



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL  
ESTADO DE MORELOS**



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN  
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**INFLUENCIA DE UN MANEJO FORESTAL EN LA DIVERSIDAD DE  
ESCARABAJOS SAPROXÍLICOS**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRO EN BIOLOGÍA INTEGRATIVA DE  
LA BIODIVERSIDAD Y LA CONSERVACIÓN**

**PRESENTA: BIOL. GABRIEL CORDERO MARTÍNEZ**

**DIRECTOR: DR. VÍCTOR HUGO TOLEDO HERNÁNDEZ**

**CODIRECTOR: DRA. SANDRA GARCÍA DE JESÚS**

**CUERNAVACA, MORELOS**

**AGOSTO, 2018**

## *AGRADECIMIENTOS*

*Le agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para el desarrollo de mis estudios de maestría.*

*Al Dr. Víctor Hugo Toledo Hernández y la Dra. Sandra García de Jesús por su apoyo y guía durante el desarrollo de toda la maestría, siempre impulsándome a mejorar y crecer en mi desarrollo profesional, así como su apoyo en la identificación de los ejemplares de cuyo grupo son especialistas.*

*A la Dra. Angélica María Corona López y al Dr. Vidal Guerra de la Cruz, quienes como parte de mi comité tutorial. Siempre me apoyaron e impulsaron a mejorar.*

*Al Dr. Agustín Aragón García por formar parte de mi comité revisor y al Dr. Alejandro Flores palacios quien más allá de formar parte de mi comité revisor, me apoyo para la realización de parte de los análisis estadísticos.*

*A la Colección de Insectos de la universidad de Morelos por el espacio y el material brindado, el cual fue una pieza clave en mi investigación y a Leonardo Delgado por su apoyo en la identificación de los ejemplares pertenecientes a la familia Melolonthidae.*

*A Rafael Cerón Gómez y Andrés Ramírez Ponce, por su apoyo, disponibilidad y amistad brindada durante mis estudios de maestría.*

*Al Ing. Eliverio y al señor Gonzalo por haberme brindado todas las facilidades para poder desarrollar mi trabajo de campo. De manera especial al señor Gonzalo y su familia por brindarme un espacio en su mesa.*

*A mi familia, de manera especial a mi Madre, Roció Alejandra y mis Abuelitos, Guillermo y Francisca, de quienes siempre conté con el apoyo y motivación para seguir adelante, y para quienes sé que este logro los llena de orgullo.*

*A mis compañeros de la generación 2016-2018 de la Maestría, quienes en estos dos años más que ser compañeros y amigos se volvieron una familia para mí. Sin su apoyo y compañía este proceso hubiera sido muy complicado. De manera especial quiero agradecer a Ceci e Ilse, por todos los buenos momentos y el apoyo dentro y fuera de la academia, y también por haberme acompañado en uno de mis muestreos, haciendo que esa fuera la mejor salida a campo de todo el proyecto.*

*De manera especial quiero agradecer a Susana Sánchez García, quien con toda su paciencia, apoyo y palabras de aliento me impulso a seguir siempre adelante en los momentos más difíciles, no solo académicamente, sino en lo personal. Le agradezco su compañía y amistad.*

*Por último quiero agradecer a todos aquellos que aunque pudiera no haber mencionado, fueron parte fundamental del desarrollo de mi trabajo de investigación.*



## *DEDICATORIA*

*Quiero dedicar esta tesis a mi abuelito Guillermo Martínez Bernal (MEMO), quien siempre ha sido un gran pilar de mi persona. No solo siendo un abuelo, sino también un amigo, un padre y un gran consejero. Impulsándome siempre a seguir adelante y perseguir mis sueños sin importar lo difícil que pueda parecer. Por ello aun siendo algo mínimo, te dedico un pequeño pensamiento de mi autoría.*

### *El bosque de la vida*

*Es cuando los árboles caen que nos damos cuenta cuan importantes son, todo lo que cambia cuando dejan un vacío que había estado lleno por su protección. Pero él siempre estará ahí, presente en cada una de las semillas que dejó a su paso, la protección que dio bajo su sombra y las raíces que formo para fortalecer a cada uno de los elementos que lo rodean.*

*No dejemos morir el bosque solo porque cayó el árbol más importante. Que siga floreciendo y creciendo el bosque, ya que en cada parte que lo forma es que ese árbol sigue viviendo.*

*Gracias por todo MEMO*



## ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS .....	I
ÍNDICE DE TABLAS .....	II
RESUMEN .....	III
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES .....	4
2.1. Invertebrados.....	4
2.1.1. Uso de invertebrados como bioindicadores.....	4
2.1.2. Conservación de invertebrados .....	6
2.2. Insectos .....	9
2.2.1. Insectos saproxílicos .....	9
2.2.2. Impacto del manejo forestal en los insectos saproxílicos .....	10
2.3. Coleópteros .....	11
2.3.1. Coleópteros saproxílicos .....	11
2.3.2. Impacto del manejo forestal en los coleópteros saproxílicos.....	14
3. PREGUNTA DE INVESTIGACION.....	17
4. HIPÓTESIS .....	17
5. JUSTIFICACIÓN .....	18
6. OBJETIVOS .....	19
6.1. Objetivo general .....	19
6.2. Objetivos particulares .....	19

