en el SAS de EEC la vegetación que lo circunda corresponde a un mosaico de vegetación secundaria derivada de selva

en fases temprana e intermedia y finalmente en el SAS de LA, la vegetación en el área perimetral corresponde a vegetación secundaria en fases tardía e intermedia.

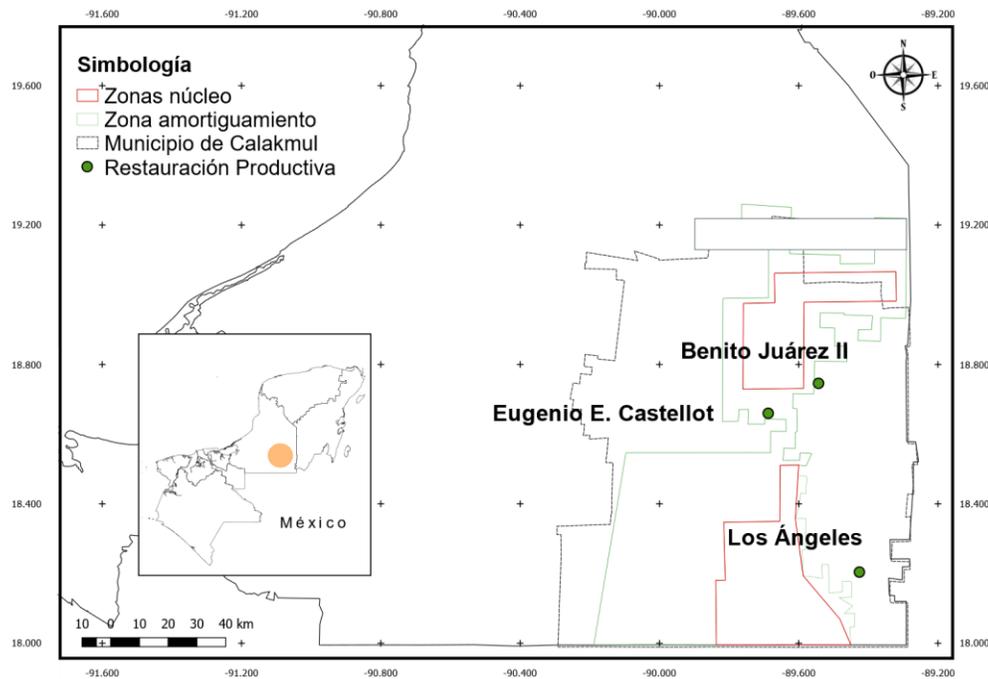


Figura 1. Ubicación de los módulos agroforestales con un área designada a funcionar como corredor biológico.

Fototrampeo

El fototrampeo fue empleado en este estudio considerando la necesidad de registrar el tránsito de la fauna a través de los sitios designados como corredores en BJ, EEC y LA, y la ventaja que proporciona este método al poder establecer un sistema automatizado con cámaras trampa que funcionan de manera continua a lo largo del día y por períodos prolongados. Entre los meses de febrero a octubre de 2018 se instalaron nueve cámaras trampa (Bushnell Trophy Cam-119736c y Stealth Cam STC-U840IR) de manera no simultánea en las áreas perimetrales (corredor biológico) de los SAS y SP. Las cámaras se distribuyeron en nueve estaciones simples de muestreo; correspondiendo a tres estaciones (1 cámara por estación) por cada SAS y SP, funcionando las 24 horas y cubriendo un total de 1620 días / trampa (180 días efectivos por cada una de las nueve estaciones). Se

distribuyeron a distancia variable (Figura 2), en sitios donde se detectó actividad de fauna (caminos, huellas etc.) dentro de las áreas mencionadas, sin utilizar cebos.

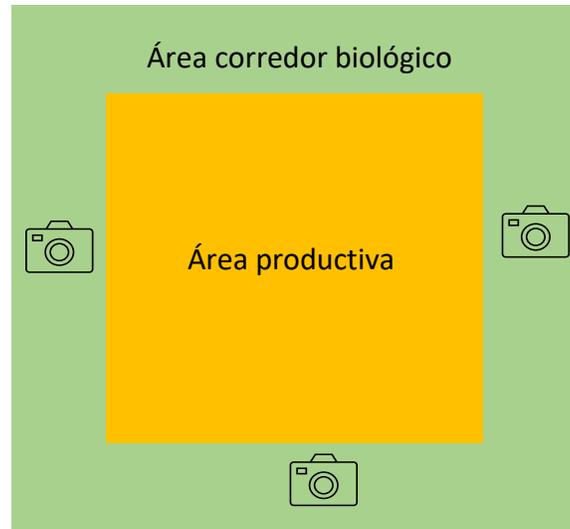


Figura 2. Estaciones de muestreo simples, con una cámara trampa, montadas a distancia variable en los lados de la sección correspondiente al corredor biológico, en donde también se establecen parcelas para el monitoreo de la vegetación.

Las cámaras se equiparon con baterías externas (selladas) como fuente de poder, tarjetas microSD de 32 gigabytes para el almacenamiento y se configuraron a una resolución de 8 megapíxeles por fotografía, con un retraso mínimo de 15 segundos entre cada disparo.

Durante el muestreo se realizaron visitas cada treinta días a los sitios con la finalidad de dar mantenimiento, verificar su correcto funcionamiento y respaldar las fotografías capturadas.

Análisis de datos

Se examinó cada fotografía obtenida para registrar la especie observada, clasificándolas como registros independientes o duplicados. Los registros se consideraron independientes cuando se encontraron: (i) fotografías consecutivas de individuos diferentes, (ii) fotografías de la misma especie separadas por al

menos 24 h y (iii) fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. En el caso de las especies gregarias, el número de registros independientes se estimó con base al número de individuos observados en una fotografía (Monroy-Vilchis et al. 2011).

A partir de las especies registradas se evaluó la diversidad de fauna y el índice de abundancia relativa (IAR). El IAR se calculó mediante la fórmula sugerida por Lira-Torres y Briones-Salas (2012): $IAR = C/EM * 1000$ trampas-noche, donde C = Capturas o eventos independientes fotografiados, EM = Esfuerzo de Muestreo (núm. de cámaras trampa por días de monitoreo) y 1000 días-trampa = (unidad estándar).

De igual manera, se documentó la estacionalidad (aves) (Berlanga et al. 2008), el gremio trófico (González-Salazar et al. 2014) y el endemismo (Sosa-Escalante et al. 2013; Vargas-Contreras et al. 2005), así como la categoría reportada en los listados de la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010, Diario Oficial de la Federación 2019), la Lista Roja de IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza 2020) y los apéndices de CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres 2019) para las especies registradas.

