



**CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA -CONCYT-
SECRETARIA NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA -SENACYT-
FONDO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA -FONACYT-
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA
UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA**

INFORME FINAL

**EFFECTO DE LA MANIPULACIÓN DE LOS PATRONES DE DISPERSIÓN DE
SEMILLAS COMO MECANISMO PARA POTENCIAR EL ROL DE LOS
MURCIÉLAGOS FRUGÍVOROS EN LA REGENERACIÓN DEL BOSQUE:
IMPLICACIONES EN LA RESTAURACIÓN AMBIENTAL Y CAPTACIÓN DE
CARBONO ATMOSFÉRICO**

PROYECTO FODECYT 13-2013

JORGE ERWIN LÓPEZ GUTIÉRREZ
Investigador Principal

GUATEMALA, JUNIO DE 2016



AGRADECIMIENTOS:

La realización de este trabajo, ha sido posible gracias al apoyo financiero dentro del Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología, -FONACYT-, otorgado por La Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología -SENACYT- y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología -CONCYT-.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	v
ABSTRACT.....	vi
PARTE I	1
I.1 INTRODUCCIÓN.....	1
I.2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
I.2.1 Antecedentes	5
I.2.2. Justificación del trabajo de investigación.....	8
I.3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	9
I.3.1. OBJETIVOS.....	9
I.3.1.1 General.....	9
I.3.1.2 Específicos	9
I.3.1.3 Hipótesis	9
I.4 METODOLOGÍA.....	10
I. 4. 1 Localización	10
I.4.2 Las Variables.....	10
I.4.3 Indicadores	11
I.4.4 Estrategia metodológica	11
I.4.5 El Método.....	12
PARTE II	18
II. 1 MARCO TEÓRICO.....	18
II.1.1 Sucesión vegetal.....	18
II.1.2 Regeneración natural de los bosques	18
II.1.3 Etapas del ciclo de regeneración y factores involucrados.....	19
II.1.4 Importancia de los murciélagos frugívoros.....	20
II.1.5 Dispersión de semillas por murciélagos frugívoros	22
II.1.6 Importancia de los refugios para los murciélagos.....	23
II.1.7 Refugios artificiales para murciélagos frugívoros	24
II.1.8 Ecorregión Lachuá.....	25
II.1.9 Efectos de la perturbación antropogénica sobre la regeneración de los bosques.....	26
II.1.10 Carbono y materia Orgánica en el Suelo.....	26
II.1.11 Secuestro de Carbono en Suelo y Vegetación y su determinación.	27
II.1.12 Captura de Carbono: comunidades vegetales en la regeneración natural	28
II.1.13 Bosques como mitigadores del cambio climático	29
II.1.14 Restauración ecológica	29
PARTE III.....	32
III. 1 RESULTADOS.....	32
III. 2 DISCUSIÓN DE RESULTADOS	44
PARTE IV.....	54
IV. 1 CONCLUSIONES	54
IV. 2 RECOMENDACIONES.....	54
IV. 3 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
IV. 4 ANEXOS	68
PARTE V	75
V.I INFORME FINANCIERO	75

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Clases vegetales identificadas en la zona de influencia del PNLL	6
Cuadro 2. Abundancia absoluta de las semillas colectadas en la Ecorregión Lachuá.....	32
Cuadro 3. Almacenamiento de carbono (kg/ha) en cada una de las clases vegetales de la Eco-Región Lachuá (Avila, 2004) en la regeneración natural	42

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la Ecorregión Lachuá.	10
Figura 2. Disposición de las seis localidades estudiadas.	12
Figura 3. Diagrama ejemplificando la disposición de refugios artificiales y sus respectivas.....	13
Figura 4. Diagrama ejemplificando la disposición de las trampas para semillas en una localidad	14
Figura 5. Variación mensual de la abundancia de semillas	33
Figura 6. Variación mensual de la riqueza de especies de semillas	33
Figura 7. Número de semillas por mes de las especies más frecuentemente colectadas	34
Figura 8. Tasa de deposición mensual de semillas colectadas por mes	35
Figura 9. Total de hallazgos (composición) encontrados por mes en las trampas de semillas.....	35
Figura 10. Tasa total de deposición de semillas en las tres localidades	36
Figura 11. Tasa de deposición de semillas en las tres localidades (con y sin refugio).....	36
Figura 12. Ejemplo de las mediciones de temperatura y humedad dentro de uno de los refugios	37
Figura 13. Fijación de carbono en la regeneración natural de la vegetación en Lachuá.	38
Figura 14. Análisis de regresión de datos de fijación de Carbono en la regeneración natural	39
Figura 15. Fijación de Carbono en suelo de la regeneración natural en Eco-Región Lachuá.	40
Figura 16. Análisis de regresión a datos completos de fijación de Carbono en suelo	41
Figura 17. Análisis de regresión a datos parciales de fijación de Carbono en suelo	41
Figura 18. Fijación de Carbono Total- suelo y vegetación- en 4 clases vegetales de La Eco-Región Lachuá.	42

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Parcela de Whittaker modificada para la medición de carbono	69
Anexo 2. Fotografías del proyecto FODECTYT 13-2013.....	70
Anexo 3. Fotografías de semillas colectadas en las trampas	73
Anexo 4. Folleto de divulgación del proyecto	74

RESUMEN

En la Eco-región Lachuá la mayor parte del bosque ha sido destruido y los parches boscosos remanentes se encuentran fragmentados y aislados. Como estrategia de conservación será importante en el corto plazo reducir el ritmo de degradación, además de fomentar los procesos naturales de regeneración para mejorar la conectividad entre parches y reducir la vulnerabilidad de las personas y los ecosistemas ante los efectos adversos del cambio climático. Con el fin de evaluar el efecto de los murciélagos en la regeneración del natural de bosque, se instalaron refugios artificiales para murciélagos frugívoros para manipular los patrones de dispersión de semillas y potenciar el efecto de estos animales en la regeneración. Con esto también esperamos propiciar condiciones que permitan mayores tasas de fijación de carbono, al acelerar el proceso de regeneración. Se escogieron seis localidades en las que se colocaron 144 trampas de semillas para capturar la lluvia de semillas producida por los murciélagos, en tres de estas se ubicaron 18 refugios artificiales para atraer murciélagos. Se registró un total de 1747 semillas de plantas de seis familias, siendo las más abundantes Solanaceae, Piperaceae y Cecropiaceae, todas de especies pioneras, que tienen mayor probabilidad de establecerse en áreas sin cobertura boscosa. Se estimó una tasa mensual de lluvia de semillas de que varió entre 0.07 y 0.93 semillas /m²/noche, entre los meses de estudio. En general, la tasa de deposición de semillas fue mayor en las localidades con la menor cobertura boscosa, posiblemente porque al carecer de obstáculos los murciélagos preferían volar en sitios abiertos. La dispersión de semillas por murciélagos juega un papel determinante en el éxito de la restauración de los bosques ya que pueden depositar semillas de especies pioneras acelerando con ello la recuperación de la cobertura vegetal. Se desarrolló un modelo del potencial de fijación de carbono, el cual se ajustó a una ecuación exponencial. La acumulación de carbono osciló entre 3, 485,219 kg/ha en los primeros años de regeneración natural hasta 8, 180,603 kg/ha en el bosque maduro. Se evidencia la importancia de la Eco-región Lachuá para mitigar los efectos del cambio climático al secuestrar grandes cantidades de carbono atmosférico.

Palabras claves

Murciélagos frugívoros; refugios artificiales; lluvia de semillas; regeneración de la vegetación; dióxido de carbono; Eco-región Lachuá.

ABSTRACT

In the Lachuá Eco-region, most of its natural tropical forest has been destroyed by human activity, and the remaining forest fragments are being constantly deteriorated and isolated. In the short term, as a conservation strategy, it would be ideal to reduce the destruction rhythm and to promote the natural processes of regeneration that results in an increase of connectivity among patches, and in the reduction of the negative effects of climatic change on people and ecosystems. In order to evaluate the role of frugivorous bats in the natural regeneration of the forest, we installed artificial roosts for bats with the purpose of manipulating the patterns of seed dispersal, and accordingly, enhancing the effect of these animals in this forest's regeneration. We also wanted to propitiate conditions that permit larger carbon fixation by new plants and accelerate the process of regeneration. We chose six sites in which we sat 144 seed traps to capture the seed rain carried by bats. In three of these we sat 18 artificial refuges, in order to attract these animals. A total of 1747 seeds were caught, belonging to six different families. Most of these seeds belonged to the families: Solanaceae, Piperaceae and Cecropiaceae. All were pioneer species, which have a greater probability of establishing outside the forest border. The monthly rate varied between 0.07 and 0.93 seeds/m²/night along the study months. We considered that seed dispersal by bats plays a decisive role in forest regeneration, because most of the seeds belong to pioneer species, defining the recovery of the plant community along time. We also developed a model of carbon fixation which was adjusted to an exponential equation. Carbon fixation varied between 3,485,219 kg/ha during the first years of natural regeneration to 8,180,603 kg/ha in a mature forest. Thus, we evidenced the importance of the Lachuá Eco-region to reduce the effects of climatic change at this site, since it fixates large amounts of atmospheric carbon.

Key words

Frugivorous bats; artificial roosts; seed rain; vegetation regeneration; carbon dioxide; Lachuá Eco-region

PARTE I

I.1 INTRODUCCIÓN

La gestión de modelos de manejo sustentable, restauración ambiental y conservación de los bosques nativos de Guatemala debería de ser una prioridad del Estado en cuanto a las acciones de mitigación y adaptación al cambio climático. Son necesarias prácticas de mitigación y adaptación que aseguren servicios ambientales, que permitan que las personas y la biota en general puedan adaptarse a los efectos adversos del cambio climático y así asegurar el bienestar y salud de la población.

Con el fin de contrarrestar los daños ocasionados por la continua pérdida y fragmentación del hábitat, así como de evaluar un método potencial de restauración ambiental, fundamentado en procesos ecológicos naturales de regeneración, esta investigación tuvo como objetivo instalar refugios artificiales para murciélagos frugívoros en áreas degradadas en regeneración, para evaluar el efecto de la presencia de los murciélagos en la tasa de deposición de la lluvia de semillas. Permitted estimar la tasa mensual de lluvia de semillas y conocer el rol de los murciélagos frugívoros en la regeneración natural de la vegetación, vía la dispersión de semillas.

La dispersión de semillas es uno de los procesos principales en la regeneración natural de los bosques tropicales, se da principalmente vía animales frugívoros que trasladan semillas que van depositando en forma de lluvia de semillas; los murciélagos frugívoros se consideran uno de los mejores dispersores de la región tropical. Propiciar la dispersión de semillas en áreas degradadas de la Ecoregión Lachuá puede llegar a ser una herramienta clave para la regeneración natural de los bosques. Algunos autores han demostrado que una de las variables que más influye en la tasa de reclutamiento de plántulas en los bosques tropicales es la cantidad de semillas depositadas en los sitios de colonización, es decir, la magnitud de la lluvia de semillas es uno de los factores determinantes en el éxito de dispersión de un alto número de plantas de los bosques tropicales (Chapman y Chapman, 1995; Asquith *et al.* 1997; Wright y Duber, 2001).

La manipulación de los murciélagos frugívoros como promotores de la restauración de los bosques tropicales constituye un tema de investigación innovador. En el pasado, únicamente Kelm (2008) ha diseñado e instalado refugios artificiales para atraer murciélagos frugívoros de forma exitosa en Costa Rica. Por lo tanto, determinar si el atraer a los murciélagos frugívoros a áreas degradadas por medio de la implementación de refugios artificiales incrementa significativamente la lluvia de semillas en estos sitios propensos a regeneración, es fundamental para proponer esta técnica como una herramienta de restauración de bosques tropicales. Esta práctica propiciará las condiciones para que otros animales (aves y otros mamíferos) lleguen a estas áreas y realicen su contribución depositando otros tipos de semillas, aumentando la complejidad de la vegetación.

La importancia de esta intervención experimental radica en potenciar los procesos naturales de restauración para buscar su aplicabilidad en el manejo de áreas protegidas a través del fomento de la conectividad entre remanentes boscosos. Además, esta práctica está enmarcada dentro de las acciones prioritarias de la adaptación de ecosistemas antes los efectos adversos del cambio climático propuestos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) en el año 2012, teniendo como objetivo principal *mantener y aumentar la resiliencia y reducir la*

vulnerabilidad de los ecosistemas y las personas que se benefician de los mismos. Así mismo, puede funcionar como una alternativa para las autoridades que manejan parques nacionales, biotopos, reservas de usos múltiples, reservas naturales privadas, entre otros, para evitar el aislamiento del área protegida propiciando la conectividad entre remanentes boscosos. Dependiendo de la efectividad del método, con el tiempo podría llegar a complementar a las prácticas de reforestación realizadas en el país y con ello mejorar la capacidad de captación de dióxido de carbono.

El conocimiento y experiencia ganados en relación al rol de los murciélagos en la regeneración del bosque tropical, se ha compartido con los pobladores de la Ecoregión Lachuá. Además se trasladará a otras regiones del país con condiciones similares de fragmentación y aislamiento de parches boscosos para su aplicación en el manejo de las áreas silvestres. El implementar este tipo de prácticas en sitios donde existen prejuicios acerca de los murciélagos, es vital para sensibilizar a las personas acerca de la importancia de estos animales en el mantenimiento del bosque y regeneración natural de los mismos, rompiendo con paradigmas que han acompañado a la población guatemalteca a lo largo de la historia.

I.2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los bosques tropicales se encuentran entre los más diversos y complejos sistemas ecológicos (Whitmore, 1997). Probablemente contienen más de la mitad de todas las formas de vida del planeta, brindan servicios ambientales como la captación de agua, el mantenimiento del suelo y la fijación del dióxido de carbono, además de contener innumerables especies con valor real y potencial para la humanidad (Myers, 1984).

Los continuos procesos de pérdida y fragmentación del hábitat son considerados las amenazas más serias a la biodiversidad y la causa principal de la crisis de extinción actual (Laurance y Cochrane, 2001). Los bosques tropicales se han perdido a una tasa acelerada en los últimos años, en el neotrópico se estima que se pierden 10 millones de hectáreas de bosque tropical cada año (Laurance *et al.*, 2002). Regularmente, estos bosques son reemplazados por cultivos temporales, teniendo como consecuencia áreas que son abandonadas por la pronta pérdida de fertilidad. Estas áreas abandonadas no contienen los elementos que favorezcan la regeneración natural de forma acelerada, pues los dispersores naturales (insectos, aves y murciélagos) las visitan con mejor regularidad (Meli, 2003). De entre todos los dispersores de semillas, los murciélagos son considerados los más importantes, al grado de ser llamados los arquitectos del bosque.

La Ecoregión Lachuá está ubicada en el arco húmedo propuesto por Wendt (1987), que corresponde a la zona con mayor precipitación y humedad de Guatemala, condiciones que junto con la geomorfología del paisaje, dan lugar a asociaciones de vegetación que Méndez y Véliz (2009) definen como selvas altas y medias perennifolias, las verdaderas selvas tropicales lluviosas del país. La mayor parte de los bosques localizados en esta área se encuentran altamente fragmentados o degradados a potreros, cultivos o guamiles. En general, en todo el mundo, especialmente en los países tropicales, la deforestación, la conversión de los bosques nativos en tierras agrícolas y la urbanización exacerbada por el aumento de la población, continúan a un ritmo alarmante (Wright, 2005). Por lo tanto, el destino de la biota tropical del mundo dependerá de la capacidad de las especies de sobrevivir en paisajes modificados por el hombre y de la capacidad humana de potenciar estos paisajes para mitigar los impactos negativos provocados por la pérdida y fragmentación del hábitat en muchas especies silvestres (Laurance y otros, 2002). En este sentido, se hace necesario implementar y evaluar técnicas de restauración ambiental.

A lo largo de la historia, los proyectos de restauración ambiental fueron concebidos a partir de algunas visiones y concepciones diferentes de los procesos ecológicos naturales de regeneración. Los modelos de restauración adoptados han tenido como base principal un contexto mecanicista-determinista (Reis y Tres, 2004). Bajo esta concepción, las áreas recuperadas han tomado forma de plantaciones forestales, prefiriendo la introducción de especies vegetales, que por lo general son plantadas en líneas que uniformizan el área restaurada, pasando por encima de todas las etapas iniciales de sucesión (Reis y Kageyama, 2003).

Una nueva tendencia de los proyectos de restauración ambiental da preferencia a modelos de restauración de áreas enfocados en la rehabilitación biótica de los sistemas naturales, con la idea de restituir su estructura y procesos funcionales (Meli, 2003). Estas prácticas favorecen a la restauración sucesional de la biota, propiciando interacciones a diferentes niveles que

direccionan a la comunidad a su integración con el paisaje natural que la rodea (Meli, 2003). La implementación de este tipo de modelos de restauración ambiental sucesional, es considerada más compatible con la conservación (Reis y Kageyama, 2003).

En 1974 Yarranton y Morrison propusieron el término de "nucleación" enfocados en el efecto ambiental que genera una determinada especie sobre un área en particular, propiciando un ambiente adecuado para que otras especies lleguen y puedan utilizar los cambios ambientales ocasionados. Sin embargo, Reis y Kageyama (2003), consideraron un concepto más amplio de nucleación, en el efecto ambiental provocado por cualquier elemento, biótico o abiótico, capaz de formar un nuevo ambiente en potencia dentro de una comunidad en restauración, facilitando la creación de otros nichos de regeneración-colonización.

En virtud de lo anteriormente expuesto, los murciélagos frugívoros representarían un componente de suma importancia en la restauración ambiental sucesional, debido a que se reconoce la importancia ecológica de estos organismos como dispersores de semillas (Kalko, 1998). En el neotrópico, los murciélagos frugívoros de la familia Phyllostomidae se consideran elementos claves en el mantenimiento de la dinámica del bosque mediante la promoción de la vegetación primaria y secundaria en áreas con diferentes grados de sucesión y la regeneración del bosque en pastizales y zonas desprovistas de vegetación (Kalko, 1998; Patterson *et al.*, 2003). Son considerados de los más eficaces dispersores de semillas debido a que cumplen con las cuatro características primordiales de un excelente dispersor: 1. *El tránsito intestinal no daña las semillas, por el contrario, las beneficia debido a que germinan antes que las semillas que no pasaron por el tracto digestivo de algún murciélago.* 2. *Las semillas digeridas quedan libres de pulpa y azúcares, lo que reduce sustancialmente la posibilidad que sean atacadas por hongos o bacterias que dañarían sus embriones.* 3. *Las semillas son transportadas a diferentes distancias del árbol o arbusto parental aumentando sus probabilidades de germinación.* 4. *Las semillas son depositadas en sitios adecuados para su germinación y posterior establecimiento de las plántulas* (Galindo-González, 1998).

En el 2008, Kelm y colaboradores proponen que una manera de integrar a los murciélagos frugívoros en áreas con diferentes grados de sucesión, sería mediante la instalación de refugios artificiales que atraigan a este grupo de murciélagos. Un aumento en la presencia de los murciélagos se podría ver reflejado en un incremento en la lluvia de semillas, constituyendo una manera de acelerar la regeneración natural de la vegetación; esta práctica podría constituir una herramienta muy importante en la restauración ambiental de áreas degradadas.

Por otro lado, este tipo prácticas de restauración natural de bosques contribuyen directamente a la mitigación del cambio climático, debido a que un bosque en regeneración absorbe el dióxido de carbono de la atmósfera y lo convierte a través de la fotosíntesis en carbono que almacena en forma de madera y vegetación (FAO, 2012). Las prácticas de mitigación al cambio climático basadas en la restauración, conservación y manejo sostenible de ecosistemas proveen servicios que permiten a las personas y a la biota adaptarse a los efectos adversos del cambio climático. El objetivo central de este tipo de prácticas es mantener y aumentar la resiliencia y reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas y las personas que se benefician de los mismos (Lhumeau y Cordero 2012).

I.2.1 Antecedentes

La gestión de los bosques ante el cambio climático

La UICN en el año 2010 plantea que los bosques del mundo tienen el potencial para ser una de las opciones inmediatas y efectivas para mitigar el cambio climático constituyendo una barrera natural frente a catástrofes y eventos climáticos, además de proteger y permitir el desarrollo de ecosistemas ricos en especies con poblaciones genéticamente diversas (UICN, 2010). Por otra parte la FAO en el año 2012 plantea que los bosques desempeñan cuatro funciones principales ante el cambio climático: *1. los bosques degradados o altamente explotados contribuyen a casi un sexto de las emisiones de carbono mundial; 2. los bosques reaccionan sensiblemente a los cambios del clima; 3. los bosques con manejo sostenible pueden producir combustible como una alternativa más benigna que los combustibles fósiles; 4. los bosques poseen el potencial de absorber un décimo de las emisiones mundiales de carbono previstas para la primera mitad de este siglo* (FAO, 2012).

Por otra parte, existe evidencia de que los bosques en regeneración captan y fijan cantidades mayores de dióxido de carbono que los bosques maduros y áreas sin ningún tipo de cobertura forestal. Dicha absorción ofrece un continuo y significativo aporte en contra de las incesantes emisiones de carbono en la atmósfera en combinación con otros beneficios como la rehabilitación de tierras, protección del medio ambiente, protección de la biodiversidad y producción de madera (Unwin y Kriedemann, 2000).

Ecoregión Lachuá

La Ecoregión Lachuá se encuentra constituida por el Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL) y su zona de influencia, en la cual se localizan 44 comunidades humanas en su mayoría de ascendencia indígena Q'eqchi' (Ficha RAMSAR, 2006). El modelo de Ecoregión fue planteado para responder a dos necesidades principales: *1. Disminuir el aislamiento físico del área protegida y otros remanentes de bosque importantes. 2. Integrar los espacios y actores existentes a los procesos de conservación, manejo y uso sustentable de los bienes y recursos naturales del humedal* (Rosales *et al.*, 2010).

Una de las características que le dan mayor importancia a la región es su potencial hídrico. Los diferentes elementos (ríos, arroyos, planicies inundadas, lagunetas y lagunas) y procesos (cauces, caudales, drenajes y zonas anegadas) del sistema hídrico definen los patrones de riqueza, distribución y abundancia de los ensambles de especies, la dinámica de uso y cobertura del suelo y la distribución y circulación de la materia y energía. Cada uno de los elementos que existen en este paisaje está afectado por el humedal y guarda estrecha relación con los otros elementos del sistema. La configuración e interrelación de todos los elementos que conforman el paisaje son determinantes para el mantenimiento de la integridad del humedal. Dos funciones especialmente relevantes en el humedal Ecoregión Lachuá son el aporte continuo del agua a través de una red hídrica con cursos o patrones definidos por la geomorfología y la conectividad entre remanentes boscosos prioritarios (Rosales *et al.* 2010).

Actualmente la Ecoregión se encuentra en peligro crítico por los cambios drásticos que están ocurriendo en el paisaje. En este sentido, se realiza la importancia de implementar medidas de manejo que propicien la conectividad entre los diferentes elementos que conforman este peculiar sistema.

Por más de una década la Escuela de Biología de la Universidad de San Carlos de Guatemala con el afán de contribuir en la conservación del humedal ha generado información científica de diferentes aspectos de la Ecoregión Lachuá a través de investigaciones que abarcan diferentes aspectos de la biología. Ecología de poblaciones, ecología aplicada y etnobotánica han sido algunos de los tópicos más comunes (Ávila, 2004; García, 2008; Hermes, 2004).

Clasificación de la vegetación de la Ecoregión Lachuá

La Ecoregión Lachuá constituye un mosaico heterogéneo en el que interactúa el Parque Nacional Laguna Lachuá con una serie de elementos o condiciones de la vegetación producto del uso y manejo Q'eqchi' de la tierra. En un esfuerzo por comprender la dinámica del cambio de cobertura de la vegetación, Ávila (2004) caracterizó el área, en base al uso y manejo de la tierra por parte de la población en general, involucrando a las comunidades en la identificación de clases y en la determinación de los patrones ecológicos vegetales. El resultado fue el siguiente:

Cuadro 1. Clases vegetales identificadas en la zona de influencia del PNLL

No.	Clase Vegetal	Nombre Q'eqchi'	Características
1	Bosque	K'iche'	Domina el estrato arbóreo. Escaso sotobosque. Incluye las regiones afectadas por incendios y que poseen árboles de crecimiento secundario.
2	Bosque con cardamomo	Ninrú	Presencia de árboles altos y gruesos que brindan sombra a extensas plantaciones de cardamomo. Sotobosque generalmente ausente.
3	Guamil I (0 – 2.9 años)	Kalemb'il	Incluye milpa luego de la cosecha. Presenta herbáceas y algunos arbustos, con alturas entre 0.1 a 3 metros.
4	Guamil II (3 - 5.9 años)	Alk'al	Dominancia de árboles delgados como <i>Cecropia</i> y <i>Schizolobium</i> . Arbustos de 4 a 6 metros de altura.
5	Guamil III (6 – 15 años)	Alk'al k'iche'	Dominan árboles y arbustos con altura mayor a los 7 metros. Árboles con diámetros bajos. Presencia de pocas herbáceas.
6	Cultivo	Maíz: ixim Frijol: keenq' Ayote: k'um Chile: ik Arroz: aros	Complejo de cultivos de maíz, frijol, ayote y con menor frecuencia el chile, arroz, sandía. Ausencia de árboles, escasos o ningún arbusto, presencia de herbáceas pioneras.
7	Potrero	Alamb'r	Con o sin presencia de árboles, los que son utilizados para sombra de ganado. Presenta palmas como <i>Orbignya</i> y algunos arbustos pequeños. Ciertas zonas son inundables. Predominancia de gramíneas.
8	Potrero con guamil		Potrero con al menos un año de abandono. Presenta herbáceas y algunos arbustos altos.

Fuente: (Ávila, 2004)

Murciélagos

Los murciélagos son un componente de suma importancia en la mayoría de ecosistemas que caracterizan Guatemala, en donde constituyen con sus 99 especies cerca del 50% del total de mamíferos silvestres terrestres (McCarthy y Pérez 2006; López, Pérez y McCarthy 2012). Forman parte de la historia, ciencia y literatura de nuestro país y el mundo. Pictografías y representaciones en piedra son evidencias que muestran que los murciélagos fueron parte de la tradición cultural de los mayas que poblaron el territorio guatemalteco en el pasado (Muñoz, 2006).