7.	METODOLOGÍA.....	20
7.1.	Zona de estudio.....	20
7.2.	Diseño de muestreo .....	21
7.3.	Variables a caracterizar .....	24
7.4.	Análisis de datos .....	27
8.	RESULTADOS .....	30
8.1.	Abundancia a nivel de familia .....	30
8.2.	Complejidad del inventario .....	31
8.3.	Diversidad de especies .....	32
8.3.1.	Diversidad de especies por gremio trófico.....	33
8.4.	Diversidad Taxonómica .....	34
8.5.	Diversidad Beta .....	36
8.5.1.	Diversidad de especies .....	36
8.5.2.	Gremios tróficos .....	37
8.5.3.	Diversidad taxonómica .....	38
8.6.	Relación con las variables.....	39
8.6.1.	Análisis de regresión múltiple.....	39
8.6.1.1.	Gremios tróficos.....	39
8.6.1.2.	Diversidad taxonómica ( $\Delta+$ ).....	41
8.6.2.	Análisis de correlación de Mantel.....	42
8.6.2.1.	Disimilitud de especies ( $1-\beta J$ ).....	42

8.6.2.2. Disimilitud taxonómica (1- $\Delta$ T).....	43
9. DISCUSIÓN.....	45
10. CONCLUSIONES.....	49
11. PERSPECTIVAS.....	50
12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del municipio de Tlaxco en el estado de Tlaxcala, México. ...	20
Figura 2. Ubicación de los ejidos en el municipio de Tlaxco, Tlaxcala. ....	21
Figura 3. Ubicación de las áreas de muestreo. ....	22
Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo. ....	23
Figura 5. Trampas de intercepción de vuelo de panel cruzado instaladas. ....	24
Figura 6. Diseño de caracterización de variables mediante método de intercepción de líneas. ....	25
Figura 7. Franjas para caracterización de diámetro a la altura del pecho (DAP). .	27
Figura 8. Gráfica de abundancia a nivel de familia. ....	30
Figura 9. Gráficas de abundancia a nivel de familia en cada área de muestreo ...	31
Figura 10. Gráfica de cobertura de la muestra por área de muestreo. ....	32
Figura 11. Gráficas de diversidad por área de estudio q0, q1 y q2. ....	33
Figura 12. Gráficas de diversidad q0, q1 y q2 por gremio trófico. ....	34
Figura 13. Gráficas de diversidad taxonómica de cada una de las áreas de muestreo. ....	35
Figura 14. Gráfica de diversidad taxonómica ( $\Delta+$ ) de cada sitio de muestreo. ....	36
Figura 15. Dendograma de disimilitud construido con el índice $1-\beta_J$ . ....	37
Figura 16. Dendograma de disimilitud construido con el índice de $1-\Delta_T$ . ....	39

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Porcentaje (%) de disimilitud ( $1-\beta J$ ) de los gremios en las áreas de muestreo. ....	38
Tabla 2. Variables que presentan relación con la abundancia y riqueza de los gremios tróficos. ....	40
Tabla 3. Variables que presentan relación con la diversidad taxonómica ( $\Delta+$ ). ....	41
Tabla 4. Variables que presentan relación con la disimilitud ( $1-\beta J$ ) de las especies y los gremios tróficos de coleópteros saproxílicos. ....	42
Tabla 5. Variables que presentan relación con la disimilitud taxonómica ( $1-\Delta T$ ) de coleópteros saproxílicos. ....	44
Anexo 1. Listado de material recolectado, gremios tróficos a los cuales pertenece y presencia en las distintas áreas de muestreo .....	62
Anexo 2. Niveles taxonómicos y abundancia en las distintas áreas de muestreo.	67
Anexo 3. Valores de las variables dependientes e independientes. ....	70

## RESUMEN

El presente estudio analiza la influencia del manejo forestal sobre las comunidades de coleópteros saproxílicos en un bosque templado bajo aprovechamiento forestal a través del método denominado MMOBI, el cual se basa en la corta selectiva del arbolado. Se evaluaron tres áreas bajo manejo forestal con distintos años de recuperación y un área control, en la cual no se ha realizado aprovechamiento forestal desde hace más de 30 años. En cada una de las áreas se ubicaron tres sitios de muestreo donde se colocaron dos trampas de panel cruzado a dos alturas (0 m y 1.5 m). El muestreo se llevó a cabo durante ocho meses, de marzo a octubre de 2017. Durante el muestreo se caracterizaron las variables ambientales de porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva, porcentaje de cobertura herbácea, diámetro a la altura del pecho, volumen de hojarasca, volumen de humus, volumen de madera muerta y grado de descomposición de la madera. Del total de la muestra obtenida la familia Melolonthidae fue la más abundante. La completitud total del inventario fue del 86% y en el caso de la completitud por sitio área, el tratamiento de 9 años de recuperación la que mostró el valor más alto. En cuanto a los índices de diversidad, el área con 9 años de recuperación fue la que mostró el mayor valor de diversidad  $q_0$ . Para el caso de la diversidad  $q_1$  el área con 1 año de recuperación presentó el mayor valor. En cuanto a la diversidad  $q_2$  fue el área control la que presentó la mayor diversidad. La diversidad por gremio trófico, mostró que la diversidad  $q_0$  es más alta en los coleópteros saproxilófagos. Sin embargo, para la diversidad  $q_1$  y  $q_2$ , el gremio de los micófagos presenta la mayor diversidad. La disimilitud de Jaccard y la beta taxonómica, mostraron que el área control y la de 1 año de recuperación son las que presenta una menor disimilitud, siendo el área de 3 años de recuperación la que presenta los valores de disimilitud más altos. El análisis de regresión múltiple y la correlación de Mantel mostraron que el porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva, diámetro a la altura del pecho, volumen de humus y grado de descomposición de la madera son las variables que presentan relación con las comunidades de coleópteros saproxílicos.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los organismos saproxílicos se definen como aquellos que al menos en una parte de su ciclo de vida dependen de varios atributos de la madera muerta, o en proceso de descomposición, asociada tanto a árboles moribundos o muertos (en pie o caídos), como a árboles vivos, o de hongos que colonizan dicha madera o bien están asociados a la presencia de otras especies estrictamente saproxílicas (Speight, 1989).