Con el listado de especies obtenido, se recopiló en literatura especializada información referente a los hábitos alimenticios, requerimientos de hábitat, y vulnerabilidad. Con dicha información se eligieron de las especies presentes en los módulos aquellas que pueden funcionar como indicadores ecológicos potenciales para la zona de estudio. Se consideraron indicadores de salud ambiental a aquellas especies que: 1) Son funcionalmente importantes en el ecosistema, 2) tienen preferencias por hábitats con bosques maduros o con vegetación estructuralmente compleja con bajo grado de perturbación, 3) que requieren grandes áreas para mantener poblaciones viables, 4) que son sensibles a perturbaciones del ecosistema, 5) se relacionan como indicadores de otras especies y con recursos específicos y 6) son fáciles y económicos de medir, recolectar e identificar (González-Valdivia et al. 2011).

Resultados

Diversidad

Durante el período de fototrampeo el esfuerzo total de muestreo para todos los SAS y SP fue de 1620 días / trampa, en donde se obtuvieron 2239 fotografías de las cuales 293 corresponden a registros independientes. El esfuerzo de muestreo por cada SAS y SP fue de 540 días / trampa, en donde el mayor número de registros independientes se obtuvo en el SAS de LA (n=128), seguido del SAS en EEC (n=90) y del SP en BJ (n=75). En las fotografías se registraron tres clases, 13 órdenes y 33 especies (Figura 3) de la cuales, 17 se presentan en el SP de BJ y 20 en los SAS de EEC y LA. Del total de las especies, 17 corresponden a la clase Mammalia, en donde el orden con mayor número de especies fue Carnivora (n=7), seguido de Rodentia (n=4); por su parte, los herbívoros fueron el gremio trófico con mayor número de especies (n=6) (figura 3). En cuanto a las Aves, se detectaron 15 especies, siendo los órdenes con mayor número de especies Galliformes (n=5) y Passeriformes (n=5) y con los insectívoros como el gremio trófico con el mayor número de especies (n=5). Solo se documentó una especie de la clase Reptilia del orden Squamata (*Sceloporus chrysostictus*).

El 15% (n=5) del total las especies registradas son cuasi-endémicas de México y el 12% (n=4) endémicas de Mesoamérica. Además, 33.33 % (n=10; 5 mamíferos y 5 aves) están en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, 18.18 % (n=6; 4 mamíferos y 2 aves) bajo alguna categoría de riesgo en la UICN; y 39 % (n=13; 10 mamíferos y 3 aves) en alguno de los apéndices de la CITES. Destacan por estar en las tres listas y considerarse en peligro de extinción *Ateles geoffroyi* y *Tapirus bairdii* (Cuadro 2).

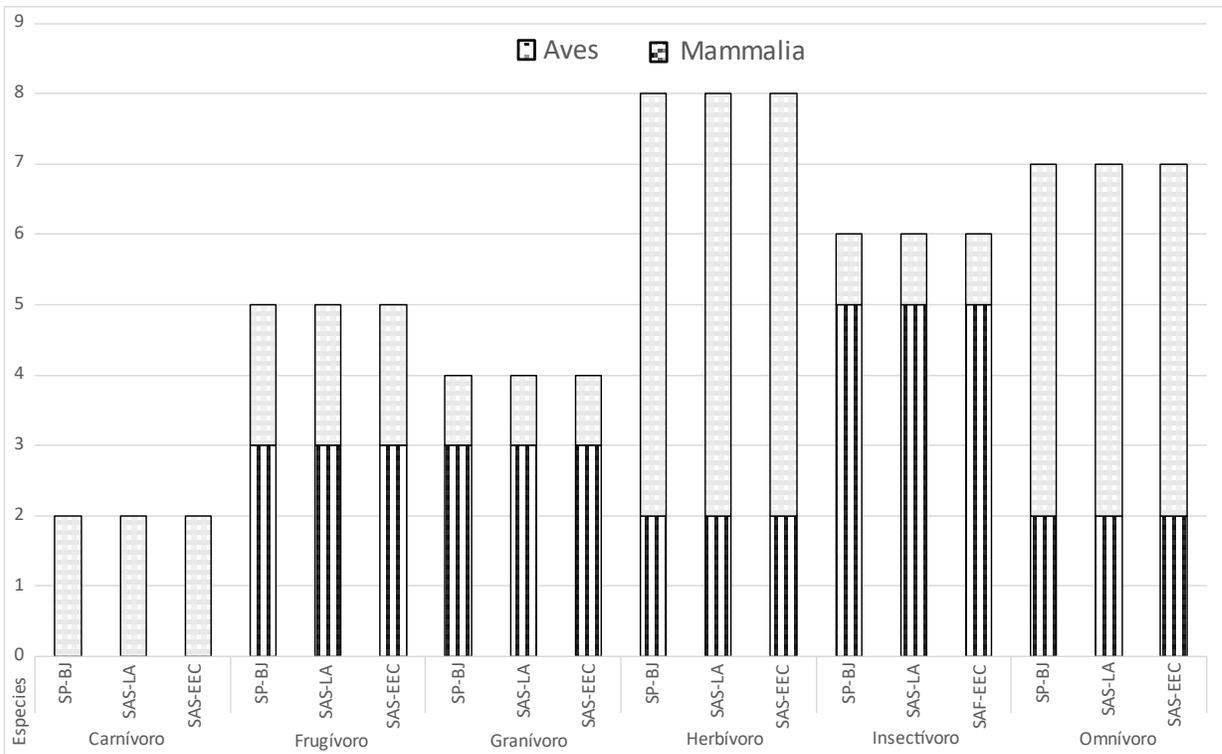


Figura 3. Especies registrados por gremio para el sistema silvopastoril en Benito Juárez II (SP-BJ), y los sistemas agrosilviculturales en Eugenio Echeverría Castellot I (SAS-EEC) y Los Ángeles (SAS-LA).

Cuadro 2. Listado faunístico en el sistema silvopastoril de Benito Juárez y los sistemas agrosilviculturales de Eugenio Echeverría Castellot I y Los Ángeles en Calakmul, Campeche, México. Las abreviaciones se describen a continuación. Estacionalidad (Es): R= Residente Mi= Migratorio de Invierno; Gremio (G): O=Omnívoro, F= Frugívoro, G= Granívoro, I= Insectívoro, H= Herbívoro, C= Carnívoro, NI= No identificado; Endemismo (En): EM= Endémica de Mesoamérica, CE= Cuasiendémica (México), NE= No endémica; EEC= Eugenio Echeverría Castellot, LA= Los Ángeles, BJ= Benito Juárez. Categoría de protección en México (NOM-059): P= en peligro de extinción, A= amenazada, PR= sujeta a protección especial, NR= no reportada. Categoría de conservación en la UICN: EN= en peligro, VU= vulnerable, NT= casi amenazada, LC= preocupación menor. Categoría de protección en la CITES: I= apéndice I, II= apéndice II, III=apéndice III, NR= No reportada.