Alrededor del mundo, los murciélagos han despertado el interés de numerosos investigadores, convirtiéndose en objeto de importantes estudios. Se han realizado investigaciones fisiológicas que abarcan la descripción de los sentidos de la vista, el olfato y la ecolocalización (Balmori, 1998); la descripción de mecanismos de sobrevivencia como la hibernación y el torpor (Neuweiler, 2000); y su papel como vector de enfermedades como la rabia (Flores, 1978). Así mismo, se han realizado cuantiosas investigaciones acerca de la ecología de estos organismos. La historia natural y el comportamiento; la ecología funcional; y la macro-ecología representan las principales áreas de la investigación actual sobre la ecología de murciélagos (Kunz y Fenton, 2003).

En Guatemala, son pocos los esfuerzos sistemáticos que se han realizado para generar información acerca de los murciélagos. La Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC) y la Universidad del Valle de Guatemala (UVG) han liderado los procesos de investigación de este taxón en el país. López (1992) a través de su tesis de licenciatura produjo uno de los primeros trabajos acerca de murciélagos en el territorio guatemalteco, comparando la diversidad altitudinal de filostómidos en los volcanes Zunil y Santo Tomás Pecul, Quetzaltenango, luego Pérez (1994) realizó una descripción de los murciélagos depositados en las colecciones zoológicas de la USAC. Posteriormente se produjeron nuevos esfuerzos acerca de ecología de murciélagos con las tesis de licenciatura de Valle (1997) y Rodríguez en el 2000, quienes realizaron estudios de la distribución de las comunidades de murciélagos en la Sierra de la Minas e Izabal respectivamente. Recientemente han surgido nuevas contribuciones, la tesis de licenciatura de Cajas (2005) quien estudio el polen transportado en el pelo de murciélagos nectarívoros en el Valle del Río Motagua; Lou y Yurrita (2005) realizaron un análisis de la dieta de murciélagos frugívoros en Yaxhá, Petén; y Kraker (2008) quien comparó la dieta de dos murciélagos filostómidos en Guatemala; Landaverde y Calderón (2011) realizaron un estudio con murciélagos filostómidos en el Biotopo San Miguel la Palotada (El Zotz) y recientemente Trujillo realiza un análisis del nicho trófico de la comunidad de murciélagos en el Parque Nacional Laguna Lachuá para su tesis de licenciatura.

La implementación de refugios artificiales para murciélagos ha sido objeto de estudios en el pasado. Tuttle, Kiser y Kiser (2004), Kiser y Kiser (2002) y Long, Kiser y Kiser (2006), han realizado investigaciones acerca del beneficio de estos refugios en la agricultura. Kelm (2008), evaluó los efectos de la instalación de refugios en la lluvia de semillas en un paisaje agroforestal de Costa Rica. En Guatemala, hasta el momento no se ha implementado los refugios como una herramienta de investigación de murciélagos.

I.2.2. Justificación del trabajo de investigación

La necesidad de efectuar acciones para mitigar y resarcir los impactos negativos provocados por la pérdida y fragmentación del hábitat nos llevan a evaluar la eficacia de métodos que ayuden a dar un manejo sustentable a los reducidos y altamente fragmentados hábitats silvestres. Implementar refugios artificiales enfocados en murciélagos frugívoros puede ser una estrategia con beneficios en dos sentidos. Los murciélagos reciben el beneficio de nuevas opciones de refugio, lo cual aumenta la probabilidad de presencia de los murciélagos en áreas perturbadas fomentando la conservación; y el hecho de atraer murciélagos frugívoros a áreas degradadas aumenta la probabilidad de incrementar la lluvia de semillas provocando un impacto en la restauración natural de la vegetación. Kelm (2008) demostró que implementar refugios para murciélagos frugívoros incrementa significativamente deposición de semillas en las áreas alrededor de los refugios. Evidenció que la tasa de deposición de semillas es directamente proporcional a la tasa de colonización de los refugios.

Este método alternativo de restauración ambiental se encuentra enmarcado dentro las acciones de mitigación y adaptación de ecosistemas ante el cambio climático propuesto por la UICN y está alineado con las estrategias de: el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD), la Convención sobre los Humedales (Convención de RAMSAR), la Declaración de las Naciones Unidas sobre los Derechos de los Pueblos Indígenas (DNUDPI) y el Foro de las Naciones Unidas sobre los Bosques (FNUB) (Lhumeau y Cordero, 2012).

Este trabajo puede representar un valioso instrumento para el fomento de la restauración natural de los bosques mediante la promoción de los servicios ecológicos proporcionados por los murciélagos. Potenciar la naturaleza dispersora de los murciélagos frugívoros para mitigar los impactos producidos por la pérdida y fragmentación del hábitat en los bosques de Guatemala, representa una herramienta ideal para el manejo de paisajes tropicales, promoviendo la restauración de la vegetación y la conectividad entre remanentes boscosos al mismo tiempo que se contribuye con la mitigación al cambio climático mediante la captación y fijación del dióxido de carbono libre en la atmosfera (FAO, 2012).

I.3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

I.3.1. OBJETIVOS

I.3.1.1 General

- Promover, acelerar y evaluar la restauración natural de la vegetación a través de instalar refugios artificiales para murciélagos frugívoros en áreas degradadas con el fin de manipular los patrones de dispersión de semillas para potenciar el efecto en la regeneración del bosque y propiciar condiciones que permitan mayor captación y fijación de carbono atmosférico.

I.3.1.2 Específicos

- Evaluar el potencial de restauración natural de la vegetación, midiendo simultáneamente las variaciones temporales en la riqueza y abundancia de especies de semillas, propiciando condiciones que permitan mayor captación y fijación de carbono atmosférico.
- Determinar la tasa de colonización de refugios por parte de los murciélagos, determinando y evaluando la riqueza y abundancia de murciélagos que ocupen los refugios.
- Determinar y evaluar el proceso de ocupación de los refugios, enfatizando en las mediciones de temperatura y humedad dentro de los mismos.
- Desarrollar y validar un modelo que describa el potencial de captación de dióxido de carbono de un bosque en regeneración y su importancia como una de las opciones inmediatas y efectivas para mitigar los efectos del cambio climático.
- Sensibilizar a las comunidades humanas de la Ecoregión Lachuá y población en general sobre la importancia ecológica de los murciélagos frugívoros en la restauración natural de los bosques y su aplicación en el manejo de áreas silvestres protegidas.
- Divulgar a las autoridades, actores sociales e instituciones en el campo de su competencia la información obtenida de la investigación.

I.3.1.3 Hipótesis

- La colonización de refugios artificiales por parte de los murciélagos frugívoros aumenta la deposición de semillas en áreas degradadas.

I.4 METODOLOGÍA

I. 4. 1 Localización

La Ecoregión Lachuá se ubica en el Municipio de Cobán, Departamento de Alta Verapaz, Guatemala. Está conformada por el Parque Nacional Laguna Lachuá -PNLL- y su zona de influencia, está limitada por los ríos Chixoy e Icbolay al este, oeste y norte, en la parte sur se encuentra limitada por las montañas La Sultana y el Peyán. (Ficha RAMSAR, 2004).

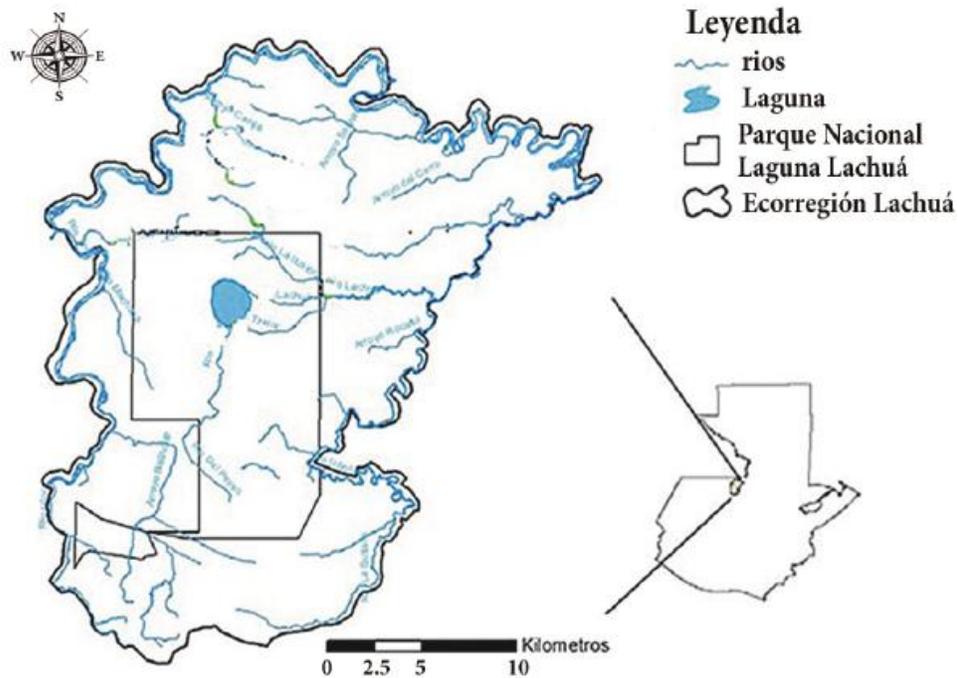


Figura 1. Mapa de ubicación de la Ecoregión Lachuá.
Fuente: modificado de García (2008)

I.4.2 Las Variables

1.4.1.1 Variables dependientes

- Composición de especies de semillas
- Abundancia de semillas
- Cantidad de carbono en Kg/Ha
- Temperatura dentro de los refugios artificiales
- Humedad dentro de los refugios artificiales

1.4.1.2 Variables Independientes

- Localidades con presencia/ausencia refugios artificiales
- Cuatro estadios sucesionales de la cobertura vegetal

I.4.3 Indicadores

- Composición y abundancia de especies de semillas colectadas en las trampas
- Presencia de refugios artificiales y lluvia de semillas
- Temperatura y humedad medida dentro de los refugios artificiales
- Modelo de captación de CO₂ en diferentes estadios sucesionales de la cobertura vegetal
- Capacitaciones dirigidas a autoridades locales, guarda recursos del PNLL, comunitarios y niños de escuelas de la Ecoregión Lachuá

I.4.4 Estrategia Metodológica

En la Ecoregión Lachuá se seleccionaron seis localidades con vegetación en los primeros estadios de regeneración en donde se colocaron trampas para recoger la lluvia de semillas generada por murciélagos frugívoros. En tres de estas localidades hubo refugios artificiales para murciélagos frugívoros. Entre julio del 2014 hasta abril del 2015 se hicieron muestreos mensuales para coleccionar la lluvia de semillas de las trampas y se revisaron los refugios para determinar si había uso u ocupación de los mismos. En el laboratorio, las semillas fueron identificadas y contadas. Se tomaron muestras de la vegetación de diferentes estadios sucesionales de la vegetación para estimar la captura de carbono y con estos datos se elaboró un modelo de captación de carbono. Así mismo, se realizaron capacitaciones en la Ecoregión Lachuá dirigidas hacia autoridades locales, guarda recursos del PNLL, comunitarios y niños de escuelas.

I.4.4.1 Población y Muestra

- Población: Murciélagos frugívoros del área de estudio (Ecoregión Lachuá) y la lluvia de semillas producida por estos. Fluctuaciones diarias en la temperatura y humedad dentro de los refugios a lo largo de nueve meses. Cantidad de carbono capturada por el proceso sucesional de la vegetación.
- Muestra: Heces halladas en las trampas de semillas en el área de estudio. Mediciones de la temperatura y humedad dentro de los refugios, tomadas durante tres días consecutivos al mes, durante nueve meses. Cantidad de carbono en parcelas de 50x20m en cuatro estadios sucesionales diferentes.

I.4.5 El Método

Diseño del experimento

Para medir la tasa de colonización de los refugios artificiales por los murciélagos frugívoros y su consecuente influencia en la lluvia de semillas, se instalaron refugios artificiales en la clase de cobertura denominada Guamil I (Cuadro 1). Esta clase de cobertura vegetal es un tipo de Guamil de 0-2.9 años de crecimiento en el cual se puede encontrar rastros de milpa, herbáceas y arbustos de hasta 3 metros de alto (Ávila, 2004). Se utilizó esta clase debido a que en la región una de las actividades prioritarias para subsistir es la agricultura temporal, por lo tanto, existe una mayor probabilidad de encontrar esta clase de cobertura alrededor de la zona producto del abandono de tierras o descanso de la tierra provocado por la pérdida de fertilidad.

Para la replicación espacial del experimento se seleccionaron seis localidades con cobertura vegetal tipo Guamil I. Cada una de estas localidades estuvo ubicada aproximadamente a una distancia similar del bosque y representó un elemento de un mosaico del paisaje con características similares entre ellas. En tres de estas localidades se colocaron refugios artificiales, el resto funcionaron como el control y no se les instalaron refugios (Figura 2).



Figura 2. Disposición de las seis localidades estudiadas. Las de color azul no tuvieron refugios, las de color rojo si tenían refugios artificiales.

Refugios artificiales

Los refugios simulaban troncos huecos, con el fin de atraer principalmente a murciélagos frugívoros (Kelm *et al.* 2008). Los refugios se fabricaron utilizando una estructura de madera como soporte, elaborada con reglas de madera (0.48 x 0.48 x 1.50 m). Para formar la caja (refugio), a esta estructura se le atornillaron cinco planchas de Fibrolit (8 mm de espesor), cada una formando un lado del refugio, más el techo.

El tamaño de cada caja fue de 0.48 x 0.48 x 1.22 m, con una abertura en la parte inferior de 0.28 X 0.48 m, que funcionaba como la entrada al refugio. El interior de cada uno fue pintado de color negro con una mezcla de carbón y agua (usando una esponja). En cada caja se colocó una red de cedazo plástico en el techo, para proporcionar una superficie de agarre para los animales (Kelm *et al.*, 2008). Los refugios se instalaron en lugares abiertos (guamiles tipo I) y se les colocó una cubierta tipo rancho elaborada de hojas de palma, para evitar el excesivo calor y la exposición a la radiación solar directa (Kelm *et al.*, 2008).

Inspecciones de los refugios

Se realizaron inspecciones mensuales para determinar si había uso o colonización en los refugios de cada localidad. Se llevaron a cabo observaciones directas en cada refugio, utilizando un espejo y una linterna con luz roja en caso de que estuvieran ocupados (para esta parte del espectro visual los murciélagos no son muy sensibles y por lo tanto no se asustan) para contar el número de individuos que los colonicen (Tuttle *et al.*, 2004).

Ubicación y monitoreo de trampas para colectar semillas

En tres de las seis localidades seleccionadas se instalaron seis refugios artificiales para murciélagos frugívoros, haciendo un total de 18 refugios. Alrededor de cada refugio (en las tres localidades) se colocaron cuatro trampas de semillas, con lo que se obtuvo un total de 72 trampas para semillas (Figura 3).



Figura 3. Diagrama ejemplificando la disposición de refugios artificiales y sus respectivas cuatro trampas para semillas, en una localidad (4 trampas x 6 Refugios x 3 Localidades = 72 trampas para semillas).
Círculos = Refugios; Cuadrados = Trampas de semillas

Simultáneamente, se colocaron otras 72 trampas de semillas en tres localidades (con condiciones similares a las localidades con refugios) **donde no se instalaron refugios** (Figura 2). Esto con el objeto de medir paralelamente la lluvia de semillas en localidades con las mismas condiciones pero sin la presencia de los refugios (Figura 4).



Figura 4. Diagrama ejemplificando la disposición de las trampas para semillas en una localidad donde no se colocaron refugios artificiales (4 trampas x 6 Refugios x 3 Localidades = 72 trampas para semillas).

Cuadrados = Trampas de semillas.

Cada trampa consistió en una superficie de tela de manta 1 m^2 de área ($1 \times 1 \text{ m}$). Se ubicaron a una altura aproximada de 70 cm del suelo. Si se suman la cantidad de trampas de las seis localidades trabajadas (con y sin refugios) se obtiene un total de 144 m^2 de trampas para semillas. Las trampas para coleccionar semillas se colocaron y revisaron cada mes (de julio 2014 a abril 2015), durante tres días seguidos. Las heces de los murciélagos se recogían con ayuda de una lupa y de pinzas y se guardaban en sobres de papel de cera para su posterior determinación.

Identificación de semillas

Cada sobre de papel con las muestras de las semillas encontradas en las trampas, fue revisado utilizando un estereoscopio, en algunos casos se incorporaba agua destilada a la muestra, para separar las semillas. La identificación taxonómica de las semillas, se realizó por medio de expertos y con ayuda de una biblioteca fotográfica de muestras de semillas coleccionadas en la Ecoregión Lachuá (Cajas *et al.*, 2005).

Fluctuaciones de la temperatura y humedad dentro de los refugios

Se realizaron mediciones de temperatura y humedad en diez refugios durante tres días consecutivos de forma mensual y durante siete meses. Para realizar las mediciones se utilizaron registradores de datos (Termo higrómetro Electrónico LogTag® Haxo-8), programados para grabar las mediciones cada diez minutos.

Captación de carbono

De las diferentes clases de cobertura vegetal presentes en la Eco-Región Lachuá, se escogieron las siguientes clases vegetales: Guamil I, Guamil II, Guamil III, Bosque maduro. En estas clases, se delimitaron parcelas de Whittaker modificadas (Anexo 1). Este diseño ha sido utilizado anteriormente en la Ecoregión Lachuá por el equipo que desarrollo el Plan de Monitoreo de la Dinámica de la Vegetación de Lachuá (Méndez *et al.*, 2007).

Las parcelas Whittaker modificadas están diseñadas como un sistema anidado de sub-parcelas. Según Comiskey y colaboradores (1999), la parcela o terreno Whittaker consiste de un terreno de 0.1 ha que mide $20 \times 50 \text{ m}$. Dentro de este terreno hay varios subterrenos o subparcelas de diferentes tamaños, en los cuales se toman datos de los diferentes tipos de vegetación basados en su estructura. El subterreno mayor mide $20 \times 15 \text{ m}$ y es el centro del terreno. Dos subterrenos menores en esquinas opuestas los cuales miden $5 \times 2 \text{ m}$ y cuatro subterrenos de $1 \times 1 \text{ m}$ colocados en cada una de las esquinas de la parcela.

Para la toma de las submuestras (subparcelas de 1x1) en cada una de las clases vegetales, se contrató a una persona conocedor del área, quien condujo a terrenos con determinado tiempo de abandono: 1 año, 3 años y 5 años. Estos terrenos generalmente correspondieron a las tres clases de guamiles. Una vez localizados los terrenos, se identificó la clase vegetal presente de acuerdo a los criterios descritos por Ávila en 2004 (Cuadro 1). El terreno debía de cumplir con el criterio de extensión mínima de 0.1 ha y al menos el 80% del mismo debe tener una cobertura vegetal correspondiente a solo una de las clases vegetales antes mencionadas y descritas en el Cuadro 1. Dentro del terreno, se delimitó un área de 50*20 m (tamaño parcela de Whittaker) y dentro de esta parcela se delimitaron las subparcelas de acuerdo al diseño modificado de Whittaker (Anexo 1).

La toma de las muestras para la medición de contenido de CO² en la materia orgánica se realizó siguiendo tres procedimientos diferentes: A) Estimación del contenido de CO² en la materia vegetal sobre el suelo en las clases vegetales Guamil I, Guamil II, Guamil III; B) Estimación del contenido de CO² en la materia vegetal sobre el suelo en la clase vegetal Bosque maduro; C) Estimación del contenido de CO² en la materia vegetal en el suelo de las parcelas de las cuatro clases vegetales.

I.- Metodología de medición de contenido de CO₂ en la materia vegetal sobre el suelo.

A.- Parcelas con los tipos de vegetación Guamil I, Guamil II y Guamil III:

En cada de las cinco subparcelas (4 extremos y centro) se cortó toda la vegetación presente y se reunió sobre un plástico extendido, con el objetivo de no confundir la vegetación con la hojarasca del suelo. Posteriormente se trituró con un machete/tijeras con el fin de formar una masa vegetal homogénea. El peso húmedo de la vegetación se midió con balanza manual. A partir de esta, se tomó como muestra 1 kilogramo de materia vegetal homogenizada. La materia vegetal se guardó en una bolsa de plástico donde se anotó la fecha de colecta y la clase vegetal perteneciente, colectores, ubicación parcela/identificación.

Cada muestra (kg de materia vegetal húmedo/estadio vegetal) fue analizada por el método de Wackley y Black (Wackley y Black, 1934) para determinar el % de carbono. Utilizando una regla de 3 se convirtió el % de carbono a kg de carbono en 1 Hectárea (10,000 m²) del estadio vegetal por medio del peso total de la vegetación (sumatoria del peso de la vegetación en cada subparcela).

B.- Para las parcelas con los tipos de vegetación Bosque maduro.

En la clase vegetal bosque maduro se implementaron las subparcelas del diseño de Wittaker, donde en cada una se estimó la biomasa de los árboles presentes. Para esto, cada árbol presente dentro de la subparcela se identificó (nombré común-nombre científico) y se midió el diámetro a la altura del pecho –DAP- con una cinta métrica. Así mismo, se estimó la altura con un clinómetro. Con estos datos se calculó el peso de cada árbol a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{Peso} = \text{Densidad } g/cm^3 * \text{Volumen}$$

Volumen= 0.5074 *DAP²*Altura+0.0567 (FAO, Bosques Latifoliados Tropicales)

Densidad= densidad de la madera.

Se hizo una búsqueda bibliográfica de las especies de árboles encontradas para tener el cálculo más exacto de la densidad de su madera, en caso de no encontrarse se utilizó el dato de densidad de la especie más cercana.

Así mismo en cada árbol presente en la subparcela, se tomó una rama de por lo menos un metro de largo. Las ramas se cortaron en pedazos con la ayuda de un machete o sierra y se colocaron sobre un plástico en el suelo, donde se homogenizaron y se tomó 1 kilogramo. Este fue analizado mediante el método de Wackley y Black (Wackley y Black, 1934) para la detección del % de carbono en el kilogramo (peso húmedo). Utilizando una regla de 3, el % de carbono de la muestra de un kilogramo se extrapola al peso de cada uno de los árboles dentro de la subparcela y por último, se sumaron todos los árboles de las subparcelas dentro de la parcela de 20*50m. Todo este procedimiento se repitió tres veces (réplicas=3).

II.- Metodología de medición de contenido de CO₂ en la materia vegetal en el suelo de cuatro clases de cobertura vegetal.

De las cinco subparcelas donde fue removida la vegetación de los guamiles para la medición de cantidad de CO₂ sobre el suelo, se tomó una subparcela al azar. Con una pala se realizó una calicata en el suelo de 50 centímetros de profundidad x 75 cm de ancho (dependiendo del terreno puede tener más profundidad). Se delimitaron los primeros dos horizontes, se anotó su profundidad y se tomaron fotografías de los mismos. De cada horizonte se tomaron 200 gramos y se colocaron en bolsas papel de 5 libras. Se anotaron con un marcador en la bolsa la fecha de colecta, ubicación/identificación de la parcela, el número de horizonte y clase vegetal. A partir de estas muestras, se determinó el porcentaje de carbono en cada horizonte con el método de Wackley y Black (Wackley y Black, 1934). Todo este procedimiento se repitió tres veces (replicas=3).

Sensibilización de actores clave dentro de la Ecoregión Lachuá y población en general acerca de la importancia ecológica de los murciélagos frugívoros en la restauración natural de los bosques

A lo largo de la ejecución del proyecto se impartieron cuatro talleres de sensibilización y uno de capacitación. Para la realización de estos se contactó al técnico Benjamín Caal, Coordinador del Programa de Educación Ambiental del Parque Nacional Laguna Lachuá. Para los talleres de sensibilización se preparó material didáctico, como presentaciones audiovisuales y carteles ilustrativos con los siguientes temas: fragmentación del bosque en Lachuá, generalidades de los murciélagos, sus hábitos alimenticios, hábitats; murciélagos frugívoros, dispersión de semillas por murciélagos y su rol en la regeneración natural del bosque. Así mismo, se preparó una presentación digital con fotos de murciélagos con sus diferentes hábitos alimenticios. Una vez cubiertos todos los temas, se habló acerca del proyecto, los objetivos de colocar refugios artificiales para murciélagos en parcelas abandonadas y los resultados esperados. Durante las pláticas se utilizó un lenguaje básico para el entendimiento de la audiencia, únicamente para uno de los talleres se contrató a un traductor al idioma Q'eqhí. Durante el desarrollo de la plática y al final se respondieron a las preguntas planteadas por la audiencia.

El taller de capacitación fue dirigido a los guarda recursos, técnicos y personal del Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL) en el cual se impartieron dos módulos: a) restauración

ecológica y b) cambio climático. Para este taller se prepararon presentaciones digitales y material didáctico. Se trataron los siguientes temas: Murciélagos, su rol como dispersores y regeneradores naturales de los bosques; Restauración Ecológica; Cambio Climático

I.4.5 LA TÉCNICA ESTADÍSTICA Y LOS INSTRUMENTOS

Tasa de deposición de la lluvia de semillas

Se usó estadística descriptiva para analizar el comportamiento general de la tasa de deposición de semillas en el tiempo. La tasa de deposición de semillas se expresó como el número de especies de semillas en las trampas/el número de trampas * el número de horas que las trampas permanecieron activas.

Potencial de restauración

El potencial de restauración esta dado por la diferencia entre la tasa de deposición de semillas en los sitios donde se hallan instalado los refugios y la tasa de deposición de semillas en localidades con las mismas condiciones donde no se hayan instalado los refugios.

Potencial de captación de carbono

Las muestras, tanto de vegetación como de suelo, se transportaron en bolsas selladas hacia el Laboratorio de Suelos de la Facultad de Agronomía, de la Universidad de San Carlos de Guatemala. Ahí se midió experimentalmente la cantidad de carbono presente por medio del método combustión húmeda –Walkley-Black- (Walkley y Black, 1934).

A partir de los datos obtenidos con el procedimiento anterior, se calculó la media, desviación estándar y varianza de captura de carbono por Hectárea para cada una de las clases vegetales utilizando el Software R. Con estos datos, se gráfico el carbono fijado, tanto en el suelo como vegetación, en cada una de las clases vegetales. Se evaluó el ajuste de los datos al modelo lineal, cuadrático y exponencial. Se graficaron los resultados. El carbono sobre el suelo y en el suelo (para los dos horizontes) se unió en un solo dato (kg/Ha) para cada una de las clases vegetales. A partir de esta sumatoria se estimo la fijación de carbono en la Eco-Región Lachuá. Los datos de porcentaje de clases vegetales para la Eco-Región Lachuá para el cálculo de fijación de carbono en la Eco-Región Lachuá se obtuvieron a partir de los datos publicados por Quezada y otros (2006). Debido a que la clase Guamil para Méndez y colaboradores (2007) incluye los Guamiles I, II y III, se utilizó la mediana de los promedios de fijación de carbono de los Guamiles. Para todo esto se utilizo el Software R (R Development Core Team, 2008).