Los organismos saproxílicos pertenecen a diversos grupos taxonómicos (Speight, 1989; Alexander, 2002, 2008; Mason *et al.*, 2003). Dentro de los grupos taxonómicos más destacables, se encuentran los escarabajos (Coleoptera) que son uno de los grupos taxonómicos más importantes debido a su gran número de especies. De las 176 familias de coleópteros (Zhang, 2011), 90 de ellas son saproxílicas (Dajoz, 2000), de las cuales, en los ambientes forestales se registró que entre 22 % y 56 % de las especies de escarabajos pertenecen a este grupo (Delgado y Pedraza-Pérez, 2002; Grove, 2002a). Su importancia se debe a los nichos ecológicos que estos ocupan como madera en diversas ubicaciones y condiciones, huecos, exudados de savia, basidiomas fúngicos, cortezas, etc. (Zach, 2003). Estas características, así como su gran riqueza de especies y su abundancia los convierten en un grupo adecuado para estudiar la diversidad con relación a los cambios en el hábitat, principalmente en áreas forestales, donde tienen potencial como bioindicadores del estado de conservación del bosque, por lo que su conocimiento constituye una herramienta útil para identificar aquellos espacios naturales que deben ser protegidos (Pérez-Moreno y Moreno-Grijalba, 2009).

Las especies bioindicadoras pueden definirse como aquellas que por sus características (sensibilidad a perturbación o contaminantes, distribución, abundancia, dispersión y éxito reproductivo) pueden ser utilizadas como estimadoras de las condiciones ambientales de los sitios de estudio (Fleishman *et al.*, 2001). Estas pueden ser clasificadas como indicadoras de salud ecológica, indicadoras poblacionales e indicadoras de biodiversidad (Caro y O'Doherty, 1999)

Por tal motivo, los escarabajos saproxílicos son clave en los ecosistemas forestales, por su intervención en los procesos de descomposición de la madera,

provocando cambios fisicoquímicos en los microhábitats y contribuyendo en el ciclo de los nutrientes del bosque. Manteniendo el equilibrio entre las especies asociadas a la madera (Pérez-Moreno y Moreno-Grijalba, 2009; Sánchez-Galván *et al.*, 2014; Micó *et al.*, 2015; Heikkala *et al.*, 2016).

Los organismos saproxílicos, por su estrecha relación con la madera son un grupo vulnerable a las prácticas inadecuadas de manejo forestal alterando la disponibilidad de sus hábitats, ocasionando cambios en su estructura y composición debido a que en este tipo de ambientes no sólo se alimentan de madera en descomposición, algunos de ellos también son depredadores que controlan las poblaciones de otras especies lignícolas. Por tal motivo, la fragmentación y pérdida de hábitat han provocado cambios en la estructura de la biodiversidad, siendo afectados sobre todo los organismos asociados a los bosques (Delgado y Pedraza-Pérez, 2002; Grove, 2002a; Quinto *et al.*, 2015).

Con base en lo anterior es que surge el manejo forestal sustentable, el cual se puede definir como las decisiones y actividades encaminadas al aprovechamiento de los recursos forestales de manera ordenada, procurando satisfacer las necesidades de la sociedad actual, sin comprometer la cantidad y calidad de bienes y servicios para las generaciones futuras (Hernández-Díaz y Prieto-Ruíz, 2007; Aguirre-Calderón, 2015). Sin embargo, estas actividades se siguen relacionando con cambios en la biodiversidad, así como cambios en la estructura de las comunidades en los bosques manejados en comparación con los bosques viejos o escasamente explotados (Grove, 2002b; Similä *et al.*, 2003).

Dentro de los métodos de manejo forestal en México podemos encontrar el Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI). Este método de ordenación forestal permite el aprovechamiento de bosques irregulares, puros o mezclados. Se basa en cortas de selección cuya finalidad es obtener una distribución diamétrica con una estructura normal tipo Liocourt (J invertida), la cual permite definir el arbolado a extraer, de manera que se mantenga una estructura previamente definida y manteniendo una masa forestal formada por distintas clases de diámetro, para guiar la estructura de las masas forestales hacia un bosque

irregular ideal (Rodríguez *et al.*, 1960; Torres, 2000; UZACHI, 2003; Gorgoso-Varela *et al.*, 2015).