Clase/Orden/Familia/Especie	Categoría						Índice de abundancia relativa		
	Es	G	En	NOM-059	UICN	CITES	BJ	EEC	LA
Aves									
Gruiformes									
Rallidae									
<i>Aramides cajaneus</i>	R	O	NE	NR	LC	NR	12.96	-	-
Galliformes									
Odontophoridae									
<i>Colinus nigrogularis</i>	R	G	CE	NR	LC	NR	-	3.70	-
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	R	H	NE	Pr	LC	NR	1.85	1.85	-
Cracidae									
<i>Crax rubra</i> ^s	R	F	NE	A	VU	III	-	-	5.55
<i>Ortalis vetula</i>	R	F	NE	NR	LC	III	11.11	12.96	55.55
Phasianidae									
<i>Meleagris ocellata</i> ^s	R	H	CE	A	NT	III	-	1.85	1.85
Passeriformes									
Tyrannidae									
<i>Myiarchus yucatanensis</i>	R	I	CE	NR	LC	NR	-	1.85	-
Turdidae									
<i>Turdus grayi</i>	R	I	NE	NR	LC	NR	3.70	3.70	3.70
Parulidae									
<i>Seiurus aurocapilla</i>	MI	I	NE	NR	LC	NR	-	-	9.26
<i>Mniotilta varia</i>	MI	I	NE	NR	LC	NR	1.85	-	-
Corvidae									
<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	R	O	CE	NR	LC	NR	-	11.11	-
Columbiformes									
Columbidae									
<i>Leptotila verreauxi</i>	R	G	NE	Pr	LC	NR	9.25	29.62	1.85
<i>Zenaida asiatica</i>	R, MI	G	NE	NR	LC	NR	18.51	1.85	5.55
Caprimulgiformes									
Caprimulgidae									
<i>Nyctiphrynus yucatanicus</i>	R	I	CE	NR	LC	NR	-	3.70	-
Tinamiformes									
Tinamidae									
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	R	F	NE	Pr	LC	NR	5.55	3.70	7.40
Mammalia									
Primates									
Atelidae									
<i>Ateles geoffroyi</i> ^s		F	EM	P	EN	I, II	-	-	1.85
Rodentia									
Cricetidae									
<i>Peromyscus yucatanicus</i>		G	EM	NR	LC	NR	-	-	20.37
<i>Sigmodon hispidus</i>		H	EM	NR	LC	NR	3.70	-	-
Cuniculidae									

<i>Cuniculus paca</i>	H	NE	NR	LC	III	-	-	1.85
Dasyproctidae								
<i>Dasyprocta punctata</i>	F	NE	NR	LC	III	5.55	5.55	-
Didelphimorphia								
Didelphidae								
<i>Didelphis marsupialis</i>	O	NE	NR	LC	NR	1.85	-	7.40
Carnivora								
Procyonidae								
<i>Nasua narica</i>	O	NE	NR	LC	III	3.70	7.40	25.92
<i>Procyon lotor</i>	O	NE	NR	LC	NR	-	1.85	-
Mephitidae								
<i>Conepatus semistriatus</i>	I	NE	Pr	LC	NR	5.55	1.85	1.85
Canidae								
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	O	NE	NR	LC	NR	42.59	61.11	1.85
Mustelidae								
<i>Eira barbara</i>	O	NE	P	LC	III	1.85	5.55	-
Felidae								
<i>Leopardus pardalis</i> ^s	C	NE	P	LC	I	-	1.85	1.85
<i>Leopardus wiedii</i> ^s	C	NE	P	NT	I	1.85	-	27.77
Artiodactyla								
Cervidae								
<i>Odocoileus virginianus</i>	H	NE	NR	LC	III	7.40	3.70	-
<i>Mazama pandora</i>	H	EM	NR	VU	NR	-	1.85	44.44
Tayassuidae								
<i>Pecari tajacu</i>	H	NE	NR	LC	II	-	-	5.55
Perissodactyla								
Tapiridae								
<i>Tapirus bairdii</i> ^s	H	NE	P	EN	I	-	-	1.85
Reptilia								
Squamata								
Phrynosomatidae								
<i>Sceloporus chrysostictus</i>	NI	NE	NR	LC	NR	-	-	3.70

Índice de Abundancia Relativa

Las especies más abundantes en las estaciones variaron conforme a los sitios y la clase (Cuadro 1). Para la clase Mammalia, tanto en el SP de BJ y el SAS en EEC, *Urocyon cinereoargenteus* (zorro gris) fue la especie con el mayor índice de abundancia relativa (IAR=42.59 y 61.11 respectivamente); mientras que en LA, *Mazama pandora* (temazate pardo) fue la especie con mayor valor (IAR=44.44).

Para la clase Aves, en el SP de BJ *Zenaida asiatica* (paloma ala blanca) fue la especie más abundante (IAR=18.51), en EEC *Leptotila verreauxi* (paloma arroyera) (IAR=29.62) y *Ortalis vetula* (chachalaca) en el caso del SAS en LA (IAR=55.55).

La clase Reptilia sólo se identificó en LA, presentando una sola especie *Sceloporus chrysostictus* (lagartija espinosa de pintas amarillas) del orden Squamata, con un IAR de 3.70.

Especies Indicadoras

Con base en la sistematización de la bibliografía especializada y los criterios considerados para especies indicadoras, se identificaron seis potenciales indicadores (Figura 4):

1. *Ateles geoffroyi* (mono araña), por ser una especie que requiere grandes áreas, en buen estado de conservación para su supervivencia (SEMARNAT-CONANP 2012; Campbell 2008);
2. *Leopardus pardalis* (ocelote) por ser sensible a perturbaciones ambientales como la caza y la disminución de sus presas, además de que requiere grandes extensiones de terreno y vegetación densa para su subsistencia (Ludlow y Sunquist 1987; Payan y Trujillo 2006; Haines et al. 2006);
3. *Leopardus wiedii* (Tigrillo), ya que se ha observado que su presencia se relaciona con condiciones de vegetación madura o en fases tardías y de baja perturbación antropogénica (Hernández-Sánchez 2017; Hodge 2014; Pérez-Irineo et al. 2017);
4. *Tapirus bairdii* (tapir), por ser indicador de buena salud ambiental al requerir grandes áreas con bajo nivel de perturbación para subsistir (Zapata y Dyer 2003; Botello et al. 2014; García y Leonarodo 2016; March y Naranjo 2005, Carrillo-Reyna et al. 2015; Naranjo 2015);
5. *Crax rubra* (hocofaisán), al ser altamente sensible a perturbaciones ambientales y tener preferencia por bosques maduros (Pardo et al. 2017; Brooks 2006);

6. *Melleagris ocellata* (pavo ocelado), al requerir áreas con alta cobertura forestal para poder subsistir, así como ser vulnerable a la reducción y fragmentación de su hábitat (González et al. 1998; Kampichler et al. 2010).