A partir de los datos de fijación de carbono total en cada una de las clases vegetales, se calculo la tasa de acumulación de carbono por clase vegetal. Para esto, se utilizo el modelo de regresión exponencial de la vegetación. Debido a que se observo un crecimiento lineal en los primeros 10 años, se calculo la tasa de acumulación en los primeros diez años, y se recalculo la tasa de 10-13 años y >13 años.

PARTE II

II. 1 MARCO TEÓRICO

II.1.1 Sucesión vegetal

El estudio del reemplazo de especies vegetales a lo largo del tiempo tuvo sus orígenes inmediatos a principios del siglo XX con dos propuestas, que a pesar de no ser concebidas para ello, representan dos grandes concepciones acerca de cómo se organizan los sistemas biológicos. La primer propuesta, la realizó Clements en 1916, y en la cual describe la sucesión como un proceso holístico, ordenado y predecible, mediante el cual la comunidad vegetal se dirige desde un estado inicial simple a un estado estructural complejo y libre de cambios. Cuestionando el postulado anterior (segunda propuesta), Gleason en 1926 propuso que los cambios ocurridos en la comunidad vegetal son procesos estocásticos, producto de múltiples respuestas individuales propias de cada una de las especies que componen la comunidad (Guariaguata y Ostertag, 2002).

Otra forma de clasificar la dinámica de la vegetación se basa en el tipo de sustrato sobre el que ocurre. La sucesión primaria es aquella que sucede sobre un sustrato que no tenía vegetación previamente (como el que queda por la desecación de un cuerpo de agua o el retroceso de un glaciar). La sucesión secundaria, en cambio, se desarrolla sobre un sustrato que ya servía de soporte a una cubierta vegetal (las parcelas de bosque tropical dejadas en descanso después de cultivarlas) (Vega-Peña, 2005).

Pickett y colaboradores (1987) describieron un modelo para explicar las etapas ocurridas durante la sucesión. Esta representación planteó la existencia de procesos que contribuyen al desarrollo de la vegetación tales como la disponibilidad de un sitio por causa de un disturbio, la disponibilidad de propágulos, agentes dispersores y recursos. Además contemplan que la sucesión puede modificar su trayectoria por factores como la localización e historia del sitio del disturbio, la configuración del paisaje, estado y uso del suelo, presencia de dispersores y la interacción entre especies colonizadoras.

El avance de la sucesión depende del potencial biótico in situ, de las unidades del paisaje circundantes y de la dispersión entre estas (Salamanca y Camargo, 2000). De esta forma los mecanismos dispersores de propágulos juegan un papel importante como contribuyentes y modificadores de la trayectoria sucesional (Guariaguata y Ostertag, 2002).

II.1.2 Regeneración natural de los bosques

En una visión particular del fenómeno, la regeneración natural de los bosques es el proceso por el cual la comunidad vegetal llega hacia un estado “climax” a partir de un estado de degradación o perturbación, mediante varios estadios o momentos sucesionales producto de interacciones ecológicas (Aguilar, 2005).

La regeneración natural de las poblaciones de árboles es fundamental para el mantenimiento a largo plazo de las comunidades boscosas. La regeneración puede verse como un ciclo de

procesos ecológicos, tales como la polinización, el desarrollo de las semillas y su posterior dispersión y depredación; la germinación y el establecimiento de plántulas, entre otros. De estos procesos ecológicos depende el éxito y la dominancia de las especies arbóreas a largo plazo. En cada uno de estos procesos, hay factores que determinan el éxito de la regeneración. Los factores que modulan la regeneración natural del bosque se han descrito como bióticos y abióticos. Se entienden como factores bióticos todas aquellas interacciones bióticas que las especies vegetales pueden sostener con otras especies microbianas, vegetales o animales. Por su parte, los factores abióticos son las condiciones ambientales, derivadas de las características propias del suelo, por ejemplo disponibilidad de agua, compactación, infiltración, etc.; del microclima como la disponibilidad de luz, humedad, temperatura, etc.; o relacionadas con el uso del espacio, que las especies vegetales tienen que enfrentar, así como las relaciones de estos factores con los factores bióticos antes mencionados (Pérez *et al.*, 2013)

II.1.3 Etapas del ciclo de regeneración y factores involucrados

Floración: La importancia del papel funcional de las flores en términos de regeneración natural es que en ellas se lleva a cabo el proceso de la polinización. La sobrevivencia de las flores depende de tres factores principalmente: las condiciones fisiológicas de los árboles, las condiciones ambientales y la presión por herbívoros. El buen estado hídrico y fisiológico de los árboles se encuentra ligado a la calidad y cantidad de nutrientes y humedad en el suelo, que le otorgan los recursos necesarios a la planta para producir la cantidad necesaria de flores (Shaw, 1968). Se ha reportado que la temperatura ambiental antes de la floración determina el éxito de este proceso en las plantas leñosas. Por ejemplo, las bajas temperaturas pueden inhibir la floración o retardar el desarrollo de los granos de polen (Rodríguez-Rajo *et al.*, 2000).

Polinización: En el caso de las angiospermas, la polinización es la llegada del polen al estigma, la germinación del polen y el crecimiento del tubo polínico. El grado en el que el éxito de la polinización se ve afectado por distintos factores bióticos y abióticos depende del vector principal de polinización y del sistema de apareamiento de las especies de plantas. Por ejemplo, las plantas dioicas o auto incompatibles que dependen de vectores animales para la polinización, pueden verse críticamente afectadas por la reducción de los tamaños poblacionales o la extinción de sus polinizadores (Williams y Winfree, 2013). Por su parte, las especies que utilizan al viento como vector de dispersión del polen pueden verse afectadas por factores abióticos como la intensidad y dirección del viento, así como la temperatura y humedad ambiental (Culley *et al.*, 2002).

Desarrollo de las semillas: Las semillas son consideradas los propágulos más importantes que contribuyen a la regeneración de las comunidades arbóreas (Martínez-Ramos *et al.*, 1993). Una baja producción de semillas tiene graves repercusiones para la composición de los bosques. La regeneración a partir de semillas depende de la dispersión, los niveles y tipos de depredación, la facilidad para formar bancos de semillas, la latencia, la capacidad para germinar, y de las estrategias de sobrevivencia para poder establecerse como plántula (Montenegro y Vargas, 2008). Sin embargo, todas y cada una de estas variables están estrechamente ligadas a condiciones ambientales e interacciones bióticas que determinan el éxito o mortalidad de las semillas y sus procesos subsecuentes (Pérez *et al.*, 2013).

Dispersión de semillas: La dispersión de las semillas es el último paso en el ciclo reproductivo de las plantas, sin embargo es el primer paso en el proceso de reclutamiento y renovación de las poblaciones vegetales (Herrera, 1995). La deposición de semillas en el medio es denominada lluvia de semillas. La lluvia de semillas se define como la distribución de las semillas en el espacio a partir de la planta madre (Willson y Traveset, 2000). En general, la lluvia de semillas es mayor en la selva que en los campos con uso agropecuario (e. g. Holl, 1998; Wijdeven y Kuzee, 2000; Cubiña y Aide, 2001)

La distribución espacial de las semillas es producto del proceso de dispersión, representa uno de los puntos cruciales para la regeneración de la vegetación (Jordano y Godoy, 2000). Una vez que el bosque se encuentre en recuperación, su apariencia se debe en gran medida a la actividad de vertebrados frugívoros como aves y murciélagos (Patterson *et al.*, 2003). Entre los beneficios ecológicos favorecidos por el proceso de dispersión de semillas, destacan tres aspectos. 1. *Evita la mortalidad de semillas alrededor de la planta madre.* 2. *La colonización de sitios propensos a regeneración.* 3. *El movimiento de las semillas a sitios con condiciones adecuadas para la germinación* (López y Vaughan, 2004).

Los murciélagos se consideran dispersores más eficientes para hábitats perturbados en relación a las aves debido a que dispersan un mayor número de semillas (Medellín y Gaona, 1999), aportando semillas características de las clases vegetales tardías. Por otro lado, en las clases vegetales tempranas, los invertebrados polinizadores son responsables de la reproducción de plantas herbáceas que son las pioneras en la sucesión vegetal (Medel *et al.*, 2009), y para su dispersión la anemócora juega un papel importante. En conjunto, los vertebrados frugívoros e insectos polinizadores son los constructores de la regeneración natural de la vegetación en áreas fragmentadas. Galindo-González (1998) considera que los murciélagos frugívoros son importantes en la lluvia de semillas al interior de bosques, potreros y en los distintos estadios de la sucesión vegetal.

II.1.4 Importancia de los murciélagos frugívoros

Cerca del 70-98% de las especies de árboles de los bosques presentes en las tierras bajas tropicales producen semillas y frutas con adaptaciones para ser dispersadas por zoocoría; entre los mamíferos los murciélagos son los dispersores más importantes de semillas a largas distancias, por su efectividad, abundancia y presencia en casi todos los ecosistemas de bosque tropical. De acuerdo a Flemming (1982), aproximadamente el 29% de los murciélagos conocidos para la ciencia son parcial o totalmente dependientes de las plantas como fuente alimenticia. Al menos 858 especies de plantas dependen de los murciélagos para su polinización o dispersión de semillas en el Nuevo Mundo (Geiselman *et al.* 2002). Los murciélagos asociados a la frugivoría en el neotrópico pertenecen a la familia Phyllostomidae (Murciélagos Americanos de Hoja Nasal), 22 de los 56 géneros (90 de las 173 especies) descritos para la familia se alimentan de frutos (Muscarella y Fleming, 2007). Los murciélagos han compartido una larga historia evolutiva con plantas con semillas. En el neotrópico, los frutos de numerosas plantas presentan características que atraen a los murciélagos; el olor, color y la exposición del fruto son algunas de ellas (Hodgkison *et al.*, 2003). López y Vaughan (2004), describen esta interacción como una asociación mutualista; los murciélagos obtienen nutrientes de los frutos, y las plantas obtienen movilidad.

Seis de las siete subfamilias Phyllostomidae tienen miembros que incluyen frutos en sus dietas, sin embargo, no todas utilizan este recurso en el mismo grado. Por ejemplo, todas las especies de la subfamilia Carollinae y Stenodermatinae obtienen la mayoría de su sustento de los frutos y poseen adaptaciones morfológicas del sistema masticatorio asociadas a una dieta basada en este tipo de alimento. Estas especies son consideradas como frugívoras obligadas. Por otro lado, se ha reportado que algunos miembros de Glossophaginae y Phyllostominae se alimentan de fruta periódicamente, pero parecen no enfocar sus dietas en este recurso y por lo tanto son considerados como frugívoros oportunistas (Simmons *et al.*, 2002).

En ambientes tropicales húmedos, es bien conocido el papel de los murciélagos como dispersores de semillas, actividad que permite que los bosques tropicales se regeneren después de haber sido alterados o talados (Patterson *et al.*, 2003). Las semillas son depositadas uniformemente en el ambiente mientras los murciélagos se transportan o descansan. En estas condiciones los murciélagos pueden depositar hasta 10 semillas/m²/noche (100,000 semillas/ha/noche) (Kalko, 1998). Una vez que el bosque se encuentre en recuperación, su apariencia se debe en gran medida a la actividad de los murciélagos (Patterson *et al.*, 2003).

La diferenciación entre murciélagos nómadas y sedentarios ha sido utilizada para describir patrones de estructura y composición de especies en diferentes ensamblajes (Rivas-Pava *et al.*, 1996; Estrada-Villegas *et al.*, 2010), así como posibles respuestas de los murciélagos a la fragmentación y a la pérdida de hábitat (Cosson *et al.*, 1999). Estas categorías guardan además una relación estrecha con la hipótesis de Fleming (1986), quien propuso que la evolución de los hábitos de consumo en frugívoros filostómidos involucra la especialización en "grupos núcleo de plantas", por ejemplo *Carollia* spp. se especializa en *Piper* spp., *Artibeus* spp. en *Ficus* spp. y *Sturnira* spp. en *Solanum* spp. Con base en una gran cantidad de datos de un ensamblaje de filostómidos en la Isla de Barro Colorado en Panamá, Giannini y Kalko (2004) confirmaron esta hipótesis y demostraron que existe una fuerte asociación filogenética dentro de la estructura trófica del ensamblaje de murciélagos frugívoros.

Muchas especies de plantas pioneras como *Cecropia*, *Solanum* y *Piper*, esenciales en la regeneración de los bosques, dependen de los murciélagos para la dispersión de sus semillas (Galindo-González 1998, Medellín y Gaona 1999). Estas especies son claves en los procesos de regeneración de la vegetación después de ocurrido un disturbio, ya que son de rápido crecimiento y alta tolerancia a las condiciones ambientales extremas que presentan los espacios deforestados (Estrada-Villegas *et al.*, 2007). Adicionalmente, también se ha reportado que estos mamíferos dispersan semillas de especies que se establecen en estadios posteriores de la sucesión o especies tardías (Olea-Wagner *et al.*, 2007).

Debido a sus importantes servicios ecológicos a nivel mundial, los murciélagos frugívoros merecen una considerable atención para su conservación. La dinámica de las poblaciones y comunidades de los bosques tropicales sería muy diferente en la ausencia de los murciélagos frugívoros.

II.1.5 Dispersión de semillas por murciélagos frugívoros

La dispersión de semillas consiste en la remoción y deposición de las semillas lejos de las plantas madre. El transporte de las semillas facilita su germinación y establecimiento, ya que evita la competencia con la planta parental y las aleja de depredadores y causantes de enfermedades (patógenos). Esta dispersión de semillas es un proceso clave para la (re)colonización forestal (Willson y Traveset 1992). Las plantas han desarrollado diferentes mecanismos para lograr la dispersión de semillas, tales como: como anemocoría (dispersadas por el viento), hidrocoria (dispersadas por el agua), barocoria (dispersión de propágulos por gravedad), autocoria (auto-dispersión por la explosión), y zoocoria (dispersión por animales; Stoner y Henry 2009).

Para la comunidad de plantas con dispersión zoocora de una localidad dada, los vertebrados frugívoros voladores (aves y murciélagos) son los mejores dispersores de semillas en términos de cantidad dispersada y distancia transportada (Ortiz Pulido *et al.*, 2000). Los murciélagos y las aves divergen en los frutos que consumen y de la misma manera divergen en el patrón de espacial de la lluvia de semillas debido a las diferencias en el comportamiento de forrajeo y movimiento (Charles Dominique, 1986).

Los murciélagos se consideran dispersores más eficientes para hábitats perturbados en relación a las aves debido a que dispersan un mayor número de semillas (Medellín y Gaona, 1999). Además los murciélagos frugívoros a diferencia de las aves se desplazan libremente por todo el paisaje fragmentado de los bosques tropicales, por lo que las plantas tienen un mayor potencial de dispersión por los murciélagos (Shulze *et al.*, 2000).

Debido a diferentes características ecológicas del conjunto de murciélagos frugívoros como: dieta, capacidad de vuelo, comportamiento de forrajeo, efecto de germinación sobre semillas y la estrecha relación mutualista entre algunas plantas y murciélagos; éstos, son contemplados como agentes de dispersión idóneos para la diseminación de semillas a grandes distancias, jugando un papel importante en la regeneración de bosques, así como en la rápida colonización de la vegetación (Medellin y Gaona O. 1999; Galindo-González *et al.*, 2000).

En los trópicos americanos, los murciélagos de la familia Phyllostomidae constituyen el grupo más importante de dispersores de semillas, pues dada su diversidad se alimentan de los frutos disponibles tanto en el dosel como en el sotobosque (Romo, 1996; Kalko y Handley, 2001). Estos murciélagos frugívoros pueden dispersar semillas de diversos tamaños. Las semillas grandes que no pueden ser digeridas son depositadas en refugios nocturnos al soltarlas directamente de la boca, mientras que las semillas pequeñas pasan por el tracto digestivo y son excretadas tanto en los refugios como en ambientes abiertos durante el vuelo (Galindo-González, 1998). Se ha reconocido su efectividad en la dispersión de semillas desde el punto de vista cuantitativo gracias al elevado consumo de frutos noche a noche (Charles Dominique y Cockle 2001, Galindo-González *et al.* 2000, Gorchoy *et al.* 1993). Dicha efectividad también se ha reconocido desde el punto de vista de la regeneración, puesto que dispersan plantas de distintos hábitos: trepadoras, arbustos pioneros o árboles y palmas de bosque primario (Kalko *et al.* 1998, Bizerril y Raw 1998, Lobova *et al.* 2009).

Debido al relativamente bajo valor nutricional de los frutos que consumen los murciélagos, especies como *Artibeus* y *Carollia*, realizan entre 30 y 40 viajes de forrajeo y procesan una cantidad de frutos que equivalen a casi dos veces su propio peso. Haciendo esto, cada murciélago

puede manipular o ingerir cientos o miles de semillas dependiendo del fruto seleccionado. Por ejemplo, un individuo de *C. perspicillata* ingiere cerca de tres mil semillas de *Piper amalago* y más de sesenta mil semillas de *Muntingia calabura* cuando come treinta frutos/infrutescencias de estas especies cada noche (Fleming, 1988).

El hecho de que los murciélagos sean buenos dispersores de semillas se debe a las siguientes razones: a) los murciélagos son muy selectivos y usualmente se alimentan de frutos maduros y por lo tanto dispersan semillas maduras, b) la mayoría de frutos/infrutescencias de las que se alimentan estos mamíferos son llevados lejos de la planta madre para su consumo en los refugios donde se alimentan (aunque algunos frutos grandes pueden ser consumidos en la planta madre), c) los murciélagos usualmente defecan pequeñas diásporas en vuelo y proveen una diseminación efectiva sobre grandes áreas abiertas que pueden ser favorables para la germinación o depositan diásporas de mayor tamaño en los refugios donde se alimentan en la noche y estas pueden ser dispersadas secundariamente por animales con hábitos almacenadores y 4) los murciélagos retienen las diásporas después de su consumo por un promedio de veinte minutos sin evidencia de daño a las semillas durante la manipulación o pasaje a través de su sistema digestivo (Lovoba *et al.*, 2009).

Los patrones de forrajeo de los murciélagos frugívoros pueden llegar a afectar la probabilidad de la polinización cruzada entre las plantas y también la distancia de dispersión de las semillas. Las estrategias de forrajeo de estos mamíferos determinan la distribución espacial y el tamaño efectivo de las poblaciones reproductivas de plantas (Heithaus *et al.*, 1975), promueven el flujo genético y permiten que las semillas eviten a sus predadores, también reducen la competencia entre plantas madres y su descendencia y por último, aumentan el potencial de colonización en nuevas áreas (Heithaus, 1982). Por otra parte, la especialización en diferentes grupos de plantas como elementos básicos de la dieta de los murciélagos frugívoros, puede influir en su distribución geográfica (altitudinal), abundancia local, comportamiento de forrajeo y de manipulación de alimentos y también en adaptaciones anatómicas para alimentación (Fleming, 1986). Además, el tiempo de floración y fructificación de las plantas juega un rol en los ciclos reproductivos de los murciélagos, en sus patrones de forrajeo y en la intensidad de la competencia por recursos alimenticios entre especies de quirópteros (Heithaus *et al.*, 1975).

II.1.6 Importancia de los refugios para los murciélagos

Los refugios como recurso son extremadamente importantes para los murciélagos, ya que pasan más de la mitad de su vida en ellos. Por lo tanto, no es sorprendente que los refugios hayan desempeñado un papel importante en la evolución de estos mamíferos. Los refugios son espacios que les brindan a los murciélagos condiciones propicias para cumplir funciones biológicas como hibernación, reproducción, crianza, descanso, o alimentación; a la vez, ofrecen protección contra depredadores y proporcionan un ambiente estable (Kunz, 1982).

Los refugios varían; desde cuevas y grietas en las rocas, hasta estructuras construidas por el hombre, pero más de la mitad de los murciélagos del mundo utilizan plantas para el reposo (Kunz y Lumsden, 2003). Probablemente, las plantas son más utilizadas por los murciélagos debido a su disponibilidad en relación a estructuras como cuevas, aunque proporcionen menor protección ante los depredadores y las condiciones del clima (Kunz, 1982). Los hábitos de

resguardo de los murciélagos están influenciados en primer lugar por la diversidad y abundancia de los refugios, la distribución y la abundancia de la comida y por el ahorro de la energía que a su vez está influenciado por el tamaño corporal y el medio físico (Kunz y Lumsden, 2003).

El tipo de asociación entre murciélagos y sus refugios puede variar de ser obligatoria hasta oportunista. Algunas especies se han vuelto muy dependientes de ciertos tipos de refugios debido a su especialización morfológica y fisiológica. Por ejemplo, el murciélago *Thyroptera tricolor*, tiene como característica principal el poseer discos adhesivos o ventosas en sus muñecas y tobillos, que le permiten adherirse a superficies lisas (Reid, 1997). En el curso de su evolución, este murciélago perdió cierta habilidad de usar sus uñas para permanecer colgado como lo hacen otros murciélagos (Riskin y Fenton, 2001) y desarrolló la capacidad de permanecer cabeza arriba. Estas especializaciones morfológicas lo han llevado a usar principalmente como refugio diurno, las jóvenes hojas enrolladas de *Heliconia* spp. (Heliconiaceae) y *Calathea* spp. (Marantaceae), donde puede adherirse en su interior (Vanhof y Fenton, 2004). Por el contrario, especies oportunistas suelen tener hábitos generalistas (incluyendo el uso de refugios) y distribuciones geográficas más amplias. Un ejemplo, es la especie neotropical *Artibeus jamaicensis*. En las regiones con cuevas presentes, este murciélago busca refugio diurno en pequeños huecos y cavidades dentro de dichas cuevas. Cuando estas estructuras están ausentes, este murciélago busca normalmente refugio en cavidades de árboles y follaje (Kunz, 1982).

La alteración y destrucción de sitios de descanso diurno es un factor importante en la disminución de la población de murciélago (Kunz, 1982), y como tal, la protección de sus refugios diurnos es de gran importancia para los esfuerzos de conservación de estos mamíferos voladores (Fenton, 1997). Las amenazas que afectan a los refugios se pueden dividir y definir de la siguiente forma: **Directas:** Desaparición o modificación del refugio con la finalidad de eliminar los murciélagos. Ejemplos, quema de troncos y cuevas, modificación de construcciones. **Indirectas:** Desaparición o modificación del refugio con fines distintos a eliminar los murciélagos (actividades humanas que afectan los refugios); modificación y destrucción por actividades de aprovechamiento de recursos (guano, madera), turismo, prácticas militares; vandalismo en cuevas; deforestación, urbanización (para ciertas especies) y desastres naturales (inundaciones, huracanes, etc.) (RELCOM, s.f.).

Producto de la constante pérdida y fragmentación del hábitat existe escasez de refugios asociados a la vegetación, consecuentemente, el área de distribución y el tamaño de las poblaciones de murciélagos se ha visto afectado. La disponibilidad de refugios se ha convertido en el factor limitante de la distribución de murciélagos que utilizan estructuras de la vegetación como refugio (Meyer, 2007).

II.1.7 Refugios artificiales para murciélagos frugívoros

Es posible reproducir artificialmente refugios para muchas especies de murciélagos, bien sea con fines de estudio, para favorecer su presencia en determinados espacios o para ofrecer refugio en ambientes en los que éste escasea. Se pueden construir utilizando materiales que resistan bien la intemperie, que tengan una buena inercia térmica y que regulen la humedad interior (De Paz *et al.*, 2000). Dos buenas opciones son la madera y el fibrolit (Reid, *et al.*, 2013).

El hecho de que los murciélagos frugívoros se desplacen por la mayoría de hábitats presentes en un paisaje fragmentado de bosque tropical, sugiere que todas las semillas de las plantas consumidas por los quirópteros tengan la probabilidad de llegar a un parche dado. Sin embargo, las diferencias en las abundancias relativas de los murciélagos frugívoros en los diferentes hábitats, pueden generar diferencia en la composición y estructura de la lluvia de semillas en un parche o hábitat particular (Lou, 2007).

En este sentido, los refugios artificiales para murciélagos frugívoros instalados en sitios donde exista escasez de refugio, son la herramienta ideal para aumentar la probabilidad de presencia de murciélagos en paisajes fragmentados de bosque tropical. Estudios previos (Kelm, *et al.* 2008) han demostrado que la implementación de este tipo de refugios, ha tenido éxito en atraer a los murciélagos frugívoros a áreas fragmentadas de bosque tropical. Evidenciando que la tasa de colonización de los refugios ha tenido consecuencias significativas en la cantidad y composición de la lluvia de semillas (Kelm *et al.*, 2008).

II.1.8 Ecoregión Lachuá

La Ecoregión Lachuá se ubica en el Municipio de Cobán, Departamento de Alta Verapaz, Guatemala. Está conformada por el Parque Nacional Laguna Lachuá -PNLL- y su zona de influencia, esta área se encuentra limitada por los ríos Chixoy e Icbolay al este, oeste y norte, en la parte sur se encuentra limitada por las montañas La Sultana y el Peyán (Figura 1). La Ecoregión Lachuá fue declarada sitio RAMSAR en el año 2006 (Ficha RAMSAR, 2006).

El PNLL es una de las 120 áreas protegidas del SIGAP y se constituye en el único remanente protegido de los ecosistemas naturales que existieron previos al proceso de colonización de tierras de los años '70s en la región de la Franja Transversal de Norte. Tiene una extensión aproximada de 14,500 hectáreas, en la que se encuentran diversos ecosistemas tanto acuáticos como terrestres en convivencia con agro ecosistemas construidos por pobladores de la zona (INAB-CONAP-UICN, 2004).

En la Zona de Amortiguamiento del PNLL habitan 44 comunidades, 19 de ellas directamente colindantes con el área protegida. Basan su actividad económica principalmente en la producción agrícola de subsistencia, complementada con el aprovechamiento de algunos productos del bosque y de ecosistemas acuáticos. La población se estima en unos 13,500 habitantes en su mayoría de ascendencia indígena Q' eqchi' (INAB-CONAP-UICN, 2004).

La precipitación anual promedio reportada para el área es de 3300 mm. Los reportes indican que las lluvias se registran todo el año. Los meses de mayor precipitación van de junio a noviembre. La menor precipitación (época seca) se registra en los meses de febrero a abril. La humedad va de 90 a 95 % y la temperatura promedio es de 30 °C, temperatura máxima 41 °C y mínima 15°C (MAGA y CATIE- ESPREDE, 2001).

II.1.9 Efectos de la perturbación antropogénica sobre la regeneración de los bosques

La variación en la intensidad, frecuencia y distribución de las perturbaciones representa una de las principales fuerzas que determinan los patrones de regeneración. Las perturbaciones naturales consideradas importantes para la regeneración de los ecosistemas forestales incluyen ciclos de inundaciones, sequías, viento, fuego e interacciones bióticas (Ramírez-Marcial, 2003). Estas perturbaciones pueden inhibir o favorecer la regeneración natural dependiendo de las características de la historia de vida de las especies y de las condiciones específicas después de la perturbación. Los efectos de la perturbación también pueden diferir entre plántulas y adultos.