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la composición y estructura de las comunidades de escarabajos saproxílicos y su relación con la estructura del bosque y las características que presenta la madera como resultado del manejo forestal bajo el MMOBI en la región de Tlaxco, Tlaxcala, México.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1. Invertebrados**

#### **2.1.1. Uso de invertebrados como bioindicadores**

Debido al creciente deterioro del ambiente a nivel mundial, diversos investigadores han empleado o validado el uso de los invertebrados como bioindicadores. La mayoría de los trabajos han sido revisiones sobre los grupos usados como bioindicadores, destacando la importancia y conocimiento de su diversidad y ecología.

Dentro de este contexto cabe destacar el trabajo de Andersen y Majer (2004), quienes llevaron a cabo una revisión sobre el uso de las hormigas como bioindicadores en Australia. Destacando su uso desde mediados de 1970s, basándose en la capacidad de colonización que tienen en áreas rehabilitadas y su rápida capacidad de recuperación, definiéndolo como un grupo adecuado para evaluar el efecto del humano sobre el ambiente.

Por su parte Maleque *et al.* (2009), recopilaron información sobre el uso de distintos grupos de artrópodos como potenciales bioindicadores en los bosques manejados en distintas partes del mundo. Como resultado de su revisión encontró que los grupos de artrópodos más usados son, hormigas (Formicidae) mariposas de hábitos diurnos y nocturnos (Lepidoptera), arañas (Araneae), moscas (Syrphidae) y escarabajos (Carabidae, Cerambycidae y Scarabaeidae). Resulta importante destacar que las prácticas silvícolas pueden favorecer la conservación, debido a que en aquellas zonas donde se llevan a cabo actividades como la poda selectiva y el raleo se observó una mayor riqueza de grupos de artrópodos que son utilizados como bioindicadores.

Pearce y Venier (2006) recopilaron información sobre el uso de coleópteros (Carabidae) y arañas (Araneae), como bioindicadores del manejo sustentable de los bosques, haciendo notar que una de las principales debilidades para el uso de estos grupos es la falta de información, debido a los escasos estudios centrados en

explicar la respuesta de estos organismos a la perturbación natural o antropogénica, asimismo estos estudios se encuentran limitados en términos geográficos y ambientales.

De manera más general, Taylor y Doran (2001), analizaron el uso de los invertebrados terrestres como indicadores de sustentabilidad ecológica en bosques manejados, bajo el método denominado proceso de Montreal. Como conclusión de su revisión se destaca la importancia de tener más conocimiento sobre la diversidad de los invertebrados, ya que el escaso conocimiento dificulta establecer métodos de monitoreo basados en estos grupos.

Entre las investigaciones realizadas en el campo de los invertebrados como bioindicadores podemos encontrar la realizada por Roughley *et al.* (2006), cuyo objetivo principal fue analizar las similitudes y diferencias entre dos grupos elegidos como bioindicadores (arañas y escarabajos terrestres) en un ambiente de praderas canadiense. Como parte de sus resultados encontraron que existe una diferencia en cuanto a la diversidad de especies presentes en el área de pradera con respecto al área boscosa, siendo el área de pradera la que presentó una mayor diversidad. Sin embargo, consideran a las áreas boscosas como un reservorio temporal para la diversidad, motivo por el cual se considera que las áreas boscosas favorecen el mantenimiento de algunos grupos.

En México se han llevado a cabo trabajos encaminados a estudiar a los invertebrados como bioindicadores. Dentro de estos estudios se encuentra el realizado por Balam-Ballote y León-Cortés (2010), quienes evaluaron los cambios en la diversidad de mariposas en un paisaje con manejo forestal en el norte de Chiapas. Durante este trabajo concluyeron que los cambios geográficos o los factores históricos producen diferencias significativas en la diversidad de las mariposas, resultando como un grupo de importancia para evaluar el estado de conservación de las áreas forestales. Gómez-Beda (2013), realizó un estudio sobre la importancia de los coleópteros de la subfamilia Scarabaeinae, en dos municipios (Tuxpan y Tamiahua) de Veracruz, México. Donde encontró cuatro especies indicadoras, esto debido a la afinidad que presentan a los ecosistemas bien

conservados. De manera muy puntual, en el estado de Tlaxcala destaca la investigación realizada por García de Jesús (2017) quien analizó la influencia del manejo forestal sustentable denominado Método Tlaxco sobre adultos y larvas de escarabajos. Como parte de sus resultados, no encontró diferencias significativas en la diversidad de escarabajos adultos entre las áreas con y sin corta. En cuanto a las larvas se observó que la diversidad de larvas es igual o mayor en las zonas sin manejo forestal. Lo anterior indicando que las prácticas de corta de este método no afecta negativamente a la fauna de escarabajos.

En cuanto a los trabajos previamente mencionados es importante remarcar que la falta de conocimiento para el uso de los invertebrados como bioindicadores es una notable limitante para el manejo y la conservación.

### **2.1.2. Conservación de invertebrados**

Los daños a los ecosistemas como resultado del impacto humano, han generado gran pérdida de diversidad, motivo por el cual se ha buscado generar mayor conocimiento sobre el efecto en distintos grupos de organismos. Motivo por el cual, distintos investigadores analizan este impacto sobre los invertebrados, grupo que ha sido escasamente considerado.