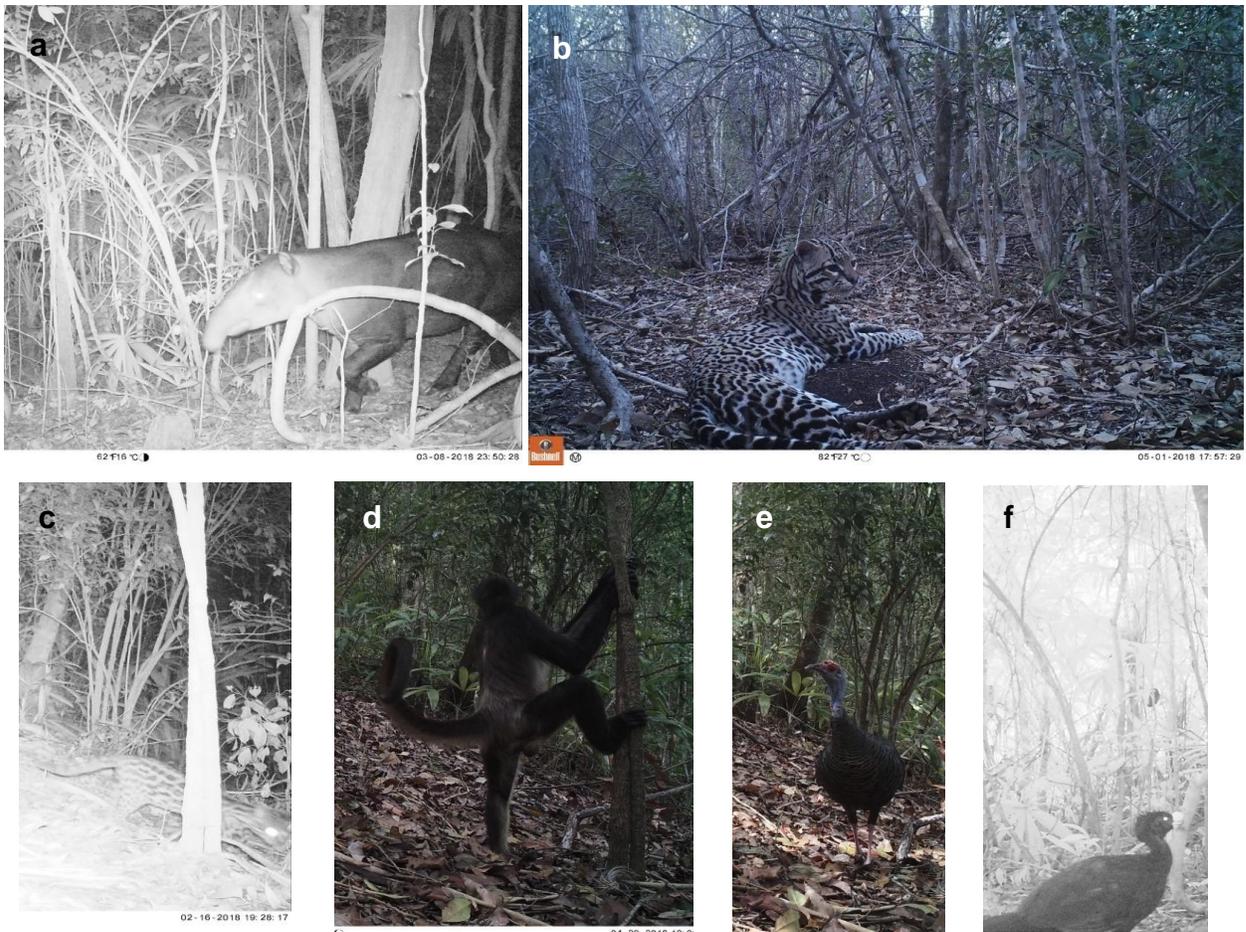


Figura 4. Especies seleccionadas como indicadoras de salud ambiental en los ejidos Benito Juárez, Los Ángeles y Eugenio Echeverría Castellot en Calakmul, Campeche. a) *Tapirus bairdii* (tapir), b) *Leopardus pardalis* (ocelote), c) *Leopardus wiedii* (tigrillo), d) *Ateles geoffroyi* (mono araña), e) *Melleagris ocellata* (pavo ocelado) y f) *Crax rubra* (hocofaisán).

Discusión.

De las 49 especies de mamíferos reportadas por otros autores para la región de Calakmul (Vargas-Contreras et al. 2005) y las 103 reportadas para el estado de Campeche (Sosa-Escalante et al. 2013), las 17 especies encontradas para este estudio representan 34.69% y 16.5 %, respectivamente. En el caso de las aves, las 15 reportadas para este estudio representan 3% de las 403 especies que pueden encontrarse a los alrededores de la REBICA (González-Jaramillo et al 2016). Finalmente, para los reptiles, la única especie encontrada representa el 1.4% de las 69 especies presentes en la región de Calakmul (Colston et al. 2015).

Las variaciones en los registros aquí presentados pueden deberse a las técnicas de muestreo empleadas, ya que en los otros estudios se utilizaron diversos métodos de muestreo como la colecta directa de individuos, el registro de huellas y excretas, la observación directa, transectos y la compilación de listados de diversidad mediante bases bibliográficas. Lo anterior sugiere la necesidad de usar métodos complementarios al fototrampeo, como los transectos o los puntos de conteos, ya que estos permiten tener un área de detección más amplia a través de los diferentes estratos de la vegetación (Zárate-Betzal et al. 2019), lo que permitirá ampliar los registros y generar información importante en estudios posteriores para los sitios con restauración productiva analizados en este trabajo.