La fragmentación del hábitat resultado de diferentes actividades antropogénicas (p. ej. deforestación, agricultura, ganadería), han provocado alteraciones ecológicas que limitan los procesos de regeneración natural en numerosas especies de plantas dentro de los bosques templados (Dey *et al.*, 2009). El proceso de fragmentación involucra la pérdida de hábitat, entendida como la disminución total del área del hábitat original a partir de una comparación histórica, y la fragmentación per se, referida como la creación de parches o “islas” de hábitat cada vez más pequeños y aislados entre sí (Fahrig, 2003) La respuesta de las plantas puede variar ante diferentes procesos de fragmentación y dependerá de los atributos reproductivos, tipos de dispersión y patrones demográficos de las especies (Aguilar *et al.*, 2008).

Como consecuencia, la fragmentación y los efectos de borde incluyen cambios en la composición, abundancia y estructura de las poblaciones, así como alteraciones en las interacciones tróficas, cambios en la estructura de los gremios y cambios en los patrones de herbivoría (Tovar-Sánchez *et al.*, 2004).

II.1.10 Carbono y materia Orgánica en el Suelo

En los suelos y sedimentos, existen tres formas básicas en las que el carbono se puede presentar: (1) C elemental, (2) C inorgánico, y (3) C orgánico.

Las formas del carbono elemental incluyen al carbón, hollín, grafito y hulla. Las principales fuentes del carbono elemental en los suelos son las combustiones incompletas de la materia orgánica (i.e carbón, grafito y hollín), fuentes geológicas (i.e. grafito y hulla) o la dispersión de estas formas de carbono durante procesos de minería o combustión de estos materiales (Schumacher, 2002).

Las formas inorgánicas de carbono se derivan de materiales geológicos o suelos anteriores. Típicamente están presentes como carbonatos. Los carbonatos más comunes que se encuentran en los suelos y sedimentos son: Calcita (CaCO_3) y dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], aunque otras formas también se consideran (i.e., siderita, FeCO_3) dependiendo de cómo los suelos se forman o donde está localizado la fuente del sedimento. Cabe resaltar que la calcita y otros se pueden presentar en suelos debido a un manejo, como por ejemplo la agricultura (Schumacher, 2002).

El carbono orgánico (también conocido como carbono natural) se deriva de la descomposición de plantas y animales. En los suelos y sedimentos, se presentan una amplia variedad de formas

de carbono orgánico y oscila desde una cama de suelo fresca (i.e. hojas, ramas) hasta formas altamente descompuestas como el humus. Además de las formas naturales del carbono orgánico está el carbono orgánico que es resultado de contaminación a través de actividades antropogénicas. El derrame de contaminantes en el ambiente aumenta el contenido total de carbono presente en el suelo o sedimento. Sin embargo, en general la contribución de carbono total por los contaminantes al total de carbono orgánico presente es relativamente pequeño a menos que el derrame haya ocurrido recientemente, el producto puro este presente o un sitio con alta contaminación sea evaluado (Schumacher, 2002).

Globalmente los suelos a un metro de profundidad contienen 1500 Gt de carbono, de las que se estima que el 44% está en los trópicos, donde los tiempos de residencia de la materia orgánica son menores y por lo tanto los depósitos de C son más susceptibles a la sustitución de usos (López-Ulloa, 2005). De allí que las pérdidas de este elemento se den por la conversión de ecosistemas naturales a sistemas agrícolas por la reducción en los aportes de materia orgánica y la protección física del suelo (Tan y Lal, 2005).

II.1.11 Secuestro de Carbono en Suelo y Vegetación y su determinación.

Los ecosistemas terrestres y el suelo son depósitos considerables de carbono. Los bosques del mundo contienen un estimado de 340 Pg de carbono (1 Pg = 1015 g) (1 Gt = gigatonelada = billón de toneladas) en vegetación, y 620 Pg de carbono en suelo (Brown *et al.*, 1996). Los bosques y otros ecosistemas siguen almacenando o reciclando ese carbono a través de la regeneración natural. Por esto, los cambios en estos reservorios de carbono pueden tener un impacto considerable en el balance global de carbono e influir en el cambio climático.

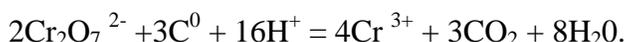
La mayoría de los sumideros de carbono en la vegetación están localizados en bosques tropicales de baja latitud (62%), mientras que la mayoría del carbono del suelo está localizado en los bosques de alta latitud -boreal- (54%) (Brown *et al.* 1996).

Existen muchos métodos para la determinación de carbono orgánico (tanto en suelo como en vegetación). El carbono orgánico total (TOC, por sus siglas en inglés) puede ser medido directamente o puede ser determinado por la diferencia si el total de contenido de carbono y el carbono inorgánico son medidos (Carbono Total= Carbono inorgánico+ Carbono orgánico). El principio básico para la cuantificación de carbono orgánico total depende de la destrucción de la materia orgánica presente, aunque existen algunas formas de medición no destructivas. La destrucción de la materia orgánica se puede llevar a cabo químicamente o vía calor (aplicación de temperaturas elevadas). Todas las formas de carbono en la muestra son convertidas a CO₂, la cual posteriormente es medida directa o indirectamente y convertida a carbono orgánico total basándose en la presencia de carbonatos inorgánicos. Estos métodos pueden ser cuantitativos o semi-cuantitativos dependiendo del proceso usado para destruir la materia orgánica y las medias usadas para detectar/cuantificar el carbono presente (Schumacher, 2002).

Dentro de las técnicas químicas, están las técnicas de química húmeda. Estas se dividen en dos fases: Extracción de la muestra y cuantificación de la muestra. La técnica de extracción empleada es esencialmente la misma para todos los métodos en la literatura con variaciones en la fuerza y combinación de reactivos usados durante la extracción. Las técnicas cuantitativas

asociadas con la determinación de TOC a través de química húmeda dependen de una titulación, calorimetría, gravimetría o técnicas manométricas (Schumacher, 2002).

La técnica estándar de combustión (química) húmeda para la extracción incluye una rápida oxidación de la materia orgánica. El método rápido de oxidación por dicromato es el método de Walkley-Black, el cuál es el método referencia para comparar con otros métodos en muchos estudios. En este procedimiento, el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_2$) y H_2SO_4 concentrado son añadidos a 0.5- 1 g de materia orgánica. La solución se mueve y se enfría antes de añadir agua para detener la reacción. La suma de H_3PO_4 a la mezcla elimina las interferencias causadas por Fe^{+3} . La reacción de este procedimiento es:



El método Walkley-Black es ampliamente usado ya que es simple, rápido y requiere de equipo mínimo (Nelson y Sommers, 1996). Sin embargo, se ha demostrado que este n procedimiento lleva a una oxidación incompleta del carbono orgánico y es un método pobre para romper formas elementales de carbono (76% recuperación total). Por esta razón, se han propuesto factores de corrección para el total de carbono recuperado, i.e. 1.33 (Schumacher, 2002).

II.1.12 Captura de Carbono: comunidades vegetales en la regeneración natural

Los bosques, sistemas agroforestales, cultivos y cualquier comunidad vegetal juegan un papel determinante en los procesos bio-geoquímicos de los ecosistemas y por lo tanto en el ciclo global del carbono. Muchos investigadores, tales como Brown (1989) y Acosta y colaboradores (2001), han propuesto la regeneración agroforestal en áreas fragmentadas o degradadas como una herramienta no solo para la regeneración del bosque sino para reducir los impactos de las emisiones de CO_2 por el secuestro de carbono de especies con mayores capacidades de retención de CO_2 . Sin embargo, muchas de estas especies forestales tienen una capacidad límite de captura de carbono al llegar a su edad clímax, además que interrumpen con la dinámica natural de los ecosistemas al ser especies dispersadas por el hombre (Unwin y Kriedemann, 2000).

La regeneración natural de los bosques incluye una dinámica natural de crecimiento donde hay una constante captura de carbono. Estudios sobre la captación de carbono a lo largo de la regeneración natural son necesarios para comparar este secuestro de carbono con la regeneración agroforestal.

Llanos (s.f.) desarrolló un proyecto en el bosque seco de Piura, Perú donde mediante regeneración natural y forestal de especies nativas. Antes de la intervención del proyecto, la vegetación preexistente secuestra 171,545 toneladas de carbono por hectárea mientras que después de la regeneración natural y artificial el secuestro aumento a 973,788 toneladas por hectárea. Llanos atribuye este aumento al aporte de secuestro de carbono por diferentes especies vegetales producto de la regeneración natural.

II.1.13 Bosques como mitigadores del cambio climático

Los bosques son los principales sumideros naturales del planeta, esenciales para el ciclo de carbono. Se acumulan enormes cantidades de carbono en la madera y en el ecosistema a través de la fotosíntesis. Absorben CO₂ de la atmósfera, almacenan una parte del carbono tomado, y devuelven oxígeno a la atmósfera. Las especies pioneras, de crecimiento rápido por lo general absorben poco carbono. Las maderas duras son más densas y almacenan más carbono y durante más tiempo, pero por lo general crecen lentamente (UICN, 2010). En la madurez, la absorción es menor, pero el carbono representa el 20% de su peso en promedio.

Los bosques proporcionan medios de subsistencia a más de mil millones de personas que viven en condiciones de pobreza extrema en todo el mundo además de aportar empleo. Son el hogar de más del 80 por ciento de la biodiversidad terrestre del planeta y ayudan a proteger cuencas hidrográficas fundamentales para suministrar agua limpia a gran parte de la humanidad (FAO, 2010), claro ejemplo de la función del bosque en el sistema hídrico de la Eco-Región Lachuá. Sin embargo, el cambio climático plantea desafíos enormes para los bosques. Las estrategias de mitigación ante el cambio climático incluyen la reducción de emisiones derivadas de la deforestación; la reducción de emisiones derivadas de la degradación de los bosques; la mejora de la función de los bosques como sumideros de carbono, y la sustitución de productos, empleando por ejemplo madera en vez de combustibles fósiles para la producción de energía y productos de madera en lugar de materiales cuya fabricación conlleva una alta emisión de gases de efecto invernadero (FAO, 2010).

La restauración natural de los bosques, al ser vegetación en crecimiento, es una forma de fijación de dióxido de carbono constante. La vegetación absorbe las emisiones de gas carbono y lo convierte en carbono que se almacena en forma de madera y partes vegetativas (Brown *et al*, 1989). Por esta razón, este proceso contribuye directamente a la mitigación del cambio climático. Las prácticas de mitigación al cambio climático basadas en la restauración, conservación y manejo sostenible de ecosistemas proveen servicios que permiten a las personas y a la biota adaptarse a los efectos adversos del cambio climático (FAO, 2002).

II.1.14 Restauración ecológica

La reducción, fragmentación y degradación de los ambientes naturales es un proceso que ha aumentado considerablemente durante las últimas décadas. La crisis ambiental se ha acelerado debido a la reducción rápida de los múltiples servicios ambientales que prestan los ecosistemas, como por ejemplo: producción de agua, secuestro de carbono y regulación del clima, dispersión de semillas, biodiversidad, etc. La destrucción de los ecosistemas continúa ocurriendo apresuradamente, debido a prácticas agrícolas, ganaderas, industriales y de explotación no sostenibles, con el agravante que muchos ecosistemas tendrán variaciones desfavorables para la humanidad con el cambio climático global (Vargas, 2011).

Ante esta situación, el manejo de ecosistemas a través de conservación y restauración ecológica toma fuerza cada día como solución para revertir procesos de degradación de ecosistemas y pérdida acelerada de biodiversidad. Ya no basta conservar y proteger áreas representativas, sino que se debe aprender a restaurar paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones de plantas y

animales, para garantizar sustentabilidad de sistemas naturales, semi-naturales y sociales en grandes extensiones, y de esta forma garantizar la disponibilidad de servicios ambientales regionales, los cuales mantienen las economías funcionando (Vargas, 2011).

La restauración ecológica es reconocida globalmente como una herramienta importante en los esfuerzos de la conservación de la biodiversidad, para revertir la degradación ambiental y para moderar el cambio climático. A pesar de ser una disciplina relativamente joven, la restauración ecológica ha avanzado rápidamente en el desarrollo de sus fundamentos científicos y sus métodos teóricos y prácticos (Young, 2000). La SER define la restauración ecológica como el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que se degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Esta es una definición muy amplia que incluye una gran variedad de situaciones y niveles de intervención desde sitios poco modificados o con un manejo ligero, hasta sitios con un gran nivel de degradación (Hobbs y Harris, 2001, Temperton *et al.*, 2004).

La restauración ecológica es una actividad intencional que busca interrumpir los procesos responsables de la degradación, eliminar las barreras bióticas y abióticas a la recuperación del ecosistema, e iniciar o acelerar la sucesión ecológica a través del establecimiento de propágulos de las especies del ecosistema de referencia. La sucesión ecológica es el marco conceptual en el cual se basa la restauración ecológica. Los ecosistemas o comunidades que han sido degradados llevan a cabo por sí mismos eventos de recuperación que son parte de un proceso de sucesión (Murcia y Guariguata, 2014). El conocimiento de los procesos de sucesión de los diversos ecosistemas o comunidades permite plantear diferentes enfoques para realizar una restauración ecológica con éxito. Entonces, la restauración ecológica investiga la regeneración natural, imita sus patrones, utiliza sus especies y sus mecanismos, trata de liberar de limitantes y tensionantes, acelera sus procesos y orienta el cambio en función de los objetivos de manejo que deben ser concertados con los involucrados y afectados (Martínez-Romero, 1996).

Este es el ideal que se busca obtener y se puede recrear a partir del ecosistema que se encontraba en ese sitio previo a la degradación (referencia histórica), de un ecosistema actual equivalente al que existía en ese sitio (referencia espacial) o de un ecosistema con elementos mínimos que recuperen uno o más servicios ecosistémicos críticos. El objetivo final de la restauración ecológica es recuperar los atributos esenciales que definen el ecosistema y le dan su identidad y que influyen en la cantidad y calidad de los servicios ecosistemáticos que este provee (Murcia y Guariguata, 2014).

Las estrategias de restauración ecológica se pueden dividir en dos grandes categorías: 1) la restauración pasiva: donde los factores de estrés ambientales o disturbios, como el pastoreo de ganado y la agricultura, son eliminados y la colonización por arbustos y árboles, y por lo tanto, la sucesión secundaria puede tener lugar naturalmente y 2) la restauración activa: donde es necesario ayudar o asistir al ecosistema para garantizar que se puedan desarrollar los procesos de recuperación. En este caso, se puede hacer un manejo de la tierra mediante la plantación de vegetación, deshierbes, quemados y/o claros, de tal manera que se logra la estructura deseada (Morrison y Lindell, 2011).

Aun cuando amplias áreas de bosque tropical a nivel mundial han sido deforestadas en los últimos 20 años y que la deforestación excesiva continúa en algunas regiones, ha habido un aumento de bosque secundario debido, principalmente, a la restauración pasiva (por ejemplo, regeneración natural), pero también a la restauración activa (Lamb *et al.* 2005, Wright y Muller-

Landau 2006, Chazdon 2008). El interés en restaurar bosques tropicales ha crecido substancialmente en los últimos años con el aumento de los esfuerzos para reducir las emisiones de carbono antropogénicas causadas por la deforestación y la degradación de bosques, así como a medida que aumentan los bonos de carbono para restaurar y manejar de forma apropiada los bosques (Elias y Lininger 2010).

La recuperación de ecosistemas dañados o destruidos es una tarea que se ha convertido en prioridad a nivel internacional. Acciones de restauración se están aplicando cada vez más en todo el mundo, con el apoyo de iniciativas políticas globales tales como la Convención sobre Diversidad Biológica, los Objetivos de Desarrollo del Milenio, la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas y el Desafío de Bonn. En Guatemala, la Política y la Estrategia Nacional de Biodiversidad ejecutada por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), contempla la restauración como un eje de trabajo (Martínez y Velázquez, 2014). Así mismo, este año se presentó la Estrategia Nacional de Restauración del Paisaje Forestal liderada por diversos actores, tales como: el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA), el Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN), el CONAP y el Instituto Nacional de Bosques (INAB), representados en la Mesa de Restauración Forestal. Bajo el marco de esta Estrategia, se elaboró el mapa de áreas potenciales para la restauración del paisaje forestal de la República de Guatemala, con una estimación de 3.9 millones de hectáreas (aunque el área donde se priorizaría la recuperación de ecosistemas sería de 1.2 millones de ha degradadas). El objetivo general de la Estrategia es restablecer, hasta donde sea posible, los servicios ecosistémicos generados por los bosque en dicha extensión de territorio (Mesa de Restauración del Paisaje Forestal de Guatemala, 2015).

PARTE III

III. 1 RESULTADOS

Variación temporal lluvia de semillas

Durante un periodo de nueve meses se colectaron 1745 semillas, de las cuales el 92% se determinaron a nivel de familia, género o especie. La familia Solanaceae presentó el mayor número de semillas (647), seguida por Piperaceae (464) y Cecropiaceae (392) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Abundancia absoluta de las semillas colectadas en la Ecoregión Lachuá

Familia/Especie	Abundancia
Cecropiaceae	
<i>Cecropia</i> sp.	392
Hypericaceae	
<i>Vismia camparaguay</i>	7
Melastomataceae	
Melastomataceae sp. 1	77
Moraceae	
<i>Ficus</i> sp.	26
Piperaceae	
<i>Piper auritum</i>	373
<i>Piper</i> sp. 2	1
<i>Piper</i> sp. 3	88
<i>Piper</i> sp. 4	2
Solanaceae	
<i>Solanum</i> sp.	647
INDETERMINADAS	132
TOTAL	1745

Fuente: FODECYT 13-2013

En las localidades donde no se ubicaron los refugios artificiales para atraer a murciélagos frugívoros, la abundancia de semillas fue mayor en cinco de los nueve meses trabajados, siendo noviembre el mes donde se capturaron más semillas (Figura 5). La riqueza de especies fue mayor en seis de los meses estudiados, en las localidades donde sí se habían colocado los refugios, siendo abril el mes donde se registraron más especies de semillas (Figura 6).

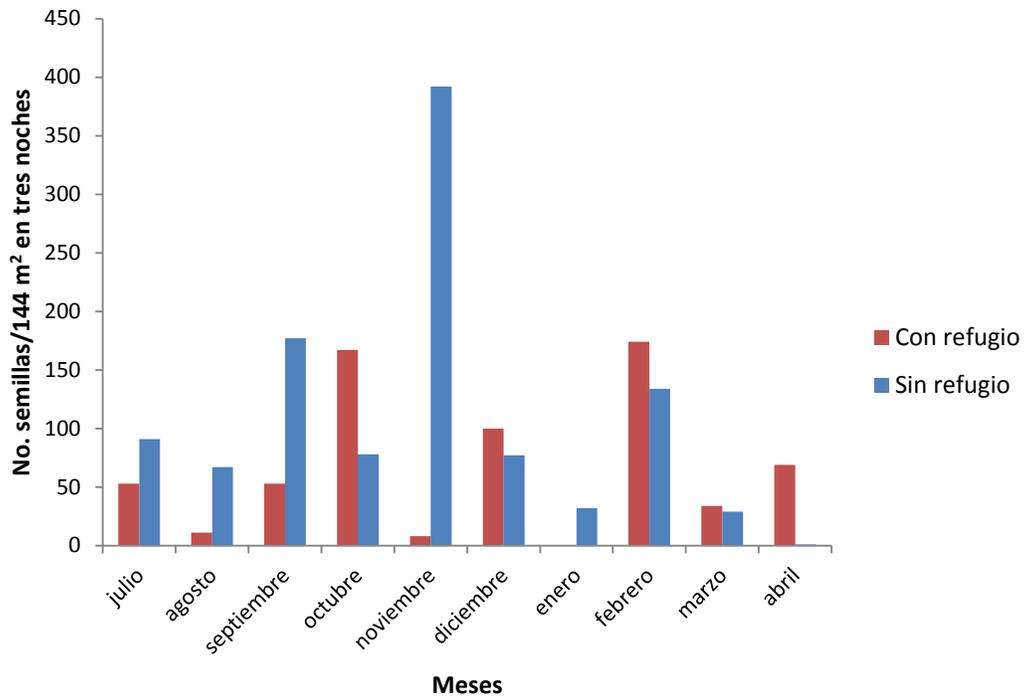


Figura 5. Variación mensual de la abundancia de semillas (no. semillas/144 m² en tres noches), en localidades con y sin refugios
Fuente: FODECYT 13-2013

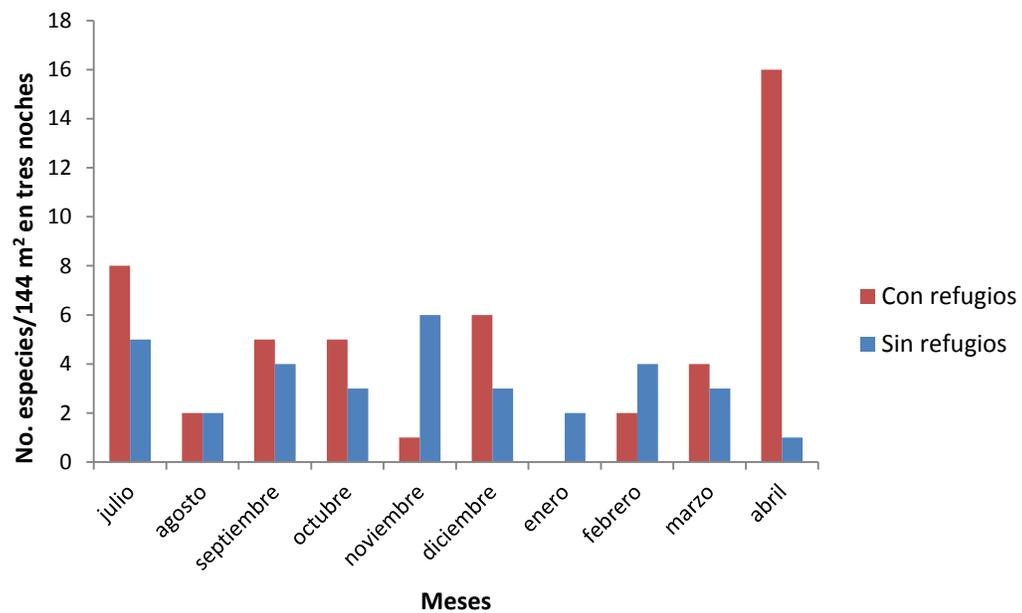


Figura 6. Variación mensual de la riqueza de especies de semillas (no. especies/144 m² en tres noches), en localidades con y sin refugios
Fuente: FODECYT 13-2013

La abundancia relativa de las especies más frecuentes varió a lo largo del período de estudio. Las semillas de *Solanum* spp. fueron las más frecuentes y el pico de su abundancia relativa fue en noviembre, las semillas de *Piper* spp. mostraron el mayor pico de abundancia relativa en febrero y las de *Cecropia* spp. en septiembre (Figura 7).

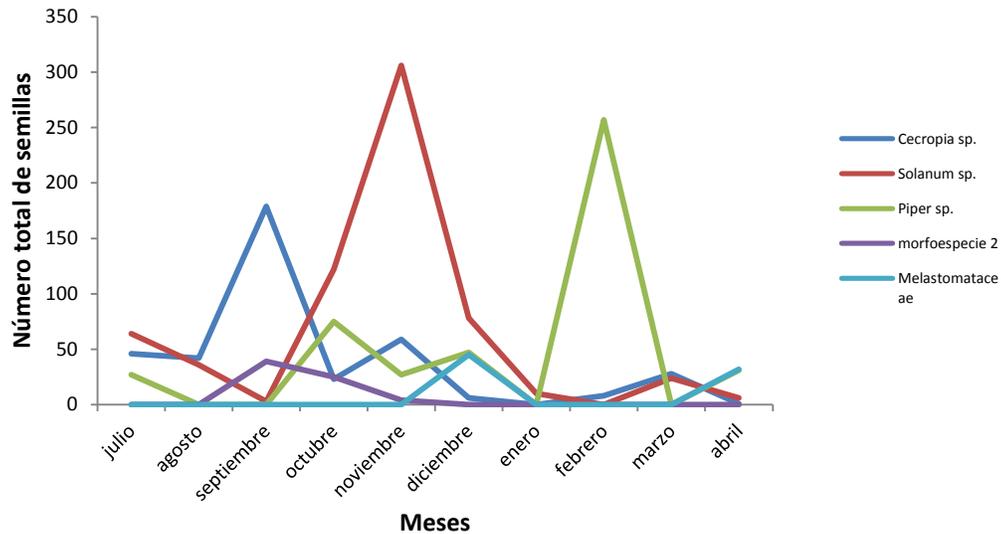


Figura 7. Número de semillas por mes de las especies más frecuentemente colectadas
Fuente: FODECYT 13-2013

La tasa de lluvia de semillas varió a lo largo del estudio con valores entre 0.07 semillas/m²/noche en enero y 0.93 semillas/m²/noche, correspondientes a los meses de noviembre y enero respectivamente (Figura 8). El número de hallazgos de semillas fue mayor en septiembre, seguido de noviembre y julio (Figura 9). Un hallazgo se refiere a una muestra de heces (encontrada en las trampas para semillas) con un número variable de semillas.