Con base en lo anterior, a nivel mundial podemos encontrar trabajos como el de Brennan *et al.* (2006), quienes analizaron si las quemas prescritas en ambientes forestales australianos, tienen un efecto sobre las comunidades de arañas. Como resultado de su investigación mencionan que las quemas prescritas causan un efecto inmediato provocando una disminución en la abundancia y riqueza de las familias de arañas. Asimismo, se destaca su rápida recuperación en un lapso de tres años aproximadamente.

Por su parte Davies *et al.* (2008), realizaron una revisión sobre los trabajos con los invertebrados saproxílicos y si las recomendaciones de manejo propuestas están siendo efectivas para su conservación. Concluyen que no hay datos lo suficientemente sólidos para evaluar de manera contundente la eficacia de las recomendaciones de gestión actual, haciendo necesario una mayor cantidad de

investigaciones con la calidad necesaria para poder abordar estos temas. Escobar (2008), estudió el efecto de la transformación de la vegetación natural en plantaciones forestales, sobre la comunidad de artrópodos del follaje. De manera general observó que los artrópodos del follaje presentaron menores valores de riqueza, abundancia y diversidad. Sin embargo, al analizar las fluctuaciones naturales en los parámetros considerados y las características particulares de los follajes de cada área de muestreo, se reducen las diferencias significativamente al comparar las abundancias totales.

Greenberg y McGrane (1996), realizaron una comparación de la abundancia relativa y la biomasa de artrópodos del suelo bajo distintas prácticas de manejo forestal. No encontraron diferencia entre el número total y la biomasa en las distintas prácticas evaluadas. La abundancia relativa de algunos taxones, si presentaron fluctuación, asimismo se observaron diferencias en los distintos meses de recolecta. Intachat *et al.* (1997), analizaron el efecto de las prácticas de manejo forestal sobre las comunidades de polillas de la subfamilia Geometroidea, encontraron que la mayor diversidad se presentó en un bosque secundario talado selectivamente. De igual forma, mencionaron que los bosques con especies nativas contribuyen a retener algunas especies de polillas asociadas a especies de plantas originarios de la zona. Viljur y Teder (2016), analizaron si las mariposas se benefician de la silvicultura, observaron que la apertura de claros en las áreas forestales favorece la diversidad de mariposas, por tal motivo ellos sugieren que deberían considerarse en los planes de manejo áreas de apertura temporales, esto con la finalidad de mejorar la conservación de este grupo y algunos otros que se puedan beneficiar de estas zonas.

Aunque la mayoría de investigaciones se han realizado con artrópodos, existen algunas donde se emplearon distintos grupos de estudio como la realizada por Kappes (2006), quien analizó la relación entre el manejo forestal y los ensamblajes de babosas (Gastropoda) en bosques caducifolios. Encontrando que las babosas son sensibles a los regímenes de disturbio y al manejo forestal. Destacando que los efectos del disturbio sobre los ensambles dependen de factores

como la duración y el tamaño de los disturbios, así como de la composición inicial de la especie y la supervivencia o habilidad de recolonización.

Retomando las investigaciones realizadas con artrópodos Maleque *et al.* (2009), realizaron una revisión donde destacan la influencia de la fragmentación o el establecimiento de bosques artificiales o monoespecíficos, presentando un efecto negativo sobre la diversidad de artrópodos del bosque, mostrando un mayor efecto sobre las especies especialistas. Pearce y Venier (2006), realizaron una revisión sobre el uso de escarabajos (Carabidae) y arañas (Araneae) como bioindicadores de sustentabilidad de manejo forestal, concluyeron que la falta de conocimiento, principalmente sobre la respuesta de los escarabajos terrestres y las arañas a los cambios en su entorno, ha limitado su uso con fines de conservación.

Resulta importante destacar el trabajo realizado por Speight (1989), el cual es el trabajo pionero con respecto a las investigaciones en materia de invertebrados saproxílicos, durante su investigación recopiló información sobre este grupo, abordando temas relacionados a su importancia, características y conservación. Parte importante de su investigación es la unificación de estrategias encaminadas a la conservación de los invertebrados saproxílicos, donde se destaca el establecimiento de reservas enfocadas a la protección de los organismos.

De manera particular, podemos retomar las investigaciones realizadas en México, como la realizada por Martínez-Falcón *et al.* (2015), quienes estudiaron el efecto del manejo forestal y su influencia sobre la abundancia, riqueza y diversidad de la fauna de invertebrados y la tasa de descomposición de la hojarasca en un bosque templado de pino-encino. Como parte de sus resultados se encontró que el bosque sin manejo presentó una mayor abundancia, riqueza y diversidad. Esta investigación muestra que las prácticas silvícolas pueden afectar los patrones de diversidad de los invertebrados del suelo. Proponen como medida de conservación dejar fragmentos sin manejo en áreas donde se aplican las técnicas silvícolas. Por su parte Moreno *et al.* (2008), analizaron el efecto del manejo forestal sobre la fauna de la hojarasca, comparando un área con manejo forestal y otra área sin manejo forestal. Sus resultados mostraron que la gestión del bosque tiene efectos positivos

sobre la riqueza y diversidad de la fauna de hojarasca, sin embargo, el análisis de los gremios tróficos mostró que la abundancia varió entre las áreas con y sin manejo, donde algunos gremios se vieron impactados de manera negativa.