Otro factor que contribuye a las diferencias en la presencia de las especies en los SAS y SP es la fase de recuperación (fase sucesional) en que se encuentra la vegetación, dado que el grado de perturbación del hábitat es un factor crítico en relación con la diversidad de especies que pueden encontrarse en los bosques tropicales (Connel 1978). En este estudio, la vegetación circundante a las estaciones de fototrampeo muestran diferentes grados de recuperación, es decir se encuentran en diferentes etapas sucesionales y esto puede contribuir a que el número de registros, la diversidad faunística y las abundancias sean mayores en los SAS de EEC y LA, que presentan estructura y diversidad vegetal más compleja en comparación con el SP de BJ.

La disponibilidad de recursos en los sitios con estructura vegetal más compleja se hace notable al observar registros de *Nasua narica* (coatí) acompañadas de individuos juveniles, lo que sugiere que existen reservas suficientes de agua y otros recursos (Valenzuela 1998). También es probable que los componentes de los SAS al incluir diversos cultivos y frutales atraigan la presencia de esta (y otras) especie (s). Por ejemplo, el coatí (*N. narica*) como parte de su dieta incluye a la papaya (*Carica papaya*) (Valenzuela 1998) que es un cultivo representativo tanto en EEC como en LA, sitios en donde se registraron los valores de IAR más altos para esta especie.

De igual manera, otras especies hacen uso de los recursos disponibles en la vegetación circundante a los SAS o SP, en donde pueden encontrar especies que forman parte importante de sus dietas o que son usadas para anidar, hacer madrigueras o servir de dormideros, como es el caso del mono araña (*A. geoffroyi*) con hábitos arbóreos, del cual el ramón (*Brosimum alicastrum*) forma parte importante de su dieta (Cant 1990). De esta especie se registró un individuo a nivel del suelo, acción que sucede rara vez (Figura 4, d) y que puede atribuirse a la búsqueda de recursos como ha sido reportado anteriormente por Campbell et al. (2005). Otras especies también tienen preferencias alimenticias similares, como el hocofaisán (*C. rubra*), para la cual se han reportado que se alimenta de frutos, flores y hojas del zapote (*Manilkara zapota*), guarumbo (*Cecropia peltata*) y ramón (*B. alicastrum*), (López et al. 2014; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2017). Por otra parte, el coatí (*N. narica*) (Valenzuela 1998) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) (Pérez-Cortes y Reyna-Hurtado 2008) se alimentan de frutos de ramón (*B. alicastrum*). Lo anterior sugiere que los individuos de estas y otras especies identificadas podrían estar utilizando las áreas designadas como corredores biológicos desde otros parches cercanos a los SAS y SP, aproximándose a estas áreas en búsqueda de recursos.

La presencia de especies que consumen frutos puede jugar un papel importante en la dispersión de semillas, tal como ha sido reportado en el caso del hocofaisán (*C. rubra*) (López et al. 2014), el sereque (*Dasyprocta punctata*) (Aliaga-Rossel

2008), el tapir (*T. bairdii*) (Fragoso 1997; Olmos 1997) y el zorro gris (*U. cinereoargenteus*) (Villalobos Escalante 2014), lo que contribuiría de manera importante en la regeneración de las comunidades vegetales (López et al. 2014; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2017).

Con respecto al zorro gris (*U. cinereoargenteus*), a pesar de ser la especie con los valores más altos de IAR para todo el estudio, su presencia no se relaciona con los sitios de mayor cobertura vegetal. Lo anterior puede deberse a que esta especie es generalista (Villalobos-Escalante et al. 2014), se adapta a distintos tipos de alimentación y muestra preferencia por hábitats más abiertos (Harmsen 2018) lo que justifica que sea la especie más abundante en BJ y EEC.

La única especie de reptil identificada en este estudio. la lagartija espinosa de pintas amarillas (*S. chrysostictus*), se ha sugerido que prefiere hábitats perturbados (Calderón-Mandujano 2008) y que su abundancia cambia con respecto al grado de recuperación del hábitat, siendo menos abundantes en hábitats recuperados (Calderón-Mandujano 2008). Si bien en el estudio la especie fue observada en LA, donde la vegetación se encuentra en mejor estado de recuperación (fases intermedia y tardía de la sucesión), esto no puede ser tomado como un cambio en las preferencias de esta especie dado que sólo se obtuvo un registro de la misma.

Con respecto a las especies indicadoras, estas se han utilizado en otros estudios para poder monitorear el estado del hábitat, ya que pueden reflejar atributos del ecosistema (Martín-Regalado 2019). En este sentido, la mayor cantidad de especies seleccionadas como indicadoras de salud en el estudio se observaron en el SAS de LA, el sitio con estructura vegetal de mayor complejidad, es decir los sitios que presentan un mejor estado de conservación, lo que permite la subsistencia de especies como *A. geoffroyi*, *C. rubra*, *L. pardalis*, *L. wideii*, *M. ocellata* y *T. bairdii*, observadas en el SAS en LA, abarcando de este modo a todas las especies seleccionadas como indicadoras de salud para este estudio. En el SAS de EEC sólo se observaron a *L. pardalis* y *M. ocellata*, y en el SP de BJ solamente *L. wideii*.

De igual manera, otras especies podrían indicar un grado mayor de perturbación, al registrar preferencias de estas hacia vegetación secundaria. Las anteriores pueden observarse en todos los sitios de este estudio en donde las cámaras trampa se encuentran más próximas a áreas abiertas de vegetación, lo que concuerda con otros reportes, como en el caso de *L. verreauxi* (González-Valdivia 2011), *C. cinnamomeus* (Almazán-Núñez 2009) y *O. vetula* (González-Valdivia 2011).

Lo anterior sugiere que el uso de especies indicadoras es una herramienta eficiente para conocer el estado de salud de un ecosistema, como ha sido sugerido por Cáceres et al. (2010), lo que brinda la posibilidad de evaluar el éxito o no de las estrategias de restauración productiva implementadas en relación con la conservación de la fauna.

A pesar de que los indicadores ecológicos han sido descritos como una potencial forma de conocer el estado de los ecosistemas, muy pocas veces han sido probadas rigurosamente con base a la función de indicador (Weaver 1995). En ese sentido, aunque hay información en relación con las especies seleccionadas como indicadoras para este estudio en la región (P. ej. Pérez-Cortez et al. 2012; Carrillo-Reyna et al. 2015; Sandoval-Seres et al. 2016; Reyna-Hurtado et al. 2016; Delgado-Martínez et al. 2021; Estrada et al. 2004; Briceño-Méndez et al. 2017), existen pocos estudios donde sean propuestas como especies indicadoras, destacando el aporte de García et al. 2019 quienes han utilizado a *T. bairdii* como una especie indicadora de integridad ecológica en la Reserva de la Biósfera Maya en Guatemala. Dado lo anterior, es necesario sumar esfuerzos para evidenciar la eficacia de las especies indicadoras, lo que permitirá mejorar su implementación como herramienta de evaluación de los ecosistemas.