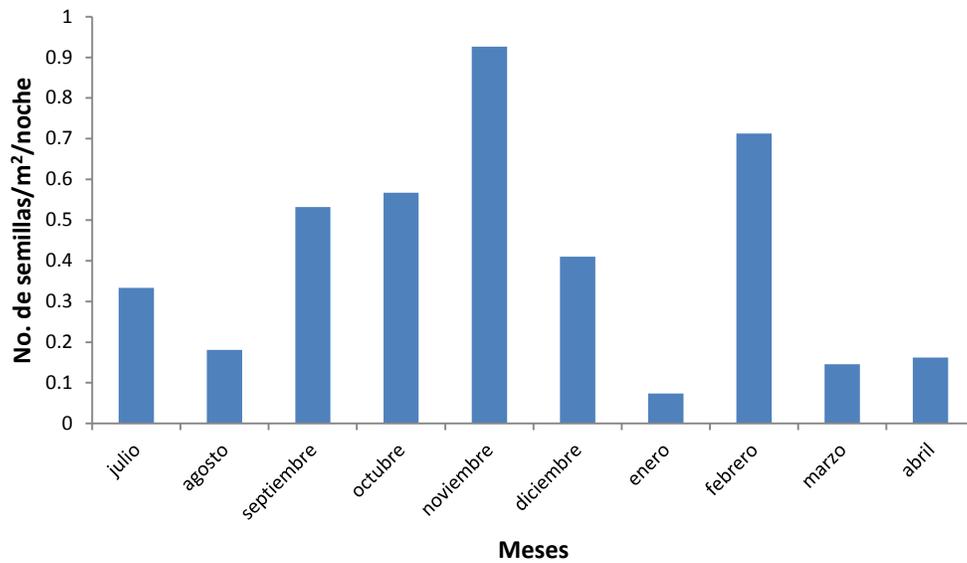


Figura 8. Tasa de deposición mensual de semillas colectadas por mes en las trampas de semillas (no. semillas/144 m² en tres noches, en cada mes)
Fuente: FODECYT 13-2013

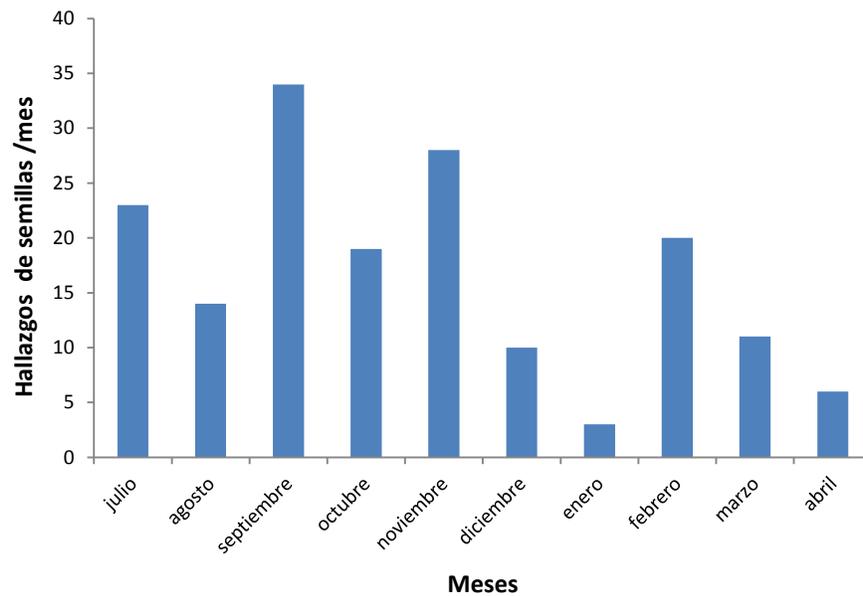


Figura 9. Total de hallazgos (composición) encontrados por mes en las trampas de semillas (no. hallazgos/144 m² en tres noches, en cada mes)
Fuente: FODECYT 13-2013

En general, la tasa de deposición de semillas fue mayor en la localidad 2 (3.2 semillas/m²/noche), seguida por la localidad 1 (2.7 semillas/m²/noche) (Figura 10). En la localidad 2 (2.3 semillas/m²/noche) y en la localidad 1 (1.7 semillas/m²/noche) sin refugios, se obtuvieron mayores tasas de deposición de semillas (Figura 11).

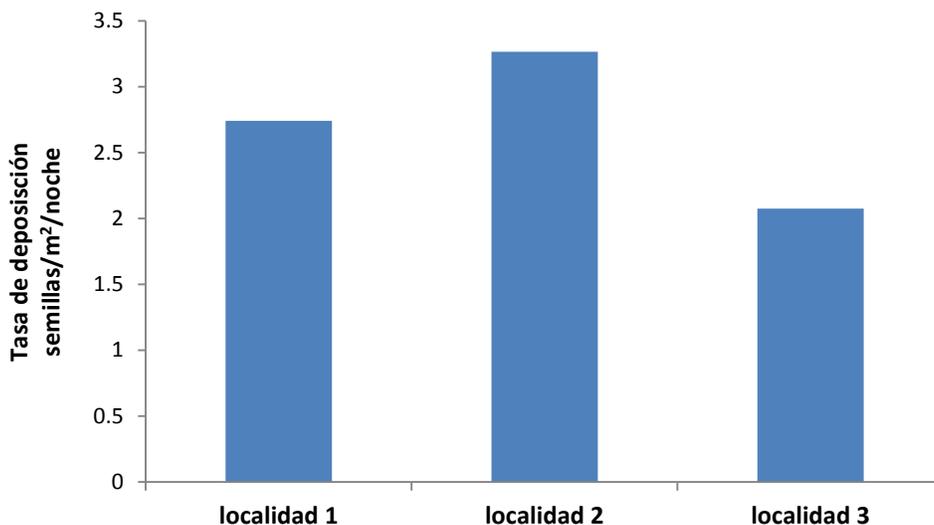


Figura 10. Tasa total de deposición de semillas en las tres localidades
Fuente: FODECYT 13-2013

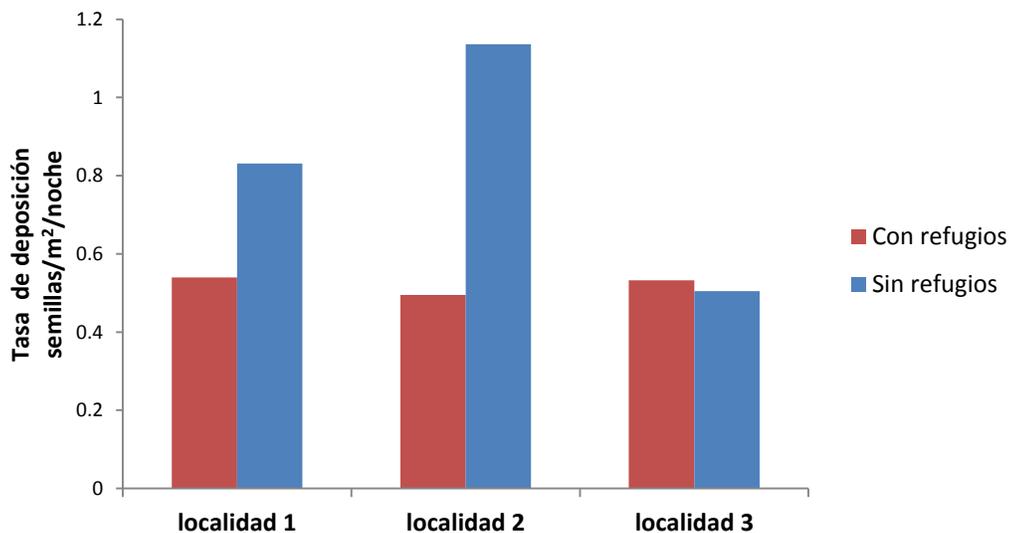


Figura 11. Tasa de deposición de semillas en las tres localidades (con y sin refugio).
Fuente: FODECYT 13-2013

Tasa de colonización refugios artificiales

El hallazgo de restos de frutos comidos debajo o heces en las paredes de los refugios fue considerado evidencia de que los murciélagos habían utilizado los mismos y se consideró como "uso", mientras que si los murciélagos se encontraba descansando dentro del refugio artificial durante el día se consideraría como "colonización". En este caso solamente se encontró rastros de que dos refugios fueron "usados" por los murciélagos durante la noche para alimentarse. En uno de ellos había un fruto mordido de *Solanum* sp. y en el otro se encontró uno de *Ficus* spp. Durante los nueve meses de observaciones no se registró ningún refugio colonizado por murciélagos.

Estimación de las variables de temperatura y humedad dentro de los refugios

En la Figura 12. se observa un ejemplo de las lecturas de temperatura y humedad dentro de uno de los refugios artificiales, correspondiente el mes de noviembre. En este caso, la temperatura máxima fue de 40.7°C y la humedad mínima fue de 48.1%HR. La temperatura promedio máxima fue de 31.7°C y la mínima de 20.8°C.

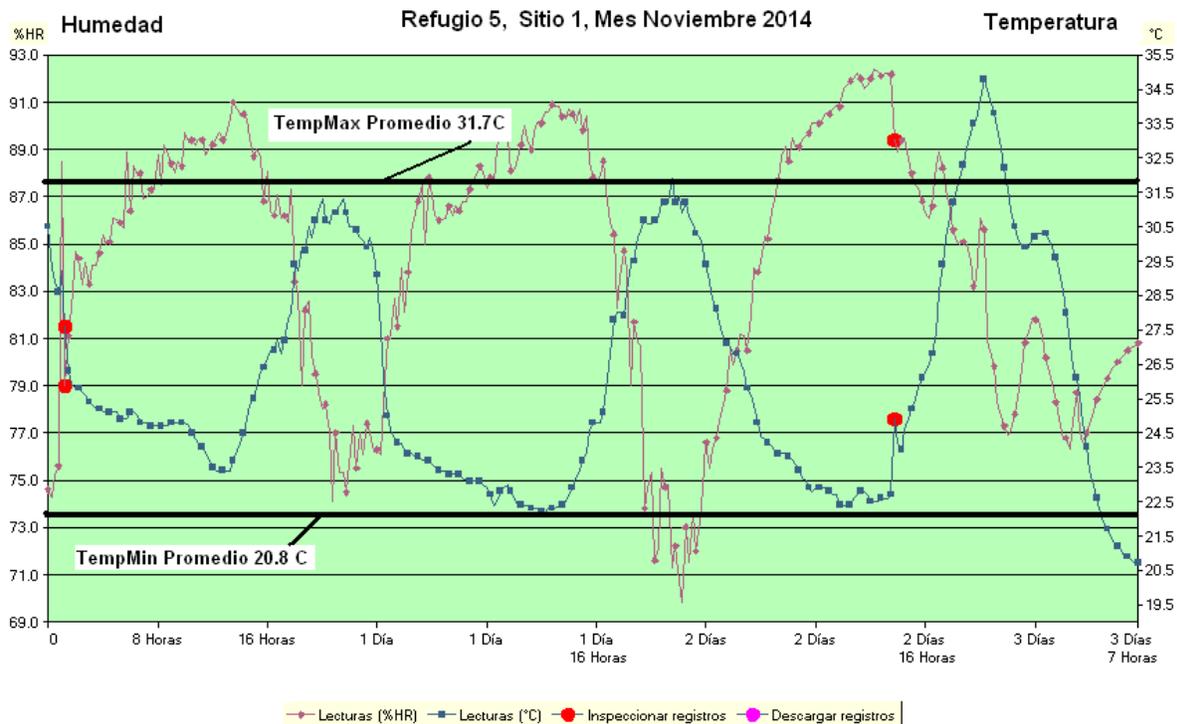


Figura 12. Ejemplo de las mediciones de temperatura y humedad dentro de uno de los refugios artificiales, durante tres días y noches

Fuente: FODECYT 13-2013

Modelo del potencial de captación de dióxido de carbono de un bosque en regeneración

A medida que la regeneración natural avanza se fija más carbono en la vegetación, comenzando desde un promedio de 2,906 kg en los primeros años de la regeneración natural hasta 9,990 kg en el bosque. Así mismo, hubo una gran varianza en el carbono fijado en la vegetación en cada medición por estadio vegetal, siendo esta mayor en la clase vegetal bosque (Figura 13). En la Figura 13 se observa la captura de carbono promedio en kilogramos (transformada al peso húmedo total) por cada uno de los estadios vegetales estudiados (Guamil 1: 2 años; Guamil 2: 3 años; Guamil 3: 5 años; Bosque: 15 años) en 1 hectárea (10,000 m²). Debido a la gran varianza observada en las 3 réplicas del estadio vegetal Bosque, se separó la gráfica de los demás estadios vegetales.

El modelo exponencial obtuvo el mayor ajuste a los datos de carbono en la vegetación encontrados ($r^2=0.9375$, $p=1.489e^{-7}$) (Figura 14). Para modelar los datos, se convirtieron las categorías (clases vegetales) a una variable continua (tiempo en años de la regeneración natural): Guamil 1: 0-2 años; Guamil 2: 2-5 años; Guamil 3: 5-10 años; Bosque: >15 años; al punto medio del intervalo del tiempo para cada clase vegetal. Se observa el ajuste del modelo lineal ($y=mx+b$), modelo cuadrático ($y=x+x^2$) y modelo exponencial ($y=e^x$) a los datos de Carbono (kg) a lo largo de la regeneración natural de la vegetación

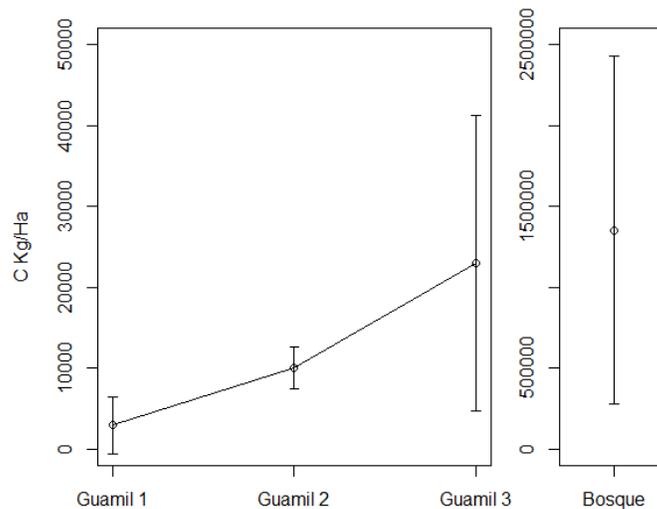


Figura 13 Fijación de carbono en la regeneración natural de la vegetación en Eco-Región Lachuá.

Las barras verticales muestran el intervalo de confianza (95%)

Fuente: FODECYT 13-2013

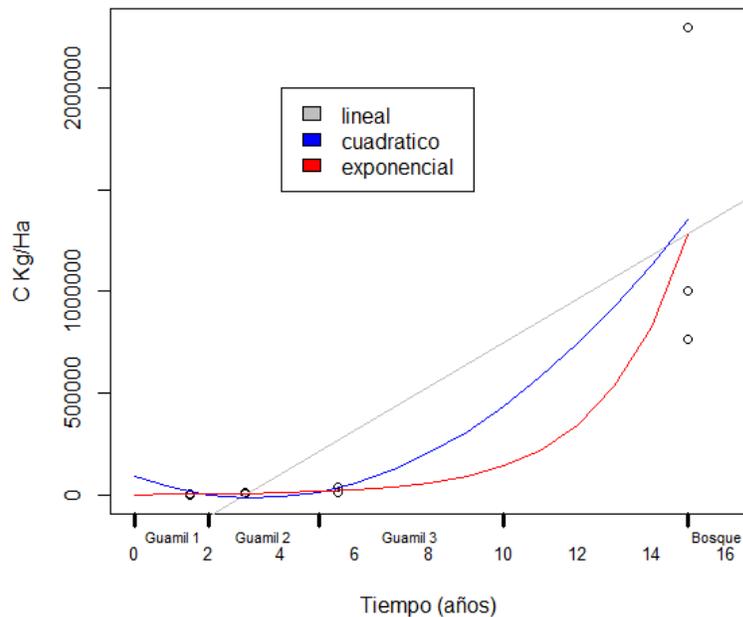


Figura 14. Análisis de regresión de datos de fijación de Carbono en la regeneración natural de la vegetación en la Eco-Región Lachuá
Fuente: FODECYT 13-2013

En cuanto al carbono presente el suelo, se encontró que para el horizonte 1 se observa que la cantidad de carbono aumenta a lo largo de la regeneración natural. Para el horizonte 2 se observa un patrón similar a lo largo de los 3 primeros estadios vegetales. Por su lado, el Bosque presenta una disminución en la presencia de carbono. Al igual que lo encontrado para la vegetación, la clase Bosque muestra una mayor varianza para el horizonte 1 (Figura 15). Se muestra el porcentaje de carbono promedio en relación a la materia orgánica por cada uno de los estadios vegetales estudiados (Guamil 1: 2 años; Guamil 2: 3 años; Guamil 3: 5 años; Bosque: 15 años) en los primeros dos horizontes del suelo. El horizonte 1 presenta una profundidad media de 8 cm para Guamil 1, 16 cm para Guamil 2, 11 cm para Guamil III y 12 cm para Bosque. El horizonte 2 presenta una profundidad media de 17 cm para Guamil 1, 18 cm para Guamil 2, 22 cm para Guamil 3 y 19 cm para Bosque. Para el horizonte 1, se obtuvo un dato atípico - %15.6- en la tercera replica de Bosque.

Utilizando todos los datos, el modelo lineal obtuvo el mayor ajuste a los datos de % carbono encontrados en el horizonte 1 ($r^2=0.1263$, $p=0.1386$). Para el horizonte 2, se encontró que el modelo cuadrático tiene el mayor ajuste a los datos de % carbono ($r^2=0.5568$, $p=0.01041$) (Figura 15). Se observa el ajuste del modelo lineal ($y=mx+b$), modelo cuadrático ($y=x+x^2$) y modelo exponencial ($y=e^x$) a los datos completos de % Carbono – 3 replicas para cada clase vegetal- en el suelo a lo largo de la regeneración natural. Para modelar los datos, se convirtieron las categorías (clases vegetales) a una variable continua (tiempo en años de la regeneración natural): Guamil 1: 0-2 años; Guamil 2: 2-5 años; Guamil 3: 5-10 años; Bosque: 15 años – x =al punto medio del intervalo del tiempo para cada clase vegetal-.

Al eliminar los datos atípicos del bosque, se observa el aumento de carbono a lo largo de los tres primeros estadios vegetales y en el Bosque disminuye. Este patrón se observa para ambos horizontes. En este análisis, tanto el horizonte 1 y 2 se ajustan al modelo cuadrático: para el horizonte 1 un $r^2=0.5608$, $p=0.02329$ y para el horizonte 2 un $r^2=0.5568$, $p=0.01041$. En la figura 17 se muestra el ajuste del modelo lineal ($y=mx+b$), modelo cuadrático ($y=x+x^2$) y modelo exponencial ($y=ex$) a los datos parciales de %Carbono en suelo –se eliminaron los datos para el Horizonte 1: Guamil 2 réplica 1 y Bosque réplica 3 a lo largo de la regeneración natural. Para modelar los datos, se convirtieron las categorías (clases vegetales) a una variable continua (tiempo en años de la regeneración natural): Guamil 1: 0-2 años; Guamil 2: 2-5años; Guamil 3: 5-10 años; Bosque: >15 años – x =al punto medio del intervalo del tiempo para cada clase vegetal- (Figura 16).

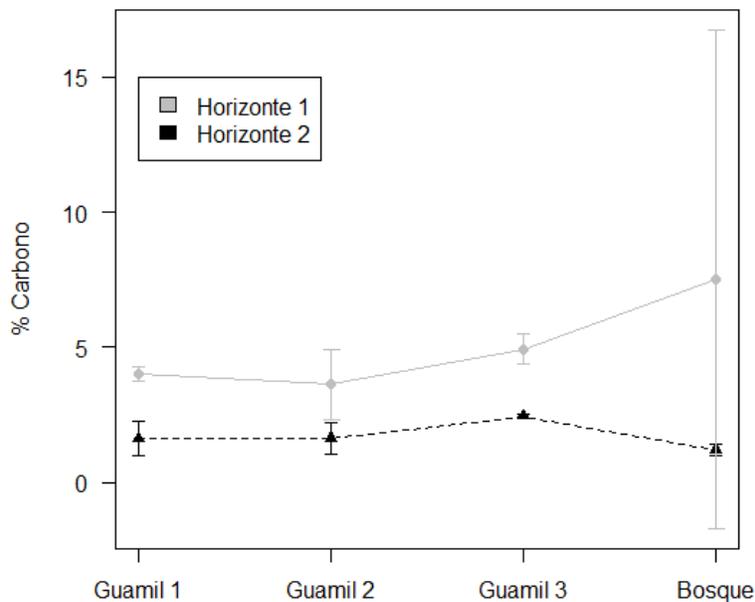


Figura 15. Fijación de Carbono en suelo de la regeneración natural en Eco-Región Lachuá. Las barras verticales muestran el intervalo de confianza (95%) para cada uno de los horizontes. Fuente: FODECYT 13-2013

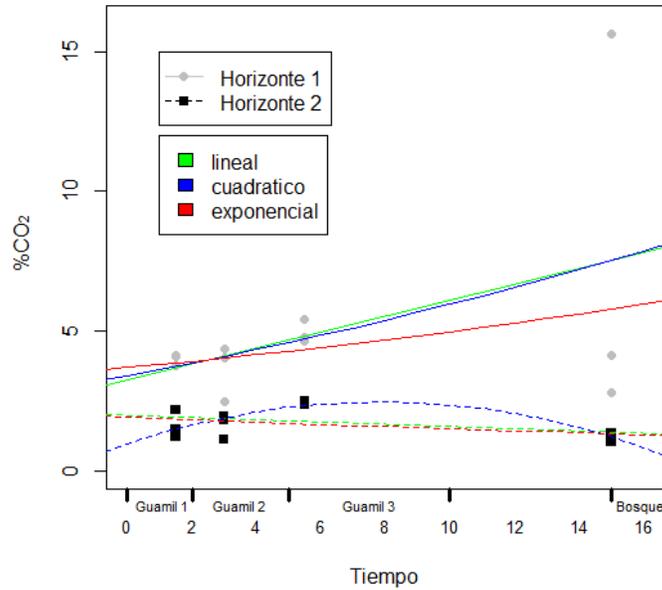


Figura 16. Análisis de regresión a datos completos de fijación de Carbono en suelo en la regeneración natural de la Eco-Región Lachuá.
Fuente: FODECYT 13-2013

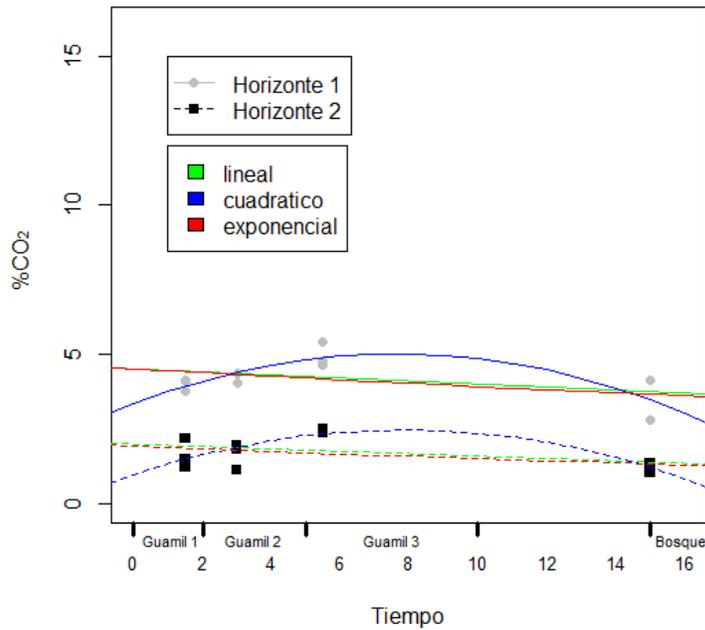


Figura 17. Análisis de regresión a datos parciales de fijación de Carbono en suelo en la regeneración natural de la Eco-Región Lachuá
Fuente: FODECYT 13-2013

En cuanto al carbono total (vegetación + suelo) a lo largo de la regeneración natural en la Eco-Región Lachuá, los resultados oscilaron desde 3,485,219 kg/ha en el Guamil I hasta 8,180,603 kg/ha en el Bosque. En todas las clases vegetales, el carbono fijado en el suelo (tanto del Horizonte 1 y 2) aportó más del 70% del carbono total. Se observa que la media de carbono total fijado en Guamil 3 (8,036,755 kg/Ha) y Bosque (8,180,603) es similar (Figura 17).

La Eco-Región Lachuá tiene una extensión de 535.23 km², conformada por una matriz heterogénea de bosques, bosques con cardamomo, guamiles y potreros (Ávila, 2006). Garnica, R (2007), del equipo de investigadores del proyecto para el monitoreo de la dinámica de la vegetación para la Eco-Región Lachuá, reporto para el 2003 un 31.01% de cobertura por Guamil (Incluye Guamil I, II y III, potrero enguamilado) y un 50.09 % de Bosque (incluye Bosque maduro, Bosque y Bosque con cardamomo). A partir de estos datos, se obtuvo que para el 2003 se almacenaban 84, 795, 218,193 kg de carbono total en los guamiles (84,795 Pg) y 136, 972, 096,262 kg de carbono total en el bosque (136.972 Pg) (Fig.18). Por otro lado, se observo que durante los primeros diez años la acumulación de carbono anual en la vegetación seguía un modelo lineal, es decir en los primeros diez años se acumulan en promedio 14,001 kg de carbono/ha anualmente. En los próximos 3 años, de 10-13 años se acumulan 129,854 kg de carbono/ha anualmente y después de los 13 años 375,373 kg de carbono/ha cada año (Cuadro 3).

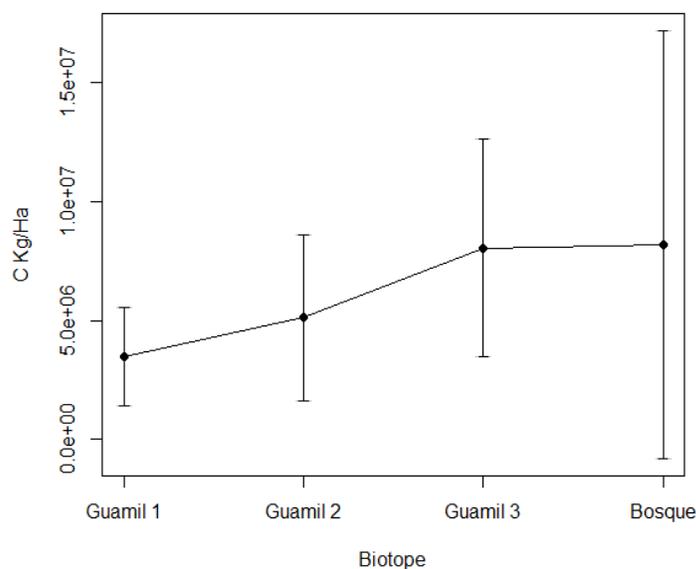


Figura 18 Fijación de Carbono Total- suelo y vegetación- en 4 clases vegetales de La Eco-Región Lachuá. El carbono total para cada clase es resultado de la sumatoria del carbono fijado en la vegetación (por encima del suelo) y en suelo (horizonte 1 y horizonte 2).

Cuadro 3. Almacenamiento de carbono (kg/ha) en cada una de las clases vegetales de la Eco-Región Lachuá (Avila, 2004) en la regeneración natural.