## **2.2. Insectos**

### **2.2.1. Insectos saproxílicos**

El estudio de los insectos saproxílicos ha sido escasamente representado, sin embargo, la importancia que se le ha dado a este grupo, ha favorecido que se esté generando investigación con relación a este grupo de insectos.

Sobre este tema Langor *et al.* (2008), en una revisión sobre los ensambles de insectos saproxílicos que habitan en la madera muerta de los bosques. Como parte de sus resultados se observó que la composición de la fauna saproxílica está influenciada por factores como, las especies arbóreas, el grado de descomposición y la causa de la muerte del árbol. Por su parte Méndez-Iglesias (2009), realizó una revisión sobre la diversidad, adaptaciones, ocupación de nicho, sucesión y los factores que determinan la riqueza de insectos saproxílicos. Como resultado de su investigación se denota que el uso de la madera ha llevado a adaptaciones morfológicas y fisiológicas para el aprovechamiento de este recurso, del mismo modo mencionan que la madera muerta incluye una gran variedad de nichos potenciales. La riqueza depende de la cantidad de madera muerta, la calidad de la madera, el tamaño del bosque, su fragmentación y uso.

Parte de los estudios han destacado a los coleópteros y los sírfidos como grupos muy diversos de insectos saproxílicos, donde podemos encontrar algunas investigaciones, como la de Ramírez-Hernández *et al.* (2015), que estudiaron la relación de especies de coleópteros y sírfidos saproxílicos en ecosistemas de Dehesa. Reportando 9,603 coleópteros pertenecientes a 157 especies (40 familias) y 477 sírfidos pertenecientes a 18 especies. Entre los organismo recolectados se encontraron diez especies amenazadas. Mientras que Ricarte *et al.* (2009), recolectaron 107 escarabajos (32 familias) y 25 sírfidos. La información obtenida favoreció el entendimiento de las preferencias de hábitat, áreas de oviposición y

asociaciones con árboles. Por su parte Quinto (2013), encontraron que las oquedades son un microhábitat de gran potencial para la biodiversidad de las áreas forestales. Asimismo se observó que la diversidad taxonómica y ecológica de los gremios saproxílicos es mayor en los bosques con mayor heterogeneidad de oquedades, donde hay una mayor variabilidad y cantidad de recursos tróficos y micro sitios disponibles para el desarrollo de distintas especies de cada gremio, esto corresponde en general con los bosques menos manejados.

Las investigaciones realizadas han mostrado la influencia que tiene la cantidad y calidad de madera muerta, especies arbóreas y microhábitats presentes en ambientes forestales, sobre la riqueza, abundancia y diversidad de insectos saproxílicos. Razón por la cual su estudio es de gran importancia para establecer más y mejores estrategias de conservación en torno a este grupo.

### **2.2.2. Impacto del manejo forestal en los insectos saproxílicos**

Los insectos saproxílicos se han relacionado ampliamente con el estado de conservación de los ambientes forestales, por tal motivo, su estudio y conservación se ha vuelto una prioridad para muchos investigadores que buscan ver la influencia de los factores humanos en el ambiente. Sobre esto Grove y Stork (1999), plantean que las agendas deben establecer distintos puntos para la conservación de este grupo y de su entorno. Primero que nada es necesario el establecimiento de técnicas adecuadas para el monitoreo de los organismos, sin perturbar las comunidades. También se destaca el mantenimiento del hábitat que la madera muerta proporciona a los insectos saproxílicos. Además, acentúa el uso de especies carismáticas que se encuentren relacionadas con este grupo favoreciendo su conservación a través de otros grupos que se les ha dado mayor importancia.

Por su parte, Langor *et al.* (2008), analizaron los cambios en los ensamblajes de los insectos saproxílicos, considerando su diversidad, ecología (hábitat y cadena trófica) y conservación. Destacan que aunque los incendios provocados por el humano son de alto impacto en la diversidad, los incendios que se ocasionan de manera natural favorecen los ensamblajes de algunas especies, al

otorgarles alimento y sitios para oviponer; destacan que la distribución de la madera muerta es crítica para la sobrevivencia de algunas especies, por tal motivo debe ser considerado en los planes de manejo forestal. Gittings *et al.* (2006), encontraron que pequeñas áreas abiertas que estén disponibles dentro de las masas forestales favorecen la diversidad de sírfidos. Asimismo, áreas donde se puedan encontrar condiciones de humedad, también tienen un efecto positivo sobre la diversidad. Por tal motivo, ellos plantean el favorecer los espacios abiertos dentro de las zonas de aprovechamiento forestal.

Los estudios realizados destacan la importancia de la heterogeneidad de los ambientes forestales, factores como las zonas abiertas, humedad, cantidad de la madera muerta, estado de descomposición de la madera y las especies vegetales, tienen un efecto directo sobre la diversidad de los insectos saproxílicos. Asimismo, el manejo forestal y las prácticas que se vinculan a este proceso, pueden favorecer a la diversidad, dependiendo de la intensidad y la frecuencia.