Conclusiones

El monitoreo de los corredores biológicos en los módulos agroforestales mediante cámaras trampa ha demostrado que son usados por diferentes especies de fauna, lo que puede jugar un papel importante en la salud del ecosistema al permitir el

tránsito de la fauna entre parches de vegetación en distintas condiciones y áreas agropecuarias.

Se recomienda utilizar las especies indicadoras identificadas en este estudio, es decir, el mono araña (*A. geoffroyi*), el hocofaisán (*C. rubra*), el ocelote (*L. pardalis*), el triguillo (*L. wideii*), el pavo ocelado (*M. ocellata*) y el tapir (*T. bairdii*) para medir la progresión en el estado de salud de los sitios y verificar el impacto a largo plazo de las estrategias de restauración implementadas en EEC, LA Y BJ. Lo anterior contribuirá a incrementar las probabilidades de conservar a especies en estado crítico de conservación que se desplazan en las cercanías de la REBICA.

Literatura Citada

- Aliaga-Rossel E, Kays R, Fragoso J. 2008. Home-Range Use by the Central American Agouti (*Dasyprocta punctata*) on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 367–374. doi:10.2307/25172938.
- Almazán-Núñez R, Puebla-Olivares F, Almazán-Juárez Á. 2009. Diversidad de aves en bosques de pino-encino del centro de Guerrero, México. *Acta zoológica mexicana* 25: 123-142.
- Aryal D, de Jong B, Ochoa-Gaona S, Esparza-Olguín L, Mendoza-Vega J. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195:220-230.
- Berlanga H, Rodríguez-Contreras V, Oliveras-de Ita A, Escobar M, Rodríguez L, Vieyra J, Vargas V. 2008. Red de conocimientos sobre las aves de México (AVESMX). México D.F.: CONABIO. [Consultado el 20 de septiembre de 2020] <http://avesmx.conabio.gob.mx/>.
- Bhagwat S, Willis K, Birks H, Whittaker R. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution* 23: 261-267.
- Boitani L. 2016. Camera trapping for wildlife research. United Kingdom: Pelagic Publishing Ltd. 320 pp. ISBN: 9781784270643

- Botello F, Sánchez-Hernández J, Hernández O, Reyes-Chávez D, Sánchez-Cordero V. 2014. Registros notables del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la Sierra Mixe, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:995-999.
- Briceño-Méndez M, Naranjo E, Pérez-Irineo G, Contreras-Perera Y, Sandoval-Serés E, Hidalgo-Mihart M. 2017. Richness and trophic guilds of carnivorous mammals in ejido Nuevo Becal, Calakmul, Campeche, Mexico. *Therya* 8: 145-150.
- Brooks D. 2006. The utility of hotspot identification for forest management: Cracids as bioindicators. *Acta Zoologica Sinica* 52: 199-201.
- Cáceres M, Legendre P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566-3574.
- Cáceres M, Legendre P, y Moretti M. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*: 119: 1674-1684.
- Calderon-Mandujano R, Galindo-Leal C, Cedeno-Vazquez J. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24: 95-114.
- Campbell C, Aureli F, Chapman C, Ramos-Fernández G, Matthews K, Russo S, Suarez S, Laura Vick. 2005. Terrestrial Behavior of *Ateles* spp. *International Journal of Primatology*. 26: 1039–1051. doi:10.1007/s10764-005-6457-1
- Campbell C. eds. 2008. Spider monkeys: Behavior, ecology and evolution of the genus *Ateles* (Vol. 55). Unites States of North America: Cambridge University Press. 352 pp. ISBN: 9780521867504.
- Cant J. 1990. Feeding ecology of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) at Tikal, Guatemala. *Human Evolution* 5: 269–281. DOI:10.1007/bf02437243

- Carrillo-Reyna N, Reyna-Hurtado R, Schmook B. 2015. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Kú, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86: 202-207.
- [CITES] Convención Sobre El Comercio Internacional De Especies Amenazadas De Fauna Y Flora Silvestres. 2019. Apéndices I, II y III. UNEP. Ginebra, Suiza [Consultado en noviembre de 2020]
<https://cites.org/sites/default/files/esp/app/2019/S-Appendices-2019-11-26.pdf>
- Challenger A. 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología (UNAM) pp. 25-71. ISBN: 9709000020.
- Colston T, Littlefair E, Barão-Nóbrega J, Hunter S, Cen A, Manders R, Lett A, Wilmott J, Cameron G, Hunter S. et al. 2015. Amphibians and reptiles of the Calakmul Biosphere Reserve, México, with new records. *Check List* 11: 1-7
- Connell J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Corella Saborío M. 2016. Agroforestería y biodiversidad: La importancia de los sistemas agroforestales en la conservación de especies. *Repertorio Científico* 19: 1-4.
- Delgado-Martínez C, Spaan D, Contreras-Moreno F, Simá-Pantí D, Mendoza E. 2021. Spider monkey use of natural and artificial terrestrial water sources in Calakmul, Mexico. *Behaviour* 158: 161-175.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México. [Consultado en noviembre de 2020]

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/20

19

- Douglas E, Wood S, Sebastian K, Vorosmarty C, Chomitz K, y Tomich P. 2007. Policy Implications of a Pan-tropic Assessment of the Simultaneous Hydrological and Biodiversity Impacts of Deforestation. *Water Resource Management* 21: 211–232
- Ellis E, Hernández-Gómez I, Romero-Montero J. 2017. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* 26: 101-111.
- Esparza-Olguín L, Martínez-Romero E, Maya-Martínez A, Hernández-Dzib G, González-Jaramillo M. 2019. Capítulo 5. Componente corredor biológico. En: A. Maya-Martínez, N.G. Uzcanga-Pérez, A.L. del Ángel-Pérez, B.S. Larqué-Saavedra y L. Esparza-Olguín. eds. Módulos agroforestales de producción diversificada e intensiva en bosque templado y selva húmeda de México. México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. pp. 21.
- Estrada A, Luecke L, Van Belle S, Barrueta E, Meda M. 2004. Survey of black howler (*Alouatta pigra*) and spider (*Ateles geoffroyi*) monkeys in the Mayan sites of Calakmul and Yaxchilán, Mexico and Tikal, Guatemala. *Primates* 45: 33-39.
- Eycott A, Stewart G, Buyung-Ali L, Bowler D, Watts K, Pullin A. 2012. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape ecology* 27: 1263-1278.
- Flombaum P, Sala O. 2011. Efectos de la biodiversidad sobre el funcionamiento de los ecosistemas. En: Simonetti J, Dirzo R. eds. *Conservación Biológica: Perspectivas Desde América Latina*. Chile: Editorial Universitaria. 196 pp. ISBN: 978-956-11-2309-6