	Guamil I	Guamil II	Guamil III	Bosque
Vegetación	2,906.667	9,993.333	22,946.667	1,353,533.333
Suelo Horizonte I	5,651,426	10,020,160	1,246,759	1,8704,888
Suelo Horizonte II	4,801,324	5,297,052	11,626,560	4,483,387
TOTAL	10,455,656	15,327,206	24,110,266	24,541,808
Tasa anual vegetación	1,224	3,830	25,214	228,061

Fuente: FODECYT 13-2013

Sensibilización de actores clave dentro de la Eco-región Lachuá y población en general acerca de la importancia ecológica de los murciélagos frugívoros en la restauración natural de los bosques.

Los talleres de sensibilización fueron dirigidos a líderes, autoridades locales, comunitarios (parcelarios, maestros, niños, etc.) con el fin de informar, sensibilizar y promover acciones de conservación de los murciélagos en la Eco-región Lachuá. Los talleres se realizaron en las comunidades de San Benito I, San Marcos, Las Tortugas y Santa Lucía Lachuá donde se les dio a conocer información general sobre este proyecto de investigación (como por ejemplo los objetivos de colocar refugios artificiales para murciélagos en parcelas abandonadas y los resultados esperados) y sobre la importancia ecológica de los murciélagos frugívoros en la restauración natural de los bosques y el rol que desempeñan en la dispersión de semillas y su aplicación en el manejo de áreas silvestres protegidas. El quinto taller fue dirigido a los guarda-recursos, técnicos y personal del Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL) en el cual se impartieron dos módulos: a) restauración ecológica y b) cambio climático. El taller contó con la participación de 21 guarda-recursos del Parque Nacional Laguna Lachuá.

Se elaboró un folleto de divulgación donde se abordan generalidades de los murciélagos frugívoros y sobre su importancia, tanto para los ecosistemas como para los seres humanos, así como los resultados relevantes del proyecto FODECYT 13-2013. Este folleto tiene como objetivo educar a las personas sobre el rol de los murciélagos en los ecosistemas y su importancia para el ser humano; tratando de eliminar la mala fama de estos animales. De esta manera se pretende crear una conciencia en las personas sobre la importancia de estos mamíferos voladores.

III. 2 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Lluvia de semillas

En la lluvia de semillas generada por murciélagos hubo un predominio de géneros de plantas pioneras tales como: *Solanum* spp. (Solanaceae), *Piper* spp. (Piperaceae) y *Cecropia* spp. (Cecropiaceae). Estos géneros pertenecen a familias de plantas que usualmente son utilizadas como alimento por los murciélagos y que en la mayoría de casos, tienen semillas pequeñas, con una producción muy abundante y una dispersión a gran distancia (Lovoba *et al.* 2009). También proporcionan frutos durante todo el año, aunque en algunas especies la fructificación tiende a tener picos en ciertos períodos del año (Thies y Kalko, 2004). Este patrón es similar al de otras localidades del Neotrópico donde se ha encontrado que los murciélagos frugívoros dispersan estas semillas. En varias partes de México, como Tabasco (Castro-Luna y Galindo-González, 2012), Veracruz (Galindo-González *et al.*, 2000) y Chiapas (Medellín y Gaona 1999; Da Silva *et al.*, 2008), se ha observado que estas tres familias son de las que más frecuentemente se encuentran en las excretas de murciélagos. Así mismo, en el Bosque Atlántico de Brasil se reportó que Piperaceae, Solanaceae y Cecropiaceae fueron las tres familias más importantes de las que se alimentaban los quirópteros frugívoros (Aguiar y Marinho-Filho, 2007). Estos géneros (familias) también fueron abundantes en las muestras de heces de murciélagos que se colectaron en la Eco-región Lachuá en el 2005 (Cajas *et al.* 2005).

La tasa de deposición de semillas tuvo tendencia a ser mayor en los meses de estación lluviosa (julio-diciembre), disminuyendo en la seca, a excepción del mes de febrero debido principalmente al alto número de semillas colectadas de la especie *Piper auritum* (probablemente pico de abundancia de esta especie). El número de hallazgos también fue mayor en durante las lluvias (julio-diciembre), con excepción de febrero, donde se mostró un incremento. En Lachuá la época lluviosa está extendida durante todo el año, sin embargo los meses de mayor precipitación van desde el mes de junio hasta los meses de noviembre-diciembre (García, 2007). En los bosques del Neotrópico, usualmente la máxima cantidad de producción de frutos tiene a ocurrir en la estación de lluvias (Heithaus *et al.*, 1975). Lo que sugiere que el mayor número de semillas y hallazgos se podrían deber a una mayor cantidad de frutos producidos en Lachuá. En el 2005 se encontró que marzo fue el mes donde apareció una mayor cantidad de semillas de *Piper auritum* en las heces de murciélagos (Cajas *et al.*, 2005), esto podría explicar el pico que se presentó en este trabajo ya que los días que se trabajó en el campo fueron los últimos dos de febrero y el primer día de marzo (posiblemente fue el inicio del incremento de la producción de semillas de esta especie). De igual manera, los géneros de las semillas más abundantes tuvieron su pico de abundancia durante los meses de lluvias: *Solanum* spp. en noviembre, *Cecropia* spp. en septiembre, la morfo-especie 2 en septiembre, Melastomatacea en diciembre. Solamente *Piper* spp. fue más frecuente en la época de secas, a finales de febrero-principios de marzo, por el pico de abundancia de *Piper auritum* durante dicho lapso.

En general, la cantidad de lluvia de semillas fue mayor en las localidades 1 y 2 (sin refugios) probablemente porque estos lugares estaban desprovistos de vegetación circundante, permitiendo que los murciélagos tuvieran menor gasto energético al no tener que esquivar obstáculos. La

abundancia relativa de semillas varió a lo largo del muestreo, y en los sitios sin refugios fue mayor en cinco de los nueve meses muestreados. Esto posiblemente también se debe a que los murciélagos toleraron volar en sitios relativamente pequeños y sin obstáculos, defecando en pleno vuelo y dispersando las semillas. Se ha observado en la Selva Lacandona en Chiapas y en Veracruz, que en sitios abiertos de tamaño pequeño y que están rodeados de vegetación boscosa (como algunos campos de cultivo dispersos en un paisaje antropogénicamente modificado) se pueden llegar a encontrar especies de hábitats circundantes ricos en especies, las cuales pueden usar estos espacios abiertos como áreas de paso (Medellín y Equihua 1998, Moreno y Halfpter 2001). Hay que considerar que esto puede enfrentar al murciélago a una decisión costo-beneficio al tener que invertir más energía al movilizarse a través de un hábitat con muchos obstáculos (p.ej. en el interior o en el borde del PNLL) para reducir la probabilidad de ser depredado, o reducir el gasto energético al movilizarse por un espacio libre de obstáculos (p.ej. en Guamil I) pero aumentar la probabilidad de ser depredados. Dependiendo de la decisión que tome el murciélago cuando se enfrente a transiciones muy abruptas entre el bosque y zonas abiertas, los patrones de vuelo cambiarán y en consecuencia la cantidad de semillas dispersadas (Estrada-Villegas 2007).

Posiblemente las distancias que atravesaron los murciélagos en estas localidades se encuentren dentro de su rango normal de vuelo. La distancia de forrajeo de los murciélagos depende mucho de la época del año y las condiciones del hábitat, de lo distanciado en que se encuentran los parches de bosques y la distribución de los árboles con frutos maduros (Morrison, 1978). Por ejemplo, la distancia de forrajeo durante una noche de *Carollia perspicillata* varía entre 6.4 a 13.2 kilómetros (Fleming y Heithaus, 1981; Fleming, 1988), y la de *Artibeus jamaicensis* entre 1 a 8 km Morrison, 1978).

La riqueza de especies de semillas dispersadas por murciélagos fue mayor durante seis meses en las localidades que tenían los refugios artificiales. Esto sugiere que la presencia de los refugios atrajo a murciélagos que pudieron haber contribuido al incremento de la riqueza de especies de la lluvia de semillas. Por ejemplo, el murciélago *Sturnira lilium* (que se encuentra en la Eco-región Lachuá) se considera como un dispersor de semillas importante porque mezcla varias especies de plantas en una misma muestra de heces (Galindo-González, 2000). Para este estudio se pudo establecer que los murciélagos están saliendo del bosque y aportando con lluvia de semillas a los lugares abiertos y con pocos obstáculos como los Guamiles I (que presenta herbáceas y arbustos entre 0.1 y 3 metros), teniendo un trasfondo significativo en el flujo génico de las semillas y un aporte significativo en la sucesión de lugares intervenidos y/o en regeneración.

Temperatura y humedad dentro de los refugios

La ausencia de colonización de los refugios artificiales como sitios de descanso diurno se pudo deber a que el microclima dentro de estos puede no haber sido el indicado. El microclima es un factor determinante para el uso de refugios en los murciélagos (Boyles, 2007). Por ejemplo, en México se observó que los murciélagos filostómidos ocuparon preferentemente cuevas con una temperatura menor de 20°C (Ávila -Flores y Medellín, 2004) o cavidades de árboles cuya temperatura máxima alcanzó los 25.9°C en la Selva Lacandona (Ortiz *et al.*, 2006). Mientras que en los refugios artificiales colocados en Las Cruces, Costa Rica se encontró que los más visitados fueron los menos cálidos (temperatura máxima diaria menor de 24°C), tanto en los pastizales como en el bosque (Reid *et al.*, 2013). En este trabajo, a pesar de que a los refugios se les colocó

un recubrimiento de hojas de palma para que no estuvieran tan expuestos a las inclemencias del tiempo, las temperaturas dentro de estos, muchas veces sobrepasaron los 24°C, llegando a alcanzar en alguno de los refugios entre 34.1° hasta 40.7°C (temperatura máxima durante el día). En el caso de la humedad, el promedio de HR mínima en uno de los refugios fue de 71% cuando en algunos refugios naturales se ha encontrado que la HR es de 89.6% (refugios de *Artibeus lituratus*) y de 76.1% para los refugios menos húmedos de *Sturnira lilium* (Ortiz *et al.*, 2006).

En murciélagos filostómidos se ha observado que variaciones en el metabolismo están comúnmente relacionadas con la masa corporal y el hábito alimenticio, que a su vez se relacionan con la capacidad para regular la temperatura corporal. Dentro de especies con el mismo hábito alimenticio, los murciélagos grandes regulan mejor su temperatura corporal que los pequeños (Soriano *et al.*, 2002), es decir, que si se compara a *Artibeus jamaicensis* con *Carollia brevicauda*, especies principalmente frugívoras, que poseen una tasa metabólica alta (Soriano, 2000; Soriano *et al.*, 2002), *C. brevicauda*, con menor masa corporal, resulta menos eficiente regulando su temperatura, lo cual sugiere que la temperatura de sus refugios puede ser determinante para la selección y uso de los mismos (Suárez-Payeres y Lizacano, 2011).

Colonización de refugios artificiales

A pesar de que los refugios artificiales no fueron utilizados durante el día para descansar, hubo rastros de uso por murciélagos en dos de estos; en uno había restos de un fruto de *Solanum* spp. y en el otro de *Ficus* spp. Esto indica que los ejemplares los utilizaron como refugio nocturno para alimentación durante la noche, dejando partes del fruto del que comieron. Posiblemente si los refugios hubieran permanecido colocados por más tiempo, los murciélagos hubieran aumentado la frecuencia de uso de estos durante la noche, fomentando la dispersión de semillas hacia lugares perturbados (Kelm *et al.*, 2008). El uso de estos refugios como sitios de alimentación nocturna por los quirópteros frugívoros, coincide con los resultados de la investigación realizada en Las Cruces, Costa Rica, donde los refugios colocados en sitios abiertos (pastizales) fueron utilizados únicamente durante la noche para alimentarse y nunca durante el día como sitio de descanso (Reid *et al.*, 2013). Lo que los autores explican que pudo haber pasado por un microclima inadecuado, por la dificultad para los murciélagos para detectar los refugios al no haber ningún recurso interesante para ellos (alimento o protección) y por el diseño del refugio (Reid *et al.*, 2013).

El bajo número de refugios artificiales también pudo haber afectado a la ausencia de colonización y al poco uso que se registró. En el trabajo realizado en Las Cruces en Costa Rica, se colocaron 30 refugios en sitios con pastizales degradados y otros 18 en fragmentos de bosque (Reid *et al.* 2013). Mientras que en el realizado en La Selva, también de Costa Rica se usaron 45 refugios: 22 ubicados en bosque continuo y 23 en pequeños fragmentos de bosque o en lugares arbolados dentro de hábitats agrícolas (Kelm *et al.*, 2008). Además, la Eco-región Lachuá probablemente cuenta todavía con una cantidad adecuada de refugios naturales para murciélagos frugívoros dentro del área protegida, por lo que prefieren usar estos a otros con condiciones poco atractivas para ellos. Se ha encontrado que para varias especies de murciélagos frugívoros, a pesar de que pueden viajar por paisajes fragmentados, sus refugios diurnos se encuentran principalmente dentro de fragmentos de bosque maduro o en estadíos sucesionales avanzados (Evelyn y Stiles, 2003; Olea-Wagner, 2006; Trevelin *et al.*, 2013, Ripperger *et al.*, 2015).

Para fomentar la colonización de los refugios artificiales se recomienda la generación de diseños alternativos, como por ejemplo haciéndolos más cortos para facilitar la entrada de los murciélagos. Además, se pueden colocar atrayentes como aceites esenciales de frutos consumidos por estos murciélagos (Bianconi *et al.*, 2007; Bianconi *et al.*, 2012). También se recomienda aumentar el número de refugios y el tiempo que estén instalados, para lograr una mayor tasa de uso y colonización por parte de los murciélagos frugívoros.

Modelo carbono

❖ Fijación de Carbono en la regeneración de la vegetación en Eco-Región Lachuá

La regeneración natural de los bosques brinda una fijación de carbono constante por su crecimiento en biomasa constante (Silver *et al.*, 2000). Para la Eco-Región Lachuá esto se evidencia al observarse un incremento en la fijación de carbono en la vegetación a la vez que aumenta la edad o estadio vegetal. La fijación de carbono promedio oscilo desde 2,906 kg/Ha en el Guamil 1 (2 años) hasta 1, 353,533 kg/Ha en el bosque (>15 años).

En el análisis crudo de porcentaje carbono presente en un kilogramo de vegetación por cada clase vegetal, se observó que dicho porcentaje no variaba dramáticamente a lo largo de la sucesión vegetal (promedio de 36% de carbono en un kilogramo de vegetación para Guamil 1-Bosque). Por lo tanto, el rango de variación de fijación de carbono dependía totalmente de la variable biomasa (kilogramos de vegetación presente en 5m² para cada clase vegetal). En la Eco-Región Lachuá, por su matriz heterogénea de bosque, cultivos, potreros y guamiles, se articula una captación de carbono que, al parecer, depende totalmente de la cantidad de biomasa presente y no de la identidad de la biomasa (especies vegetales que la conforman) que fija el carbono. La biomasa promedio (peso húmedo) oscilo desde 18,400 kg/ha en Guamil 1 hasta 9, 055,694 kg/ha en el Bosque, además la fijación de carbono, se explica por un modelo exponencial, ya que la biomasa aumenta exponencialmente a lo largo de la regeneración natural. Cabe resaltar, que los datos recabados en las parcelas de Whitakker son equivalentes a biomasa en 5m², por lo tanto la extrapolación a 10,000m² (equivalentes a 1 hectárea) pierde mucha información, por lo que se puede sobreestimar.

Los datos de biomasa y carbono de este estudio, concuerdan con lo encontrado por Hughues y colaboradores (1999) en la región tropical húmeda de Los Tuxtlas, México, quienes analizaron la biomasa total por encima del suelo (TAGB) de bosques secundarios en regeneración (0-57 años). En dicho estudio, la biomasa por encima del suelo estaba correlacionada significativamente con la edad del bosque secundario en regeneración ($R^2=0.53$; $p= 0.01$), con una oscilación de 4,800 kg/ha en un bosque secundario de 6 meses hasta 287,000 kg/ha en un bosque de 50 años de edad. De igual manera, el carbono fijado por encima del suelo estaba directamente relacionado con la edad de la regeneración de la vegetación ($R^2 0.53$; $P =0.01$) y aumento desde 2,000 kg/ha en el sitio más joven hasta 136,000 kg/ha en el sitio más viejo (>50 años). Además Huegues y colaboradores (1999) encontraron que la mayoría de carbono fijado por encima del suelo en los primeros estadios de la regeneración natural (59%) se encontraba concentrada en la biomasa de la superficie combinada con la biomasa de los arbustos, lianas y árboles de <10 cm de DAP.

Los murciélagos son dispersores de semillas de especies típicas de los Guamiles II y II (0-5 años), como solanáceas, piperáceas y guarumos. Los Guamiles II y III son estadios vegetales con mayor intervalo de tiempo de sucesión antes de convertirse en el siguiente estadio vegetal -por ejemplo el guamil II tiene un intervalo de 3 años (2-5 años) y el Guamil III 5 años (5-10 años) mientras que el guamil I es de dos años (Ávila, 2006). Por lo tanto, los guamil II y III donde se contienen las plantas que sus semillas son dispersadas por murciélagos, permanecen más tiempo captando y fijando carbono, por lo que acumulan mayores cantidades de carbono por encima del suelo. Hugues y colaboradores (1999), observaron una curva de acumulación rápida de carbono en la función de los sitios que tenían 1 a 7 años de en regeneración.

Por otro lado, en los últimos estadios de la regeneración natural de Los Tuxtlas se encontró que la mayoría del carbono fijado por encima del suelo (85%) se encontraba en árboles de >10 cm DAP. Cabe mencionar que para dicho estudio no se utilizaron parcelas de Whitaker y la biomasa de los árboles se estimó por métodos alométricos por lo que la estimación de la biomasa es menos precisa en nuestro estudio. Además, se incluyó toda la vegetación presente en el bosque secundario de mayor edad (Hugues *et al.*, 1999).

Los murciélagos también dispersan semillas en el bosque, siendo estas diferentes especies de las mismas familias dispersadas en sitios perturbados. La dispersión de semillas por murciélagos en los bosques es menor, ya que la abundancia de dichas plantas (y sus frutos consecuentemente) es menor debido a que hay desplazamiento por la vegetación dominante, como árboles característicos de bosque (Caoba, Rosul, Siete camisas) mayores de >10 cm de DAP. Sin embargo, sigue habiendo dispersión de semillas por murciélagos en los bosques, que en su crecimiento aporta un % de fijación de carbono a la captación de carbono total en el bosque liderada por grandes árboles.

Al comparar los datos encontrados para la Eco-Región Lachuá con los de Hugues y colaboradores (1999) para la región Los Tuxtlas, México, se observa una mayor biomasa por encima del suelo en la Eco-Región Lachuá y por lo tanto, una mayor fijación de carbono a lo largo de la regeneración vegetal. Esto se debe a que, durante los primeros 20 años de regeneración natural, los bosques en zonas húmedas, como la Eco-Región Lachuá que se encuentra en el arco húmedo de Wendt, tienen tasas más rápidas de acumulación de carbono, seguida de los bosques secos y sub-húmedos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la estimación de la biomasa para ambos estudios tiene diferentes grados de precisión, siendo la del presente estudio más escueta. Así mismo, el modelo de Hugues y colaboradores (1999) incluye datos en un intervalo de años más grande y consecuentemente una determinación de la edad exacta de la sucesión vegetal por lo que se puede estimar de mejor manera la acumulación de biomasa a lo largo de la sucesión vegetal. Para el presente estudio en la Eco-Región Lachuá el intervalo de tiempo es muy corto y no determinado exactamente (0-8 años para los guamil y >15 años para el bosque), por lo que la biomasa que estamos midiendo pertenece a una combinación de diferentes años de regeneración.

Además, se observa que el modelo de acumulación de biomasa y por consiguiente de carbono a lo largo de la regeneración vegetal en los Tuxtlas, México se explica con una ecuación lineal, mientras que para la Eco-Región Lachuá el modelo de fijación de carbono se explica de mejor manera con una ecuación exponencial. Lugo y colaboradores (1993) también encontraron una acumulación de biomasa y carbono lineal con respecto a la edad del bosque secundario o tiempo

de regeneración natural. Posiblemente si se aumentaran las réplicas, se determinará la edad exacta de cada sitio, se obtengan datos en un intervalo mayor de tiempo de sucesión (cada año de sucesión desde 0-50 años) y se estime la biomasa de manera más precisa, se observe un patrón lineal en la Eco-Región Lachuá. El modelo exponencial se ajustó de mejor manera a los datos en la Eco-Región Lachuá por el salto exponencial de Guamil III a Bosque y por el vacío de información en datos para los años de 10 a 15 años. Sin embargo, otros bosques tropicales en regeneración natural muestran aun tasas más bajas de acumulación de biomasa en los primeros estadios del tiempo sucesional (Williams-Linera 1983; Saldarriaga *et al.*, 1988; Lugo 1992) que las tasas encontradas en Los Tuxtlas, México.

Hugues y colaboradores (1998) argumentan que la región Los Tuxtlas es capaz de mantener relativas altas tasas de acumulación de biomasa a través del tiempo sucesional, inclusive en los últimos estadios de la sucesión (30 años). Además, Silver y colaboradores (2000) evidencian que los bosques en zonas húmedas tienen las tasas más rápidas de acumulación de biomasa y carbono durante los primeros 20 años de regeneración. Por esta razón, la continuidad al monitoreo de la dinámica de la vegetación, propuesto por Méndez y colaboradores (2006), podría dilucidar este fenómeno para la Eco-Región Lachuá al incluirse la variable secuestro de carbono al monitoreo.

En muchos bosques tropicales secundarios hay fuerte evidencia que la acumulación de biomasa por encima del suelo esta inversamente relacionada a la duración y tipo del uso del suelo anterior al abandono y comienzo de la regeneración natural (Hugues *et al.*, 1999). Purata (1986), también encontró el mismo patrón en el caso del desarrollo estructural florístico, una correlación negativa con la duración del uso del suelo para la región Los Tuxtlas, México.

Para el presente estudio en la Eco-Región Lachuá, la mayoría de parcelas de Whitaker (0.1ha) en guamiles localizaron antiguos potreros. Fearnside y Guimaraes (1996) estimaron que el bosque secundario que se desarrolla a partir de pastos degradados por el pastoreo acumulan biomasa y carbono en tazas mucho menores que aquellos bosques secundarios que se originan de cultivos abandonados. La regeneración del bosque se retardo significativamente en potreros abandonados en Puerto Rico en comparación a la regeneración del bosque en sitios con perturbaciones naturales o antropogénica (Aide *et al.* 1995). Uhl y colaboradores (1988) reportaron resultados similares para bosques en regeneración en la Amazonia, donde la media anual de biomasa acumulada varió de 100,000kg a 1,000,000 kg/ha en vegetación secundaria de 21 años y que dependía del uso del suelo previo. Entonces, aunque las cifras de acumulación de biomasa y carbono sean grandes para la Eco-Región Lachuá, estas podrían aumentar si se tomaran datos de bosques en regeneración derivados de usos de suelo diferentes a potreros.

Para la Eco-Región Lachuá, Quezada (2005) encontró que en la Clase vegetal Potrero se encuentra una menor riqueza de Macro-hongos (25 morfo-especies) y el patrón de distribución es de tipo anidado sugiriendo que las clases vegetales Bosque, Bosque con cardamomo y Guamil 3 presentan la mayor riqueza de las especies colectadas. El pastoreo cambia la composición física y química del suelo, se modifican las condiciones “micro-habitats” que muchas plantas pioneras requieren para su reclutamiento. El estudio de la dinámica de la vegetación en la Eco-Región Lachuá reporta a la clase Bosque como las más diversa con 70 géneros y las menos diversas las clases Potrero y Cultivo con 35 y 22 géneros respectivamente (Ávila, 2004). Las plantas epífitas manifiestan un patrón similar, la riqueza de morfo-especies de epífitas disminuye con respecto a la perturbación de los sitios, reportando para la clase Bosque con 44 morfo-especies y la clase Potrero enguamilado con 15 morfo-especies (Garnica, 2003). Estudios previos en otras regiones

tropicales también han demostrado los impactos del tipo y duración del uso del suelo previo a la regeneración.

Por otro lado, bosques secundarios emergentes de cultivos abandonados acumulan mayores tasas de biomasa y carbono (Lugo, 1992) en comparación a bosques secundarios emergentes de un uso antropogénico o de pastoreo. No obstante, se ha demostrado que plantaciones masivas y monocultivo afectan la biodiversidad de plantas reclutadas en la sucesión natural posterior a su abandono (Brown y Lugo, 1994). Una baja diversidad de plantas en las primeras etapas de la sucesión natural implica cambios en la composición y estructura de bosques maduros, además de incrementar la susceptibilidad a plagas, incendios, huracanes etc. Todos estos factores pueden influenciar en las tasas y patrones de secuestro de carbono (Lugo *et al.*, 1988). Sin embargo, existe una evidencia fuerte que cultivos nativos pueden facilitar la regeneración natural a través de la modificación de las propiedades físicas y biológicas del sitio. Las plantaciones de especies nativas, que tienen requerimientos físicos y químicos que les proveen los suelos donde naturalmente se encuentran, mantienen una cantidad de luz, temperatura y humedad que permite la germinación y crecimiento de semillas transportadas por la vida silvestre y otros vectores de remanentes boscosos adyacentes (Parrota *et al.*, 1997).

❖ Fijación de Carbono en el suelo

La distribución relativa de carbono acumulada en el suelo y plantas no es clara aún, pero se conoce que generalmente el carbono se acumula más rápido por encima del suelo que por debajo (Silver *et al.*, 2000). La acumulación de carbono en el suelo a lo largo de la regeneración natural en la Eco-Región Lachuá para los horizontes 1 y 2 es mínima, por tanto, el suelo tiene potencial para almacenamiento de carbono a largo plazo. Huges y colaboradores (1999) también encontraron en la región de los Tuxtlas que el carbono en el suelo muestra pocas diferencias entre las diferentes edades del bosque en regeneración y estas no son consistentes con el tipo o tiempo de uso del suelo anterior al abandono, por lo que no existe correlación alguna (R^2 0.10; p 0.44). Además, el total de carbono a un metro de profundidad varió de 139000 a 269,000 kg/ha a lo largo del tiempo y al igual que para el presente estudio en la Eco-Región Lachuá las concentraciones de carbono en los primeros 30 cm del suelo varió de 3 a 6%. En un bosque tropical de Puerto Rico las concentraciones de carbono variaron de 1.5 a 2.8% (Brown y Lugo 1990).

Para la Eco-Región Lachuá se observa que el horizonte 1 tiene mayores concentraciones de carbono almacenado que el horizonte 2, ya que en el horizonte 1 se concentra la mayoría de materia en descomposición (humus) y este disminuye conforme la profundidad. En el Horizonte 1 para la clase vegetal Bosque, se observa un dato atípico (%15.62 C), lo cual amplió el rango de variación de la concentración de carbono para esta. Al remover este dato, el porcentaje de carbono oscila entre 2 a 4%, valores aún más bajos que los observados en los guamiles.