## **2.3. Coleópteros**

### **2.3.1. Coleópteros saproxílicos**

Unos de los grupos de insectos saproxílicos más diversos y abundantes son los coleópteros, los cuales representan un elemento importante en los ecosistemas (Dajoz, 1998). Por tal motivo su estudio ha sido crucial para conocer el efecto de las actividades humanas sobre su entorno. Dentro de las investigaciones sobre este grupo De la Rosa-Maldonado (2014), reporto que existe una correlación positiva entre la diversidad de coleópteros saproxílicos y la cantidad de madera muerta. Asimismo, las prácticas de poda favorecen la generación de micro hábitats y el incremento en la diversidad de este grupo.

Por su parte García-López *et al.* (2016), centró su investigación en identificar las principales variables ambientales que influyen en la distribución de los escarabajos saproxílicos, en los bosques mediterráneos de Chile. Asimismo, analizaron la dinámica estacional y el efecto que tiene el disturbio humano sobre la diversidad y composición de las comunidades. Identificaron un total de 3,083

individuos, los cuales se distribuyen en 156 especies y 34 familias. Observaron una relación entre las especies de escarabajos saproxílicos y las especies arbóreas nativas, por tal motivo, se destaca la importancia de mantener a estas especies que tienen un valor significativo para la diversidad y que las zonas que se encuentren perturbadas no pierdan los remanentes de la vegetación nativa.

Janaína-Migliore (2015), encontraron que el dosel fue el estrato más rico, siendo el sotobosque el de menor riqueza. También se observó que la madera que estuvo más expuesta al ambiente presentó mayor rango de colonización y diversidad, a diferencia del material vegetal retirado a corto plazo.

Lachat *et al.* (2012), analizaron la eficacia de los escarabajos saproxílicos como especies indicadoras, considerando el efecto de la madera muerta y la temperatura, sobre las comunidades de este grupo, en bosques de haya europeos. Encontraron 127 especies indicadoras. De manera significativa se encontró un mayor número de especies indicadoras en sitios cálidos y con una mayor cantidad de madera muerta. Destacando la madera muerta como el principal factor que afecta la diversidad.

Lanfranco *et al.* (2002), analizaron la fluctuación estacional de los escarabajos de la corteza de plantaciones de *Pinus radiata* en Chile, encontraron que la mayor abundancia tuvo lugar entre primavera-verano, la cual corresponde con la época donde la mayoría de las empresas forestales realizan el aprovechamiento del arbolado. Lo anterior genera la probabilidad de que los escarabajos colonicen la madera que está siendo extraída.

Lanuza-Garay y Vargas-Cusatti (2011), estudiaron la diversidad y abundancia de los escarabajos saproxílicos en un bosque húmedo tropical de Panamá. Recolectaron 132 ejemplares, pertenecientes a 25 especies y nueve familias. La mayor riqueza y abundancia se encontró en la primera fase de descomposición de la madera, siendo Curculionidae la familia con mayor diversidad.

Micó *et al.* (2013), estudiaron el recambio de especies entre los tipos de bosque maduro. Encontraron que la composición de especies varió entre los sitios

estudiados. Asimismo, se observó que la distancia entre los sitios no influye en el recambio de especies. Un factor que tuvo consecuencias en la diversidad fue la composición de las especies arbóreas, haciendo evidente, que la heterogeneidad del bosque es una fuerza que moldea la diversidad de las áreas. Milberg *et al.* (2014), analizaron el grado de relación entre los escarabajos saproxílicos y tres especies de árboles en remanentes de paisajes al sur este de Suecia. Concluyeron que la fauna saproxílica está dominada por especies no especialistas, pero existe una pequeña proporción de especies específicas a su árbol hospedero.

Müller *et al.* (2013), reportaron información de 454,577 individuos, pertenecientes a 709 especies. La alta cantidad de escarabajos registrados muestra que esta comunidad forestal proporciona mantenimiento para la diversidad en los bosques europeos. Esto debido a la amplitud de nicho que presentan las especies de haya, lo que resulta en una amplia asociación con otras especies arbóreas y una gama de condiciones climáticas en las cuales puede desarrollarse.

Martínez de Murguía *et al.* (2004), registraron un total de 332 individuos, pertenecientes a 43 especies. La actividad estacional fue continua de mayo a diciembre con tres máximos de riqueza y abundancia a lo largo del ciclo estacional; uno en el mes de mayo, otro a mediados de junio, y otro entre julio y agosto.

Una de las pocas investigaciones que emplea técnicas nuevas para el grupo es la de Nigro (2014), quien aplicó una técnica no invasiva de marcaje fotográfico para el monitoreo de un coleóptero saproxílico (*Rosalia alpina*) en Italia. Se observó que esta técnica de monitoreo resulta bastante útil, sin embargo, la falta de información en la zona de estudio dificulta el monitoreo de manera precisa. Este tipo de investigaciones resulta de gran importancia ya que aporta conocimiento para fortalecer los programas de monitoreo de especies, ayudando a establecer mejores estrategias de conservación.

Recalde-Irurzun y San Martín Moreno (2015), analizaron la fauna de escarabajos saproxílicos del Parque Natural del Señorío de Bertiz (España). Encontraron un total de 237 especies pertenecientes a 43 familias. Dentro de las

especies registraron tres en la lista roja, cuatro protegidas por la directiva europea y diversas especies que no se conocían.