- Fragoso J. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of ecology* 85: 519-529.
- García M, Leonardo R. 2016. Classification of the potential habitat of the Central American tapir (*Tapirus bairdii* Gill, 1865) for its conservation in Guatemala. *Therya* 7: 107-121.
- García M, Leonardo R, González-Castillo V, Guzman-Flores G, Jurado N, Sandoval M, Gaitán C, Rivera A, Aguilera A, Caibon-Vivar M. et al. 2019. Primera aproximación al uso de la ocupación del tapir (*Tapirella bairdii* Gill, 1865) como indicador de la integridad ecológica en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud* 6: 120-131.
- González M, Quigley B, Taylor C. 1998. Habitat Use and Reproductive Ecology of the Ocellated Turkey in Tikal National Park, Guatemala. *The Wilson Bulletin* 110: 505–510. DOI:10.2307/4163999
- González-Jaramillo M, Martínez E, Esparza-Olguín L, Rangel-Salazar J. 2016. Actualización del inventario de la avifauna de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, península de Yucatán, México: abundancia, estacionalidad y categoría de conservación. *Huitzil* 17: 54-106.
- González-Salazar C, Martínez-Meyer E, López-Santiago G. 2014. A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 931-941.
- González-Valdivia N, Ochoa-Gaona S, Pozo C, Gordon Ferguson B, Rangel-Ruiz L, Arriaga-Weiss S, Ponce-Mendoza A, Kampichler C. 2011. Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista de Biología Tropical* 59: 1433-1451.
- Global Forest Watch. 2020. World Resources Institute. [Consultado el 20 de octubre de 2010] <https://www.globalforestwatch.org/map/>.
- Haddad N. 1999. Los corredores y la conservación. *Boletín del Programa de Investigación Tropical*. Centro para la Biología de la Conservación.

- Universidad de Stanford. Ecotono. Verano [Consultado en diciembre de 2020] <https://www.biodiversidad.gob.mx/corredor/pdf/Ecotono6.pdf>
- Haines A, Janecka J, Tewes M, Grassman L. y Morton P. 2006. The importance of private lands for ocelots (*Leopardus pardalis*) conservation in the United States. *Oryx* 40: 1-5.
- Harmsen B, Sanchez E, Figueroa O, Gutierrez S, Doncaster C, Foster R. 2019. Ecology of a versatile canid in the Neotropics: gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in Belize, Central America. *Mammal Research* 64: 319-332.
- Hartoyo A, Siregar I, Supriyanto P, Thelaide I. 2016. Biodiversity, carbon stocks and community monitoring in traditional agroforestry practices: preliminary results from two investigated villages in Berau, East Kalimantan. *Procedia Environmental Sciences* 33: 376-385.
- Harvey C, Komar O, Chazdon R, Ferguson B, Finegan B, Griffith D. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation biology* 22: 8-15.
- Hernández-Sánchez A, Santos-Moreno A, Pérez-Irineo G. 2017. Abundance of mesocarnivores in two vegetation types in the southeastern region of Mexico. *The Southwestern Naturalist* 62: 101-108.
- Hodge Anne-Marie C. 2014. Habitat selection of the margay (*Leopardus wiedii*) in the eastern Andean foothills of Ecuador. *Mammalia* 78: 351-358. doi:10.1515/mammalia-2013-0070
- [IUCN] International Union for Conservation of Nature. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3. International Union for Conservation of Nature. [Consultado en Noviembre de 2020] <https://www.iucnredlist.org>.
- Kampichler C, Calmé S, Weissenberger H, Arriaga-Weiss S. 2010. Indication of a species in an extinction vortex: the ocellated turkey on the Yucatan peninsula, Mexico. *Acta Oecologica*: 36: 561-568.

- Landres P, Verner J, Thomas J. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation biology* 2: 316-328.
- Lira-Torres I, Briones-Salas M. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28: 566-585.
- Lopez R, Silvy N, Peterson M, Baur E, González-García F, Brooks D. 2014. Chachalacas, hocofaisanes y pavas. *Ecología y Manejo de Fauna Silvestre en México*. México: Colegio de Postgraduados, Univ. Autónoma de Chapingo, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. PP. 121-145.
- Ludlow M, Sunquist M. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3: 447- 461.
- March I, Naranjo E. 2005. Tapir (*Tapirus bairdii*). En: Ceballos G, Oliva G. eds. *Los mamíferos silvestres de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. PP. 496-497.
- Martín-Regalado C (2019) Detección de especies indicadoras de condiciones de hábitats. En: Moreno C. Ed. *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex pp. 223-235.
- Monroy-Vilchis O, Urios V, Zarco-González M, y Rodríguez-Soto C. 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology* 59: 145-157.
- Monroy-Vilchis O, Zarco-González M, Rodríguez-Soto C, Soria-Díaz L, Urios. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical* 59: 373-383

- Moreno R, Guerrero-Jimenez C. 2019. What about biological corridors? A review on some problems of concepts and their management. *BioRisk* 14: 15-24.
- Moreno-Calles A, Casas A. 2010. Agroforestry Systems: Restoration of Semiarid Zones in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological Restoration* 28: 361-368.
- Naranjo E, Amador-Alcalá S, Falconi-Briones F, Reyna-Hurtado R. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6: 227-249.
- Olmos F. 1997. Tapirs as seed dispersers and predators. En Brooks D, Bodmer R y Matola S. eds. Tapirs Status survey and conservation action plan. Switzerland: IUCN/SSC Tapir Specialist Group. 3–9 pp.
- Pardo L, Lafleur L, Spinola R, Saenz J, Cove M. 2017. Camera traps provide valuable data to assess the occurrence of the Great Curassow *Crax rubra* in northeastern Costa Rica. *Neotropical Biodiversity* 3: 182-188.
- Paschke M, Perkins L, Veblen K. 2019. Restoration for multiple use. *Restoration Ecology* 27: 701-704.
- Payan E, Trujillo L. 2006. The tigrilladas in Colombia. *Cat news* 44: 25-28.
- Perez-Cortez S, Reyna-Hurtado R. 2008. La dieta de los pecaríes (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*) en la región de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 12: 17-42.
- Pérez-Cortez S, Enríquez P, Sima-Panti D, Reyna-Hurtado R, Naranjo E. J. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 83: 753-761.
- Pérez-Irineo G, Santos-Moreno A, Hernández-Sánchez A. 2017. Density and activity pattern of *Leopardus wiedii* and *Leopardus pardalis* at Sierra Norte

of Oaxaca, Mexico. *Therya*: 8, 217-222. <https://doi.org/10.12933/therya-17-487>