La composición y estructura del bosque, la historia de uso de suelo y clima son los factores que afectan la tasa de acumulación de carbono (Silver *et al.*, 2000). El Bosque que arrojó el dato atípico (replica 3 Bosque), se encuentra dentro del Parque Nacional Laguna Lachuá. El Parque Nacional ha estado por lo menos 80 años bajo un manejo de conservación, por lo que se le considera un bosque de edad avanzada sin ninguna intervención por lo menos en los últimos 60 años. Cabe mencionar que las talas ilegales ocurren en los bordes del PNLL y que la tala ilegal

del 2013 ocurrió sobre el borde norte. Por consiguiente, se puede considerar a este dato atípico de carbono en suelo como la consecuencia de un bosque que ha permanecido durante mucho tiempo sin alteraciones, por lo que almacena grandes cantidades de carbono. La réplica 1 de la clase vegetal Bosque se ubica en el astillero municipal, sitio donde hay una intervención y tala constante por los pobladores la comunidad Río Tzetoc y Santa Lucía Lachuá. La réplica 2 de la clase vegetal Bosque se ubica en el borde del PNLL con la comunidad Santa Lucía Lachuá, sitio que recibe fuertemente el impacto de la comunidad Santa Lucía Lachuá por la tala ilegal, pastoreo, quema y roza de cultivos aledaños. La deforestación por tala resulta en una pérdida inicial de carbono en el suelo debido al aumento en las tasas de descomposición, erosión, entrada de especies reducida o diferencia en la calidad de especies entrada (herbáceas vrs. manto leñoso) (Lugo *et al.*, 1993).

Monzón en 1999 determinó los tipos de suelo de la Eco-Región Lachuá, la vocación de estos y determino que son altamente susceptibles a la erosión. Los bosques -replica 1 y 2- posiblemente son bosques jóvenes (>15<27 años) con intervenciones antropogénicas constantes al día de hoy, por lo que la concentración y almacenamiento de carbono se ve reducida. Sin embargo, los patrones de reducción de almacenamiento de carbono en el suelo por el tipo de uso de suelo previo a la regeneración no son tan claros como los de la vegetación. En el suelo, los efectos del uso y manejo del suelo previo no son aparentes durante los primeros 20 años de la regeneración, pero si son fuertemente significantes ($p < 0.02$) durante los subsecuentes 80 años (Silver *et al.*, 2000).

El almacenamiento de carbono en el horizonte 1 aumenta directamente con el tiempo de la regeneración natural. Por el contrario, el horizonte 2 experimenta un almacenamiento cuadrático, donde en el bosque hay menor almacenamiento. Al remover el dato atípico -Replica 3 Bosque- se obtiene un almacenamiento que se explica por un modelo cuadrático en los dos horizontes, teniendo menores valores de carbono en el bosque. Silver y colaboradores (2000) en su estudio global de almacenamiento de carbono en bosques secundarios encontraron que en el suelo el carbono se acumula a tasas de 1320 kg/ha por un año durante los primeros 20 años y a una tasa de 200 kg/ha por uno año en el período de los subsecuentes 80 años. Los datos encontrados para la Eco-Región Lachuá muestran este descenso en la tasa de acumulación de carbono en el suelo. Esto concuerda con lo que se ha reportado para los bosques húmedos, los cuales anualmente acumulan menor carbono en el suelo (5100 kg/ha) en comparación a los bosques secos (1020 kg/ha).

Para todas las clases vegetales, en el carbono total (suelo y vegetación) el suelo aporta la mayor cantidad de carbono. Posiblemente si se toma en cuenta toda la vegetación por encima del suelo (incluyendo arboles <10 cm de DAP, palmas, lianas y epifitas) se podría observar que el carbono por encima del suelo aporta más al valor total de carbono almacenado en la clase vegetal Bosque.

❖ Fijación y acumulación de Carbono en la Eco-Región Lachuá.

La importancia del carbono en el suelo se pone de manifiesto al conocer que los suelos contienen más carbono que la suma existente en la vegetación y en la atmósfera (Swift, 2001), encontrándose tanto en forma orgánica como inorgánica (Jackson, 1964). En particular, el carbono orgánico (CO) del suelo es un componente esencial del ciclo global del carbono ocupando un 69,8 % del carbono orgánico de la biosfera (FAO, 2002). En la Figura no. 6 se evidencia el potencial de fijación y almacenamiento de carbono a lo largo de la regeneración

natural en la Eco-Región Lachuá, donde el carbono en el suelo aporta más de un 70% al carbono total.

La cantidad total de C orgánico almacenada en los suelos ha sido estimada por diversos métodos (Post *et al.*, 1982, y Swift, 2001) y su valor es cercano a (1,500,000,000,000 kg) a 1 m de profundidad (Schlesinger, 1990, Swift, 2001, y FAO, 2001). En todos los estudios mencionados en este trabajo, se ha encontrado el mismo fenómeno encontrado en la Eco-Región Lachuá: el carbono en el suelo aporta una mayor cantidad al carbono total por unidad de área. Hugues (1999) encontró para la Región de los Tuxtlas, que el conjunto de carbono por encima y por debajo del suelo oscilo desde 156000 hasta 331000 kg/ha, donde el conjunto de carbono en las diferentes capas del suelo aporonto entre el 58 y 91% del total del conjunto. Además, a medida que la edad del bosque aumentaba, el radio entre el carbono por encima del suelo y carbono del suelo también aumentaba (R^2 0.47; p 0.05). Los conjuntos de carbono en el suelo tienen un papel importante en el ciclo bio-geoquímico del ecosistema y en el mantenimiento de la producción primaria neta. La materia orgánica del suelo, de la cual la mitad es carbono y se encuentra en el primer y segundo horizonte, es una fuente de nutrientes y agua para plantas y microbios además de un sitio para la retención del agua. Gran parte de la capacidad de intercambio catiónico en suelos tropicales altamente meteorizados se produce en coloides orgánicos (Tiessen *et al.*, 1994). Los bosques húmedos y sub-húmedos tropicales tienden a tener mayores conjuntos de carbono en suelo por unidad de área que los bosques secos tropicales debido a las altas tasas de Productividad Primaria Neta (NPP) (Brown y Lugo 1982). Por lo tanto, estos bosques tropicales húmedos como la Eco-Región Lachuá, tienen la capacidad de alcanzar niveles de acumulaciones de biomasa y carbono de al menos 90% de los bosques primarios en un período más corto en comparación a otros bosques en regeneración.

No obstante, los bosques tropicales también tienen altas tasas de producción primaria por encima del suelo y almacenan aproximadamente 2.16×10^{14} kg de carbono en la biomasa por encima del suelo. En el presente estudio para la Eco-Región Lachuá, las estimaciones de biomasa en la clase vegetal bosque no tomaron en cuenta arboles menores a 10cm de DAP, lianas, epifitas, arbustos etc. Por ejemplo, recientes estudios han demostrado el rol que tienen las lianas en la regeneración natural de los bosques, la diversidad de especies y procesos a nivel ecosistémico, particularmente en los trópicos. Las lianas contribuyen a la transpiración total del bosque y por lo tanto al secuestro de carbono (Bongers, 2002). Por lo tanto, la fijación y almacenamiento de carbono es aún mayor de lo estimado para la Eco-Región Lachuá. Esto también podría explicar el patrón de fijación de carbono en Guamil 3 y Bosque, que tienen una media similar. Debido a que en el bosque, el carbono sobre el suelo esta subestimado, el carbono en el suelo compensa dicho valor y lo hace similar al valor del Guamil III.

La Eco-Región Lachuá tiene un gran potencial de almacenamiento de carbono durante la regeneración natural - desde 3, 485,219 kg/ha hasta 8, 180,603 kg/ha-, mucho mayor de lo reportado en otros bosques tropicales de la región. Este potencial es mermado y liderado por toda la dinámica de procesos mutualistas que ocurren durante la regeneración natural. Es por esto, que un enfoque conservacionista, no solo implica aumentar la cantidad de carbono mediante una mayor biomasa, como lo podrían hacer en extensiones grandísimas de monocultivo, en cambio un enfoque conservacionista implica la promoción de todos los procesos naturales que hacen que la regeneración natural sea la forma más directa de alcanzar tasas de acumulación de biomasa y carbono como las de los bosques primarios intactos.

Sensibilización de actores clave dentro de la Eco región Lachuá y población en general

El proceso de divulgación del proyecto fue esencial pues por tratarse de murciélagos, muchos comunitarios de la Eco-región Lachua, no los percibían, necesariamente como animales beneficios y muchas veces tenían concepciones negativas hacia ellos. Esto hizo necesario un trabajo intenso y delicado de aclaración sobre la importancia y beneficios de estos animales. Para esto realizamos al menos cinco talleres con comunitarios de diferentes comunidades de la Eco región. Al realizar los talleres de sensibilización logramos tener una mejor aceptación para la instalación de los refugios y evitar o minimizar que refugios artificiales para murciélagos fueran dañados por acciones de vandalismo o por miedo a los murciélagos.

PARTE IV

IV. 1 CONCLUSIONES

1. La variación temporal de la riqueza y abundancia fluctuó a lo largo de los meses estudiados. La abundancia de semillas fue mayor en cinco meses en las localidades sin refugios; mientras que la riqueza de especies de semillas fue mayor durante seis meses en las localidades con refugios. En general, la cantidad de lluvia de semillas fue mayor en dos de las localidades sin refugios, posiblemente porque los murciélagos toleraron volar en sitios abiertos (sin obstáculos) pero relativamente pequeños, defecando en pleno vuelo y dispersando las semillas
2. A pesar de que los refugios artificiales no fueron colonizados (utilizados como refugios diurnos para descansar), si fueron usados como refugios de alimentación durante la noche, ya que hubo rastros de frutos de los que se alimentaron los murciélagos
3. Las temperaturas de los refugios muchas veces sobrepasaron los 24°C, llegando a alcanzar en algunos refugios los 41°C (temperatura máxima durante el día), lo que posiblemente dificultó la colonización (utilización como refugios diurnos para descansar) de los mismos. Los relativamente bajos porcentajes de humedad también pudieron haber dificultado la ocupación de los refugios artificiales durante el día.
4. La tasa de fijación de carbono aumenta al aumentar la edad o estadio vegetal de la regeneración natural. La Eco-Región Lachuá, por sus altas tasas de acumulación de biomasa y carbono, tiene un importante rol en la mitigación de los efectos del cambio climático por los bosques tropicales.
5. El proceso de divulgación del proyecto fue esencial pues al trabajar con murciélagos se hace necesario crear conciencia sobre su importancia para los ecosistemas y para el ser humano. Se realizaron talleres en varias comunidades de la Eco-región Lachuá: San Benito, San Marcos, Las Tortugas, Santa Lucía Lachuá. También se realizó una capacitación para guarda-recursos en el PNLL.

IV. 2 RECOMENDACIONES

1. Aumentar el esfuerzo de muestreo, colocando un mayor número de refugios artificiales y colocando un mayor número de trampas para semillas. Las trampas para semillas también pueden ser colocadas por un mayor número de días.
2. Probar con otros diseños para los refugios artificiales, posiblemente acortándolos para facilitar la entrada de los murciélagos en la parte de abajo. Utilizar aceites esenciales de frutos preferidos por los murciélagos frugívoros como posibles atrayentes hacia áreas degradadas y a los refugios. Colocar los refugios en áreas donde haya menor cantidad de refugios naturales, por lo que la probabilidad de que los murciélagos los ocupen aumentaría.

3. Los refugios artificiales como los usados en este proyecto deberían permanecer más tiempo en el área degradada para que sean utilizados para descanso y alimentación nocturnos, y que al mismo tiempo permitan la dispersión de semillas
4. Utilizar otros materiales de construcción que eviten que los refugios se sobrecalienten durante el día. Mejorar el sistema de protección del refugio, tratando de que lo aisle mejor del calor y otras condiciones climáticas. Colocar un mayor número de termo-higrómetros, para incluir uno por cada refugio.
5. Promover la restauración de la vegetación con especies nativas con frutos de plantas pioneras y de bosque maduro.
6. Para la medición de secuestro de carbono, aumentar las réplicas del muestreo, tanto en suelo como en vegetación, para mejorar la precisión y poder dilucidar de una mejor manera el comportamiento de la captación de carbono a lo largo de la regeneración natural de la vegetación.
7. Incluir al modelo de fijación de carbono, además de las variables de carbono en el suelo como en la vegetación, la variable “historia de uso de suelo previo”, para ajustar de mejor manera el modelo pues la historia de uso puede ser determinante en la acumulación de carbono en el suelo.
8. Elaborar proyectos específicos para la evaluación de actitudes en comunidades que conviven con murciélagos, que incluyan sensibilización en las escuelas para favorecer su conservación, mediante la promoción de su conocimiento con actividades como: talleres, elaboración de materiales de apoyo con información general, además de juegos y manualidades.
9. Desarrollar campañas de educación y sensibilización a las comunidades para la disminución del uso de herbicidas y plaguicidas que comprometan la existencia de los murciélagos.

IV. 3 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acosta, M., Quednow, K., Etchevers, J y Monreal, C. (2001). Un Método para la medición del Carbono Almacenado en la Parte Aérea de Sistemas con Vegetación Natural e Inducida en Terrenos de Ladera en México. INIPIAF. Valdivia: Chile
2. Aide, T. M., J. K. Zimmerman, L. Herrera, M. Rosario, and M. Serrano. (1995). Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*. 77:77–86.
3. Aguiar, L. M., y Marinho-Filho, J. (2007). Bat frugivory in a remnant of Southeastern Brazilian Atlantic forest. *Acta Chiropterologica*, 9(1), 251-260.
4. Aguilar, D. (2005). Dispersión de semillas en cuatro estados sucesionales de una localidad subandina. (Tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
5. Aguilar R, Quesada M, Ashworth L, Herrerías-Diego Y, Lobo J. (2008). Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology*, 17: 5177-5188.
6. Anthony, L. (1990). Age determination in bats. En: T.H. Kunz (Ed.). *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
7. Asquith, M, Wright, J. y Clauss, M. (1997). Does mammal community composition control recruitment in neotropical forest? Evidence from Panama. *Ecology* 78(3). 941-946 pp.
8. Ávila, C. (2004). Estudio base para el programa de monitoreo de la vegetación en la zona de influencia del Parque Nacional Laguna Lachuá. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
9. Ávila-Flores, R., Medellín, R.A., (2004). Ecological, taxonomic, and physiological correlates of cave use by Mexican bats. *Journal of Mammalogy*, 85: 675–687.
10. Balmori, A. (1998). El estudio de los murciélagos por medio de sus emisiones ultrasónicas. *Métodos en Mastozoología*. *Galemys*, 10 (1). 8 pp.
11. Bianconi, G. V., Mikich, S. B., Teixeira, S. D., y Maia, B. H. L. (2007). Attraction of Fruit-Eating Bats with Essential Oils of Fruits: A Potential Tool for Forest Restoration. *Biotropica*, 39(1), 136-140.
12. Bianconi, G. V., Suckow, U., Cruz-Neto, A. P., y Mikich, S. B. (2012). Use of fruit essential oils to assist forest regeneration by bats. *Restoration Ecology*, 20(2), 211-217.
13. Bizerril, M. X. y Raw, A. (1998). Feeding behavior of bats and the dispersal of *Piper arboreum* seeds in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 14:109-114
14. Bongers, F. , Schnitzer, S. A. , Traore, D. (2002) The importance of lianas and consequences for forest management in West Africa. *Bioterre*.
15. Boyles, J.G., (2007). Describing roosts used by forest bats: the importance of microclimate. *Acta Chiropterologica*, 9: 297–303.
16. Brown, S., Gillespe, A.J. y Lugo, A.E. (1989). Biomass estimation for tropical forest with applicatios to forest inventory data. *Forest Science* 35(4): 881-902

17. Brown, S., and A. E. Lugo. (1990). Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soil in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil*. 124:53–64.
18. Brown, S.; Sathaye, J.; Cannel, M. y Kauppi. P.E. (1996). Mitigation of carbon emissions to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review* 75
19. Cajas, J. (2005). Polen transportado en el pelo de murciélagos nectarívoros en cuatro bosques secos de Guatemala. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
20. Cajas, J.O., Ávila, R., Grajeda, A.L., Machuca, O. y Benítez. L. 2005. Aves y murciélagos dispersores de semillas en tres etapas sucesionales de la regeneración del bosque en la Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala. *Proyectos de Investigación, Dirección General de Investigación (DIGI), Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.*
21. Castro-Luna, A. A., & Galindo-González, J. (2012). Seed dispersal by phyllostomid bats in two contrasting vegetation types in a Mesoamerican reserve. *Acta Chiropterologica*, 14(1), 133-142.
22. Chapman, C y Chapman, L. (1995). Survival without dispersers: Seedling recruitment under parents. *Conservation Biology*. 5(3). 675-678 pp.
23. Charles Dominique, P. (1986). Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: Cecropia, birds and bats in the French Guyana. En: Estrada y Fleming (Ed.). *Frugivores and seed dispersal*. Junk Publisher.
24. Charles Dominique, P. y A. Cockle. (2001). Frugivory and seed dispersal by bats. Pp. 207-215, en Bongers, F., P. Charles-Dominique, P-M. Forget y M. Théry (eds): *Nouragues: dynamics and plant-animal interactions in a neotropical rainforest*. Kluwer Academic Publishers. Boston.
25. Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460.
26. Comiskey J., Dallmeier F., Mistry S. (1999). Monitoreo Biológico en la Selva maya. Protocolo de Muestreo de Vegetación para la Selva Maya Capítulo II. Smithsonian Institution, Monitoring and Assessment of Biodiversity Program (SI/MAB) www.afn.org/~wcsfl/selva/monbioesp.pdf
27. Cosson JF, JM Pons y D Masson. (1999). Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15:515-534.
28. Cubiña, A., y Aide, T. M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, 33(2), 260-267.
29. Culley TM, Weller SG, Sakai A. (2002). The evolution of wind pollination in angiosperms. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 361-369.
30. Da Silva, A. G., Gaona, O., & Medellín, R. A. (2008). Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon Forest, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 43-49.
31. De Paz, O., De Lucas, J., Arias, J.L. (2000). Cajas refugio para quirópteros y estudio de la población de murciélago orejudo dorado (*Plecotus austriacus* Linneo, 1758) en un área forestal de la provincia de Guadalajara. *Ecología*, 14: 295-268.
32. Dey DC, Spetich MA, Weigel DR, Wiegand DR, Johnson PS, Graney DL, Kabrick JM. (2009). A suggested approach for design of oak (*Quercus* L.) regeneration research considering regional differences. *New Forest*, 37: 123-135.

33. Elias, P. y Lininger, K.B. 2010. The plus side: Management techniques and policies to promote sustainable carbon sequestration in tropical forests. Union of Concerned Scientists Publication.
34. Estrada-Villegas, S., J. Pérez-Torres y Stevenson P. (2007). Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Ecotropicos* 20 (1): 1-14.
35. Estrada-Villegas S, J Pérez-Torres y PR Stevenson. (2010). Ensamblaje de murciélagos en un bosque subandino colombiano y análisis sobre la diera de algunas especies. *Mastozoología Neotropical* 17:31-41
36. Evelyn, M. J., y Stiles, D. A. (2003). Roosting Requirements of Two Frugivorous Bats (*Sturnira lilium* and *Arbibeus intermedius*) in Fragmented Neotropical Forest. *Biotropica*, 35(3), 405-418.
37. FAO. Organización para la Alimentación y la Agricultura. (2001). Soil carbon sequestration for improved land management. World soil reports 96. Rome, 58 p.
38. FAO. (2002) Evaluación de los recursos forestales mundiales Informe Principal, Estudio FAO: Montes No. 140, Roma. Disponible en www.fao.org/forestry/site/fra2000report/sp. Consultado el 15 de febrero 2014.
39. FAO. (2010). La gestión de los bosques ante el cambio climático. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de: www.fao.org/forestry.
40. FAO (2012). Los Bosques y el Cambio Climático: Las funciones de los bosques en el cambio climático. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de: <http://www.fao.org/forestry/climatechange/53459/es/>
41. Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
42. Fearnside, P. M., y W. M. Guimaraes. (1996). Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80:35-46.
43. Fenton, MB. (1997). Science and the conservation of bats. *Journal of Mammalogy* 78:1-14
44. Ficha RAMSAR. Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional. (2006). Sitio Ecorregión Lachuá. Editado por el Programa de Investigación y Monitoreo de la Ecorregión Lachuá.
45. Fleming, T.H. (1986). Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. Pp. 105-118. En: Estrada, A. y Fleming T. H. (Eds.). *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
46. Fleming, T.H. (1988). The short-tailed fruit bat. A study in plant-animal interactions. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
47. Fleming, T.H., y E.R. Heithaus. (1981). Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of the tropical forest. *Biotropica* 13(Supplement):45-53.
48. Flores, R. (1978). La rabia, los murciélagos y el control de los hematófagos. Programa de Control de Vectores. Instituto Nacional de Investigaciones Pecuarias. México D.F. 38-67 pp.
49. Galindo, J. (1998). Dispersión de semillas por murciélagos: Su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana*. 73: 57 - 74.

50. Galindo-González, J., S. Guevara, y V. J. Sosa. (2000). Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14:1693–1703.
51. García, P. (2008). Análisis de la distribución de macroinvertebrados acuáticos a escala detallada en la Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz, Guatemala. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
52. García, P. (2010). Evaluación del cambio del uso de la tierra sobre la calidad del agua y los patrones de diversidad de los macroinvertebrados acuáticos de la Eco-región Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. Proyecto FODECYT 72-2007, CONCYT-INAB.
53. Garnica, R. (2003). Distribución de Epifitas en Clases Vegetales Definidas por el Uso Local de la Tierra en la Zona de Influencia del Parque Nacional Laguna Lachuá. Informe de EDC. Apoyado por el Programa de Investigación y Monitoreo de la Ecoregión Lachuá. Informe de EPS. Universidad de San Carlos de Guatemala. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Escuela de Biología. 25 pp.
54. Geiselman C. K., S. A. Mori y F. Blanchard (2002 onwards). Database of Neotropical Bat/Plant Interactions. <http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/>
55. Giannini, N.P., y Kalko, E. (2004). Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105: 209–220.
56. Gorchov, D. L., F. Cornejo, C. Ascorra y M. Jaramillo. (1993). The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107/108: 339-349.
57. Granados, P. (2001). Ictiofauna de la Laguna Lachuá, Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
58. Guariguata, M. y R. Ostertag. (2002). Sucesión secundaria. Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Pp. 591-623. En Guariguata, M. y G. Kattan. (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. Editorial Tecnológica de Costa Rica. San José, Costa Rica.
59. Heithaus, R.E., Fleming, T.H., y Opler, P.A. 1975. Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology* 56:841-854.
60. Heithaus, R. E. 1982. Coevolution between bats and plants. En Kunz, T. H. (Eds.). *Ecology of Bats*. Pp. 327-367. Plenum Press, New York.
61. Hermes, M. (2004). Abundancia relativa de jaguar, puma y ocelote. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
62. Herrera, C. (1995). Plant vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary and historical determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 705- 727 pp.
63. Hobbs, R. J., y Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239-246.
64. Hodgkison, R. Zubaid, A y Kunz, T. 2003. Fruit bats as seed dispersor and pollinators in a lowland Malaysian rain forest. *Biotropica*. 35(4): 491-502.

65. Holl K.D. (1998) Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*, 253-261
66. Hughues, R.F., Kauffman, J.B. y Jaramillo, V.J. (1999) Biomass, carbon and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of México. *Ecology*, 80(6): 1982-1907
67. INAB, CONAP y UICN. (2004). Instituto Nacional de Bosques-Consejo Nacional de Áreas Protegidas- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Plan Maestro 2004-2009 del Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz.
68. Jackson M.L. (1964). Análisis químico de suelos (Traducido por J. Beltrán). Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. 662 p.
69. Jordano, P. y Godoy, J. (2002). Frugivore generated seed shadows: a landscape view of demographics and genetics effects. En: Levey, D., Silva, W. y Galetti (Ed.). *Ecology, Evolution and Conservation*. CAB International.
70. Kalko, E. (1998). Organization and diversity of tropical bats communities through space and time. *Zoology*. 101: 281-297.
71. Kelm, D., Wiesner, K. y von Helvesen. (2008). Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a neotropical forest pasture mosaic. *Conservation Biology*, 2 (1): 1-9.
72. Kiser, M. y Kieser, S. (2002). Bat houses for integrated pest management benefits for bats and organic farmers: Phase I. Organic Farmer Research Foundation.
73. Kraker, C. (2008). Comparación de nicho entre dos especies simpátricas de murciélagos del género *Carollia* (Mammalia: Chiroptera) en Guatemala. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
74. Kunz, T. (1982). Roosting ecology of bats. En: T.H. Kunz (Ed.). *Ecology of bats*. Plenum Press, New York. USA.
75. Kunz, T. y Fenton, M. (2003). *Ecology of Bats*. The University of Chicago Press.
76. Kunz, T y Lumsden, L. (2003). Ecology of cavity and foliage roosting bats. En: T. H. Kunz y M. B. Fenton (Ed.). *Ecology of bats*. The University of Chicago Press.
77. Lamb, D., Erskine, P.D, Parrotta, J.A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310:1628–1632.
78. Laurance, W., Lovejoy, T., Vasconcelos, H., Bruna, E., Didham, R., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregaard, R., Laurance, S. y Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22 year investigation. *Conservation Biology*. 16: 605-618.
79. Laurance, W. y Cochrane, F. (2001). Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology*. 15: 1488-1489.
80. Lhumeau, A. y Corder D. (2012). Adaptación basada en ecosistemas: Una respuesta al cambio climático. UICN, Quito, Ecuador. 17p.
81. Llanos, M. (s.f.) Regeneración Natural Asistida en la comunidad campesina de Jose Ignacio Tavera Pasapera. Proyecto AIDER: Bosque Manejado.