- Pérez-Irineo G, Santos-Moreno A. 2017. Occupancy, relative abundance, and activity patterns of Great Curassow (*Crax rubra*) in southeastern Mexico. *Ornitología Neotropical* 28: 313-320.
- Reyna-Hurtado R, Sanvicente-López M, Pérez-Flores J, Carrillo-Reyna N, Calmé S. 2016. Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya* 7: 271-276.
- San Vicente M, Valencia P. 2008. Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats? *Observatorio Medioambiental* 11: 171-183.
- Sandoval-Seres E, Reyna R, Briceño-Mendes M, De La Cerda-Vega R. 2016. Pond use and relative abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul region, Campeche, Mexico. *Therya* 7: 39-50.
- [SEMARNAT-CONANP] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2012. Primates, Mono Araña (*Ateles geoffroyi*) y Monos Aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*). En: Oropeza Hernández P, Rendón Hernández E. eds. Programa de Acción para la Conservación de las Especies (PACE). México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Primera Edición. 53 p.
- Siddig A, Ellison A, Ochs A, Villar-Leeman C, Lau M. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators* 60: 223-230.
- Sosa-Escalante J, Pech-Canché J, MacSwiney M, Hernández-Betancourt S. 2013. Mamíferos terrestres de la península de Yucatán, México: riqueza, endemismo y riesgo. *Revista mexicana de biodiversidad* 84: i-xxi.

- Turner B, Cortina V, Foster D, Geoghegan J, Keys E, Klepeis P, Lawrence D, Macario Mendoza P, Manson S, Ogneva-Himmelberger Y. et al. 2001. Deforestation in the southern Yucatán Peninsular Region: An Integrative Approach. *Forest Ecology and Management* 154: 353-370.
- Valenzuela D. 1998. Natural history of the white-nosed coati, *Nasua narica*, in a tropical dry forest of western Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva época)* 1: 26-44.
- Vargas-Contreras J, Escalona-Segura G, Arroyo-Cabrales J, Calderón-Mandujano R, Interián-Sosa L, Reina-Hurtado R. 2005. Especies prioritarias de vertebrados terrestres en Calakmul, Campeche. *Vertebrata Mexicana* 16: 11-32.
- Vester H, Lawrence D, Eastman J, Turner B, Calmé S, Dickson R, Sangermano F. 2007. Land change in the southern Yucatán and Calakmul Biosphere Reserve: effects on habitat and biodiversity. *Ecological Applications* 17: 989–1003. doi:10.1890/05-1106.
- Villalobos Escalante A, Buenrostro-Silva A, Sánchez-de la Vega G. 2014. Dieta de la zorra gris *Urocyon cinereoargenteus* y su contribución a la dispersión de semillas en la costa de Oaxaca, México. *Therya* 5: 355-363.
- Villalobos Zapata G, Mendoza Vega J. 2010. La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. PP.149
- Weaver J. 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9: 939-942.
- Wallace G, Barborak J, MacFarland C. 2005. Land-use planning and regulation in and around protected areas: a study of best practices and capacity building needs in Mexico and Central America. *Natureza y Conservacao* 3: 147–167
- Zapata G, Dyer J. 2003. Diseño de una red de áreas protegidas en la amazonía nororientalecuatoriana: uso combinado de los sistemas de información geográfica y los análisis de viabilidad poblacionales. *Lyonia* 5: 169-178.

Zárate-Betzel G, Weiler Gustafson A, Núñez Goralewski K, Mattos A, Amarilla Rodríguez S, y Pech-Canché J. 2019. Cámara trampa como método de muestreo para aves paraguayas del Chaco seco: una comparación con los métodos auditivos y visuales. *Revista de Biología Tropical* 67: 1089-1102

Capítulo IV.
Conclusiones y recomendaciones

Capítulo IV. Conclusiones y recomendaciones.

- La integración de los dueños de las tierras en los procesos de diseño e implementación de estrategias de restauración productiva es de gran importancia, pues permite: i) integrar sus preferencias y conocimiento en torno a las actividades productivas, ii) capacitar y fortalecer con asistencia técnica dichas actividades, iii) planear a corto, mediano y largo plazo, iv) incorporar actividades enfocadas a la conservación o manejo sustentable de los recursos florísticos y faunísticos y, v) establecer un programa de monitoreo que permita garantizar el éxito de la estrategia de restauración productiva implementada a largo plazo.
- La historia de uso previa al establecimiento de los sistemas agroecológicos analizados en este estudio ha tenido un efecto directo en la estructura, diversidad y el carbono almacenado en la vegetación establecida en las áreas perimetrales de los sistemas agrosilviculturales y silvopastoriles implementados, por lo que se recomienda establecer estrategias personalizadas que se ajusten tanto a las necesidades de los productores como a las del medio ambiente.
- En relación con la fauna, se observó que los sitios con una estructura de la vegetación más compleja (vegetación secundaria intermedia y tardía), la presencia y abundancia relativa de fauna se incrementó.
- La estimación de línea base como parte del sistema de monitoreo es fundamental para medir el impacto de las diferentes acciones que conlleva una estrategia de restauración productiva a mediano y largo plazo. De igual manera, se sugiere integrar a los miembros de las comunidades participantes en esta etapa, con la finalidad de garantizar el éxito en el monitoreo de la restauración productiva en estos ejidos.
- Se sugiere continuar con la evaluación de los parámetros analizados durante este estudio, para determinar el impacto de las prácticas productivas implementadas en la región sobre el componente ambiental: carbono, biomasa y diversidad (flora y fauna); y el seguimiento a especies

indicadoras. Así como incluir indicadores económicos en futuros estudios, los cuales permitan sumar información y conocer el impacto integral de la restauración productiva en zonas de alta importancia como la Reserva de la Biósfera de Calakmul.

- La restauración productiva mediante la implementación de sistemas agroecológicos de producción (i.e. sistemas agrosilviculturales o silvopastoriles) representa una alternativa para mitigar el impacto ocasionado por el avance de la frontera agropecuaria sobre los ecosistemas aledaños a la Reserva de la Biosfera de Calakmul. Además, brinda diversos beneficios socioambientales como los observados en este estudio, en donde se pueden mencionar: 1) mejoría en los sistemas de producción agropecuarios, 2) conservación de la vegetación adyacente a los módulos agrosilviculturales y silvopastoril, 3) conservación del hábitat de especies de fauna y flora amenazadas, y 4) la captura de carbono.