82. Lobova, T. A., Geiselman, C. K., y Mori, S. A. (2009). Seed dispersal by bats in the Neotropics. New York Botanical Garden.
83. Long, R., Kiser, W. y Kiser S. (2006). Well placed bat houses can attract bats to Central Valley farms. *California Agriculture*, 60(2): 91-94.
84. López, J. (1992). Las comunidades de quirópteros en los volcanes Zunil y Santo Tomás Pecul, Quetzaltenango. (Tesis de Biología). Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
85. López, J. y Vaughan, C. (2004). Observations on the role of frugivorous bats as seed disperser in Costa Rican secondary humid forests. *Acta Chiropterologica*, 6(1): 111-119.
86. López J., Pérez S. y McCarthy T. (2012). Five New records of bats for Guatemala, with comments on the check list of the country. *Chiroptera Neotropical*, 18(1): 1106-110.
87. López-Ulloa, M., Veldkamo, E., De Koning, G.H.J. (2005) Soil carbon stabilization in converted tropical pastures and forest depends on soil type. *Soil Science Society of America Journal* 69 (4), 1110-1117.
88. Lou, S. (2007). Dinámica de dispersión de murciélagos frugívoros en un paisaje fragmentado del Biotopo Chocón Machacas, Livingston, Izabal. Proyecto FODECYT N. 21-03.
89. Lou, S. y Yurrita, C. (2005). Análisis de nicho alimentario en la comunidad de murciélagos frugívoros de Yaxhá, Petén, Guatemala. *Acta Zoológica Mexicana*, 21(1): 83-94.
90. Lugo, A. E., S. Brown, J. Chapman. (1988). An analytical review of production rates and stemwood biomass of tropical forest plantations. *Forest Ecology and Management* 23:179 200.
91. Lugo, A. E., (1992). Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs*. 62:1-41.
92. Lugo, A. E., J. A. Parrotta, S. Brown. (1993). Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. *Ambio* 22:106 109
93. MAGA y CATIE-ESPRED. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza-Estudio para la Prevención de Desastres. (2001). Base de datos digital de la República de Guatemala a Escala 1: 250,000. Coordinado por: Unidad de Políticas de Información Estratégica (UPIE-MAGA). Guatemala.
94. Martínez-Ramos M, Soto-Castro A. (1993). Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetatio*, 107: 299-318.
95. Medel, R., M. A. Aizen y Zamora, R. (Eds.) (2009). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Santiago de Chile: Editorial Universitaria.
96. McCarthy, T. J. y S. G. Pérez. (2006). Land and freshwater mammals of Guatemala: faunal documentation and diversity. Cano, E. (ed.) En: *Biodiversidad de Guatemala*. Universidad del Valle de Guatemala. Guatemala.
97. Martínez-Romero, E. (1996). La restauración ecológica. *Revista Ciencia*, México 43: 56-61.
98. Martínez, J.V. y Velásquez, M.M. 2014. Estado actual de la restauración de ecosistemas en Guatemala. *Tikalia*, 32(2): 7-35.

99. Medellín, R., Arita, H. y Sánchez, O. (1997). Identificación de los murciélagos de México. Clave de Campo. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
100. Medellín, R. y Gaona, O. (1999). Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 31(3): 478-485.
101. Medellín, R. A., y Equihua, M. (1998). Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology*, 35(1), 13-23.
102. Medina, C. (2003). Cuantificación del carbono almacenado en el suelo de café (*Coffea arábica* L.) con sombra en la hacienda Santa Maura, Jinotega, Nicaragua. (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional Agraria. Managua, Nicaragua.
103. Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. Instituto de Ecología, UNAM. México, D.F. 24pp.
104. Méndez, C., Dávila, V., Garnica, R., López, J., Quezada, M. (2007). Análisis espacial de la Dinámica Vegetal para el Monitoreo de la Vegetación en el Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. Proyecto 2.84-2007. Dirección General De Investigación. Universidad de San Carlos de Guatemala.
105. Méndez, C. y Véliz, M. (2009). Diversidad faunística de Guatemala. Consejo Nacional de Áreas Protegidas. Oficina Técnica de Biodiversidad.
106. Meyer, C. (2007). Effects of rainforest fragmentation on neotropical bats. Land-bridge Island as a Model System. (Tesis de Doctorado). Universidad de Ulm. Alemania.
107. Mesa de Restauración del Paisaje Forestal de Guatemala. 2015. Estrategia de Restauración del Paisaje Forestal: Mecanismo para el Desarrollo Rural Sostenible de Guatemala. INAB/Programa Forestal, Secretaría Técnica, Mesa de Restauración del Paisaje Forestal.
108. Monzón, R. (1999). "Estudio general de los recursos agua, suelos y del uso de la tierra del Parque Nacional Laguna Lachuá y su zona de influencia, Cobán, Alta Verapaz". Tesis de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala. 98pp.
109. Montenegro AL, Vargas O. (2008). Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 56: 1543-1556.
110. Moreno, C. E., y Halfpter, G. (2001). Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10(3), 367-382.
111. Morrison, D. W. 1978. Foraging ecology and energetic of the frugivorous bat *Artibeus jamaicensis*. *Ecology* 59:716-723.
112. Morrison, E.B. y Lindell, C.A. (2011). Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. *Restoration Ecology*, 19:170-177.
113. Muñoz, M. (2006). El culto al dios murciélago en Mesoamérica. En: *Arqueología mexicana*. Vol. XIV, N. 80. Editorial Raíces S.A. México.
114. Murcia, C., y Guariguata, M. R. (2014). La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades (Vol. 107). CIFOR. Centro para la Investigación Forestal Internacional.

115. Muscarrella y Fleming. (2007). Rol de los murciélagos frugívoros en la sucesión vegetal de los bosques tropicales. Departamento de Biología. Universidad de Miami. Coral Gables, Florida, USA. 1-18 pp.
116. Myers, N. (1984). *The primary source: Tropical forest and our future*. Norton. New York. USA.
117. Nelson, D.W. y L.E. Sommers. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd ed.*, A.L. Page *et al.*, Ed. Agronomy. 9:961-1010. Am. Soc. of Agron., Inc. Madison, WI.
118. Neuweiler, G. (2000). *The biology of bats*. Oxford University Press. New York. USA.
119. Ortiz Pulido, R., Laborde, J. y Guevara, S. (2000). Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: Consecuencias en la dispersión de semillas. *Biotropica*, 32(3): 473-488.
120. Parrota, J. Turnbull, K y Jones, N. (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*. 99: 1-7.
121. Patterson, B., Willig, M. y Stevens, R. (2003). Trophic strategies, niche partitioning and patterns of ecological organization. En: T. H. Kunz y M. B. Fenton (Ed.). *Ecology of bats*. The University of Chicago Press.
122. Pérez, P., López, B., García, F., Cuevas, P., Gonzalez, R. (2013). Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Biologicas*:18-24
123. Pickett, S. T., S. L. Collins y Armesto, J. J. (1987). Models, mechanism and pathways of succession. *The Botanical Reviews* 53: 335-371.
124. Portus, L. (1998). *Curso práctico de estadística*. 2da. Edición. McGraw-Hill. Interamericana S.A. Bogotá, Colombia.
125. Post, W. M., Emanuel, W. R, Sinke, P. J., Stangenberger, A. G., (1982). Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156-159.
126. Purata, S. E. (1986). Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical. Ecology* 2:257–276.
127. Olea-Wagner, A. Lorenzo, C. Naranjo, E. Ortiz D., y León-Paniagua, L. 2007. Diversidad de frutos que consumen tres especies de murciélagos (Chiroptera: Phyllostomidae) en la Selva Lacandona, Chiapas México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:191-200.
128. Ortiz-Ramírez, D., Lorenzo, C., Naranjo, E., & León-Paniagua, L. (2006). Selección de refugios por tres especies de murciélagos frugívoros (Chiroptera: Phyllostomidae) en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 77(2), 261-270.
129. Quezada, L. (2005). Riqueza de Macrohongos (Orden Agaricales) dentro de las Ocho Clases Vegetales Generadas por el uso del Suelo en la zona de influencia del Parque Nacional Laguna Lachuá, Programa de Investigación y Monitoreo de la Ecorregión 61Lachuá –PIMEL-, Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, USAC, Informe de EPS.63pp
130. Quezada M, R. López, G.Ponce, J. Morales. (2006). Análisis de la Distribución y Composición de la Subclase Himenomicetes (Macrohongos) dentro de la Clases Vegetales propuestas para la Zonade Influencia del Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. Informe Final ProyectoAGROCYT-16-2004, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala.

131. R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
132. Racey, P. (1990). Reproductive assessment in bats. En: T.H. Kunz (Ed.). Ecological and behavioral methods for the study of bats. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. USA.
133. Racey, P y Entwistle, A. (2003). Conservation ecology of bats. En: T. H. Kunz y M. B. Fenton (Ed.). Ecology of bats. The University of Chicago Press.
134. Ramírez-Marcial N. (2003). Survival and growth of tree seedling in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forest. *Journal of Vegetation Science*, 14: 881-890.
135. Reid, F. A. 1997. A Field Guide to the Mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press, New York, 334 pp.
136. Reid, J. L., Holste, E. K., y Zahawi, R. A. (2013). Artificial bat roosts did not accelerate forest regeneration in abandoned pastures in southern Costa Rica. *Biological Conservation*, 167, 9-16.
137. Reis, A. y Kageyama, P. (2003). Restauración de áreas degradadas utilizando interacciones interespecíficas. En: Kageyama, P., Oliveira, E., Morales, L., Engel, V. y Gándara, F. Restauración ecológica de ecosistemas naturales. Botucatu.
138. Reis, A. y Tres, D. (2004). Recuperación de áreas degradadas: La función de la nucleación. Centro de Ciencias Biológicas. Florianópolis, Brasil.
139. RELCOM. Red Latinoamericana para la Conservación de Murciélagos. (s.f.). Estrategia para la conservación de los murciélagos de Latinoamérica y el Caribe.
140. Ripperger, S. P., Kalko, E. K., Rodríguez-Herrera, B., Mayer, F., y Tschapka, M. (2015). Frugivorous bats maintain functional habitat connectivity in agricultural landscapes but rely strongly on natural forest fragments. *PloS one*, 10(4).
141. Riskin, D. K. y Fenton, M.B. (2001) Sticking ability in Spix's disk-winged bat, *Thyroptera tricolor* (Microchiroptera Thyropteridae) *Canadian Journal of Zoology* 79:2261-2267
142. Rivas-Pava, P.; Sánchez-Palomino, P. y Cadena, A. (1996). Estructura trófica de la comunidad de quirópteros en bosques de galería de la serranía de La Macarena (Meta-Colombia). *Contributions in Mammalogy: A memorial volumen Honoring Dr. J. Knox Jones, Jr.* Texas Press Tech, 237-248.
143. Rodríguez, M. (2000). Comunidades de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) en potrero, guamil y bosque maduro, Río Dulce, Izabal. (Tesis de Biología). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias y Humanidades. Universidad del Valle de Guatemala. Guatemala.
144. Rodríguez-Rajo FJ, Méndez J, Jato MV. (2000). Influencia de la temperatura en la floración de *Quercus* en el sur de Galicia (Ourense y Vigo, 1994-1998). *Acta Botánica Malacitana*, 25: 153-163.
145. Rügnitz, M., M. Chacón y R. Porro. (2009). Guía para la determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales. 1ed. Lima, Perú: Centro Mundial Agroflorestal/ Consorcio Iniciativa Amazónica. P. 79.

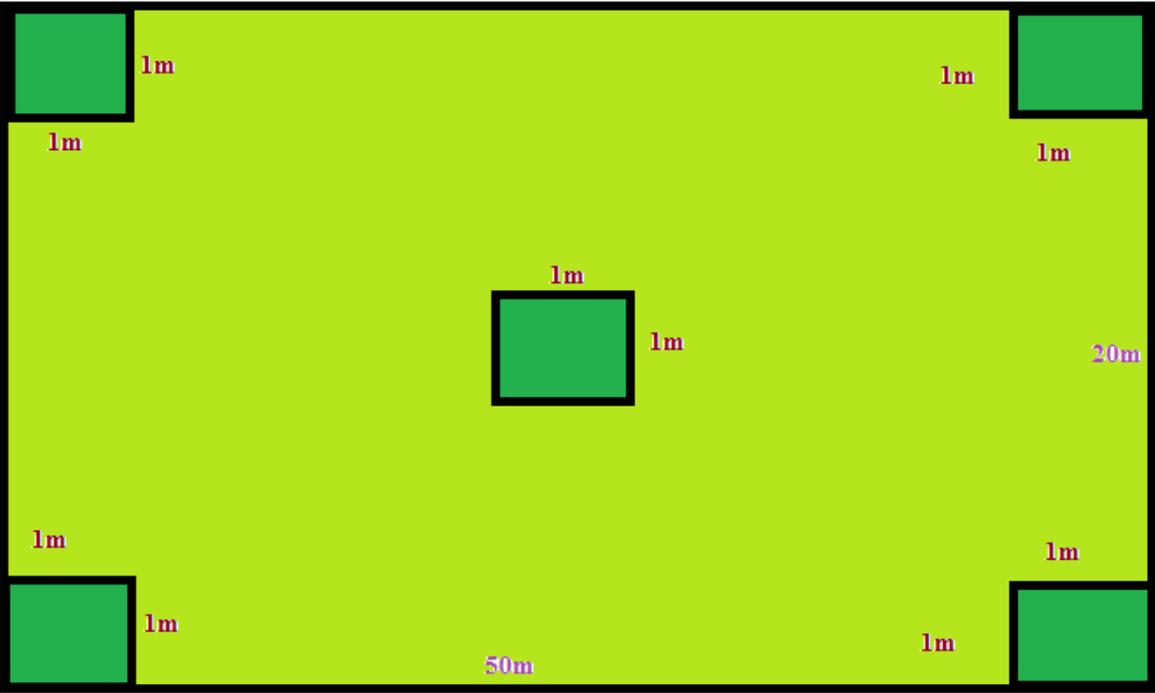
146. Salamanca, B., y Camargo, G. (2000). Protocolo Distrital de restauración ecológica: guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa Fe de Bogotá. DAMA. Bogotá (Colombia). Alcaldía Mayor. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente.
147. Saldarriaga, J. G., D. C. West, M. L. Tharp, and C. Uhl. (1988). Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*.76:938–958.
148. Sánchez M. S., N. P. Giannini, & R. M. Barquez. 2012. Bat frugivory in two subtropical rain forests of Northern Argentina: testing hypotheses of fruit selection in the Neotropics. *Mammalian Biology*, 77 (2012) 22-31.
149. Schlesinger, W. H. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature* 348:232 234.
150. Schulze, M., Seavy, N. y Whitacre, D. (2000). A comparison of phyllostomid bats assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of slash and burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica*. 32(1): 174-184.
151. Schumacher, B. (2002). Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. Ecological Risk Assessment Support Center. US. Environmental Protection Agency.
152. Shaw MW. (1968). Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales: I. A preliminary study of acorn production, viability and losses. *Journal of Ecology*, 56: 565-538.
153. SER. Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org.
154. Silver, W., Ostertag, R. y Lugo, A.E. (2000). The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. *Restoration Ecology*. (8) 4: 397-408.
155. Simmons, N.B. Voss, R.S. y Mori, S.A. (2002). Bats as dispersers of plants in the lowland forests of Central French Guiana. http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/batdispersal/batdispersal_frameset.htm
156. Soriano, PJ. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforests and andean cloud forest. *Ecotrópicos* 13:1-20.
157. Soriano PJ, Ruíz A y Arends A. 2002. Physiological responses to ambient temperature manipulation by three species of bats from Andean cloud forests. *Journal of Mammalogy* 83:445-457.
158. Suárez-Payares, L.M. y Lizcano, D. J. Uso de refugios por tres especies de murciélagos filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) en el Área Natural Única Los Estoraques Norte de Santander, Colombia. (2011). *Mastozoología Neotropical*, 18: 259-270.
159. Swift R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166: 858-871.
160. Tan, Z., Lal., R. (2005). Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111, 140-152.
161. Temperton, R. J. Hobbs, T. Nuttle, y S. Halle. *Assembly Rules and Restoration Ecology-Bridging the Gap between Theory and Practice*. Island Press, Washington, D.C
162. Tiessen, H., E. Cuevas, P. Chacon. (1994). The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371:783 785.

163. Tovar-Sánchez E, Cano-Santana Z, Oyama K. (2004). Canopy arthropod communities on Mexican oaks at sites with different disturbance regimes. *Biological Conservation*, 115: 79-87.
164. Trevelin, L. C., Silveira, M., Port-Carvalho, M., Homem, D. H., & Cruz-Neto, A. P. (2013). Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 291, 136-143.
165. Tuttle, M., Kiser, M. y Kiser, S. 2004. The bat house builder's handbook. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
166. Uhl, C., R. Buschbacher, y Serrao, E.A.S. (1988). Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76:663–681.
167. UICN. (2010). Bosques y cambio climático. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Recuperado de: http://www.iucn.org/es/sobre/union/secretaria/oficinas/sudamerica/sur_trabajo/sur_bosquesam/sur_bosques_cambio_climatico/
168. Unwin, G. y Kriedemann P. (2000). Principles and processes of carbon sequestration by trees. Research and development division, State forest of New South Wales. Sydney, Australia.
169. Vargas, O. (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2): 221-246.
170. Valle, L. (1997). Distribución altitudinal de la comunidad de Quirópteros en San Lorenzo, Zacapa, Reserva de la Biosfera Sierra de la Minas, Guatemala. (Tesis de Biología). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias y Humanidades. Universidad del Valle de Guatemala. Guatemala.
171. Vega-Peña, E.V. (2005). Algunos conceptos de ecología y sus vínculos con la restauración. Pp. 147-154. En: Sánchez, O, Peters, E. Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara, D. (Eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*, Instituto Nacional de Ecología, México D.F.
172. Vonhof, M. J., & Fenton, M. B. (2004). Roost availability and population size of *Thyroptera tricolor*, a leaf-roosting bat, in north-eastern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 20(03), 291-305.
173. Wackley, H., y Black, I. A. (1934). An examination of the method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid method. *Soil Science*, 37, 29-38.
174. Wendt, T. (1987). Las selvas de Uxpanapa, Veracruz-Oaxaca, México: Evidencia de Refugios Florísticos Cenozoicos. *Anales Instituto de Biología. UNAM*. 58. Ser. Bot (Núm. Único). 29-54.
175. Whitmore, T. (1997). Tropical forest disturbance, disappearance and species lost. The University of Chicago Press. USA. 3 – 12 pp.
176. Wijdeven, S. M., y Kuzee, M. E. (2000). Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration ecology*, 8(4), 414-424.
177. Williams-Linera, G. 1983. Biomass and nutrient content in two successional stages of tropical wet forest in Uxpanapa, México. *Biotropica* 15:275–284.
178. Williams NM, y Winfree R. (2013). Local habitat characteristics but not landscape urbanization drives pollinator visitation and native plant pollination in forest remnants. *Biological Conservation*, 160: 10-18.

179. Willson, M.F., y Traveset, A. (1992). The ecology of seed dispersal. En: Fenner, M. (Ed.). *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Pp: 85-110. Wallingford, 2da. Ed. CAB International, Wallingford, Reino Uni
180. Willson, M. y Traveset, A. (2000). The ecology of seed dispersals. En: M. Fener (Ed.). *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CAB International.
181. Wright, S. (2005). Tropical forest in changing environment. *Trends in Ecology an Evolution*. (20): 553-560.
182. Wright, S. y Duber, H. (2001). Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica*. 33(4). 583-595 pp.
183. Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica* 38, 287-301.
184. Yarranton, G. y Morrison, R. (1974). Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*. 62 (2): 417 – 428 pp.
185. Young, T.P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92(1), 73-83.

IV. 4 ANEXOS

❖ Anexo 1. Parcela de Whittaker modificada para la medición de fijación de carbono en estadios de la regeneración de la vegetación en Eco-Región Lachuá



Tomada de: Méndez, *et al.*, 2007

Anexo 2. Fotografías del proyecto FODECYT 13-2013



Refugio artificial para murciélagos
Fuente: FODECYT 13-2013



Trampa para colectar semillas
Fuente: FODECYT 13-2013



Conjunto de trampas en una localidad sin
refugios
Fuente: FODECYT 13-2013



Excreta de murciélagos con semillas en
una de las trampas para semillas
Fuente: FODECYT 13-2013



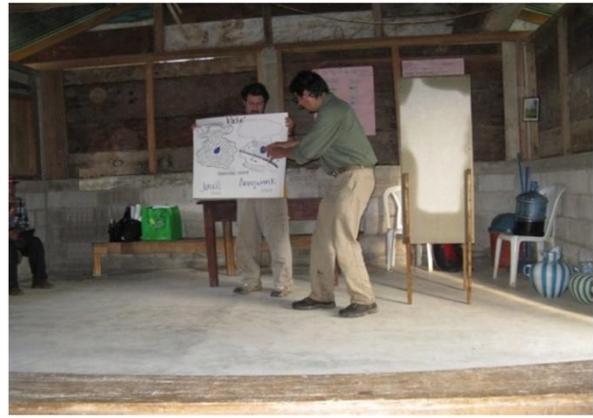
Trampa para semillas en una
localidad con refugios artificiales.
Fuente: FODECYT 13-2013



Revisando las trampas para semillas, con
ayuda de una lupa
Fuente: FODECYT 13-2013



Taller sensibilización
en la comunidad San Marcos
Fuente: FODECYT 13-2013



Taller sensibilización en la
comunidad San Benito I
Fuente: FODECYT 13-2013



Manta vinilica colocada en un sito con trampas de
semillas.
Fuente: FODECYT 13-2013



Taller de sensibilización sobre importancia
murciélagos dirigido a los niños de cuarto
primaria de la Escuela Santa Lucía Lachuá
Fuente: FODECYT 13-2013



Taller de sensibilización sobre importancia
murciélagos dirigido a los niños de tercero
primaria de la Escuela Santa Lucía Lachuá
Fuente: FODECYT 13-2013



Taller de capacitación para guarda-recursos y
personal del PNLL
Fuente: FODECYT 13-2013



Obteniendo muestras de suelo para medición de carbono
Fuente: FODECYT 13-2013



Tomando muestras de vegetación para medición de carbono
Fuente: FODECYT 13-2013



Midiendo la parcela de Whittaker
Fuente: FODECYT 13-2013



Obteniendo muestras de vegetación para medición de carbono
Fuente: FODECYT 13-2013



Pesando vegetación para medición de carbono
Fuente: FODECYT 13-2013



Registrando información de la calicata para la medición de carbono
Fuente: FODECYT 13-2013

Anexo 3. Fotografías de semillas colectadas en las trampas



Solanum sp. 1
Fuente: FODECYT 13-2013



Piper sp. 3
Fuente: FODECYT 13-2013



Morfoespecie 2
Fuente: FODECYT 13-2013



Cecropia peltata
Fuente: FODECYT 13-2013



Solanum sp. 2
Fuente: FODECYT 13-2013



Piper auritum
Fuente: FODECYT 13-2013

Anexo 4. Folleto de divulgación del proyecto:

Carátula del folleto de divulgación del proyecto.



PARTE V

V.I INFORME FINANCIERO

FICHA DE EJECUCIÓN PRESUPUESTARIA							
LINEA:							
FODECYT							
Nombre del Proyecto:		"Efecto de la manipulación de los patrones de dispersión de semillas como mecanismo para potenciar el rol de los murciélagos frugívoros en la regeneración del bosque: implicaciones en la restauración ambiental y captación de carbono atmosférico"					
Numero del Proyecto:		013-2013					
Investigador Principal y/o Responsable del Proyecto:		DR. JORGE EDWIN LÓPEZ GUTIÉRREZ					
Monto Autorizado:		Q244,968.00		Orden de Inicio (y/o Fecha primer p		01/10/2013	
Plazo en meses		12 meses		1a. 01/10/2014 al 28/02/2015			
Fecha de Inicio y Finalización:		01/10/2013 al 30/09/2014		2a. 01/03/2015-30/04/2015			
Grupo	Renglon	Nombre del Gasto	Asignación Presupuestaria	TRANSFERENCIA		Ejecutado	Pendiente de Ejecutar
				Menos (-)	Mas (+)		
0		Servicios Personales					
	35	Retribuciones a destajo	Q 36,000.00		Q 11,000.00	Q 11,040.00	Q 35,960.00
1		SERVICIOS NO PERSONALES					
	121	Divulgación e información	Q 5,000.00		Q 6,000.00	Q 196.00	Q 10,804.00
	122	Impresión, encuadernación y reproducción	Q 1,000.00				Q 1,000.00
	133	Viáticos en el interior	Q 40,000.00			Q 23,780.00	Q 16,220.00
	181	Estudios, investigaciones y proyectos de factibilidad	Q 104,500.00	Q 11,000.00		Q 93,500.00	Q -
	181	Estudios, investigaciones y proyectos de factibilidad (Evaluación externa de Impacto)**	Q 8,000.00				Q 8,000.00
	185	Servicios de capacitación	Q 8,000.00	Q 6,000.00			Q 2,000.00
2		MATERIALES Y SUMINISTROS					
	214	Productos agroforestales, madera, corcho y sus manufacturas	Q 3,500.00			Q 3,450.24	Q 49.76
	231	Hilados y telas	Q 2,000.00			Q 101.94	Q 1,898.06
	232	Acabados textiles	Q 4,800.00			Q 1,998.00	Q 2,802.00
	242	Papeles comerciales, cartones y otros	Q 240.00	Q 240.00			Q -
	243	Productos de papel o cartón			Q 240.00		Q 240.00
	262	Combustibles y lubricantes	Q 10,000.00	Q 6,000.00		Q 3,817.00	Q 183.00
	268	Productos plásticos, nylon, vinil y pvc	Q 3,000.00		Q 6,000.00	Q 51.70	Q 8,948.30
	272	Productos de vidrio			Q 400.00		Q 400.00
	275	Productos de Cemento			Q 2,530.00	Q 2,529.90	Q 0.10
	282	Productos metalúrgicos no férricos	Q 1,500.00	Q 1,500.00			Q -
	286	Herramientas menores	Q 300.00			Q 28.00	Q 272.00
	291	Útiles de oficina	Q 300.00			Q 57.50	Q 242.50
	295	Útiles menores, médico-quirúrgicos y de laboratorio	Q 4,800.00	Q 1,000.00		Q 632.35	Q 3,167.65
	297	Útiles, accesorios y materiales eléctricos	Q 10,000.00	Q 10,000.00			Q -
3		PROPIEDAD, PLANTA, EQUIPO E INTANGIBLES					
	323	Equipo médico-sanitario y de laboratorio	Q 2,028.00	Q 1,030.00	Q 10,000.00	Q 10,997.00	Q 1.00
	329	Otras maquinarias y equipos			Q 600.00		Q 600.00
		GASTOS DE ADMÓN. (10%)					
			Q 244,968.00	Q 36,770.00	Q 36,770.00	Q 152,179.63	Q 92,788.37
		MONTO AUTORIZADO	Q 244,968.00			Disponibilidad	Q 93,668.37
	(-)	EJECUTADO	Q 151,299.63				
		SUBTOTAL	Q 93,668.37				
	(-)	ANTICIPO PARA GASTOS MENORES					
		TOTAL POR EJECUTAR	Q 93,668.37				