Retomando las investigaciones que estudian la ecología de los coleópteros saproxílicos, encontramos la realizada por Wikars *et al.* (2005), realizaron la comparación de tres métodos para estimar la riqueza de escarabajos saproxílicos en tocones de bosques de abeto y pino de Noruega. Se encontró que la riqueza de especies y el tipo de madera muerta mostraron una relación estadísticamente significativa cuando se emplearon trampas de emergencia y el tamizado de corteza para realizar la recolecta, del mismo modo, en estos métodos la fauna observada son parcialmente diferentes.

Las investigaciones mencionadas previamente denotan que los factores más importantes en la estructura de las comunidades de coleópteros saproxílicos es, el volumen de madera muerta, las especies arbóreas, el estado de descomposición de la madera y la temporalidad, destacando que estos factores pueden estar siendo moldeados por la actividad humana, razón por la cual el manejo de los ambientes forestales es de importancia.

El conocimiento sobre este grupo en México es aún incipiente. Hernández-Cárdenas *et al.* (2016), buscaron generar conocimiento sobre la fauna asociada a seis especies de plantas leñosas en un bosque tropical caducifolio al norte del estado de Morelos, México. Se recolectaron 346 individuos pertenecientes a nueve familias. Siendo Cerambycidae la familia más abundante. En cuanto a las familias más ricas fueron Cerambycidae y Buprestidae. Los datos obtenidos muestran que por lo menos 20 especies de coleópteros saproxílicos se encuentran asociados a cinco especies de plantas leñosas.

### **2.3.2. Impacto del manejo forestal en los coleópteros saproxílicos**

Siendo los insectos saproxílicos uno de los grupos más importantes, conocer el efecto que tiene el manejo forestal sobre sus comunidades puede favorecer la conservación de las áreas forestales y a su vez el conocimiento generado ayudará a diseñar estrategias de mantenimiento de la diversidad en este tipo de ambientes.

Por tal motivo, se ha buscado entender el efecto del manejo forestal sobre los coleópteros saproxílicos. Dentro de estos, Cobb *et al.* (2010), evaluaron la respuesta de las comunidades de escarabajos saproxílicos posterior a un incendio, en Canadá. Se observó que la riqueza fue más baja en las áreas donde se realizó aprovechamiento posterior a incendios. Esto nos indica que las talas de salvamento de bosques quemados pueden tener graves consecuencias sobre los escarabajos asociados a la madera muerta, causando decaimiento en las comunidades.

Heikkala *et al.* (2016), observaron que la riqueza de especies de depredadores se incrementó al quemar el bosque. Las especies xilófagas de etapa temprana y tardía aumentaron en el primer año posterior a la quema. Por otra parte, el aumento de la intensidad de tala condujo a una disminución de la riqueza de especies micófagas, xilófagas y depredadoras. Concluyeron que el manejo forestal y la perturbación natural difieren en cuanto al efecto sobre la diversidad, asimismo, la quema y la retención podrían reducir el impacto que tiene el manejo forestal sobre la diversidad.

Grove (2002a), analizó la influencia del manejo forestal sobre la fauna de escarabajos saproxílicos en un bosque tropical lluvioso en Australia. La abundancia, riqueza, composición y estructura de las especies se mantuvieron después de los procesos de aprovechamiento, esto sugiere que los ensamblajes pueden sobrevivir a largo plazo en el bosque tropical manejado. Sin embargo, retener la cantidad de arbolado maduro puede evitar que se repitan las extinciones generalizadas que se llegan a observar en otros ambientes.

Müller *et al.* (2008), analizaron la influencia de la intensidad de manejo forestal durante un lapso de 30 a 70 años. La estructura de la comunidad cambió notablemente a lo largo del tiempo de gestión del bosque. Sus resultados sugieren que la variación natural de nichos de madera muerta debe mantenerse para conservar eficientemente toda la fauna. Además, el aprovechamiento intensivo puede alterar la comunidad de escarabajos especializados.

Las investigaciones en México son escasas. En este caso cabe destacar la realizada por García de Jesús *et al.* (2016a), su objetivo fue comparar la densidad y la biomasa de larvas de escarabajos Dynastinae entre predios con diferentes años acumulados de aprovechamiento forestal sustentable denominado Método Tlaxco. La densidad y la biomasa promedio fueron mayores en el predio con 11 años de manejo forestal y en el predio control.

De acuerdo con los trabajos antes citados, cabe destacar, que el manejo forestal tiene influencia sobre la diversidad, composición y estructura de las comunidades de coleópteros saproxílicos, pudiendo desde mermar hasta favorecer a la fauna presente. Todo eso siendo dependiente de la intensidad, frecuencia y técnicas de aprovechamiento.

### **3. PREGUNTA DE INVESTIGACION**

¿Cuál es la influencia que tiene el manejo forestal y el tiempo de recuperación bajo el MMOBI, sobre la composición (Identidad taxonómica de las especies) y estructura de las comunidades (Abundancia relativa) de escarabajos saproxílicos, medida a través del número de especies (diversidad en números efectivos) y la composición taxonómica (diversidad taxonómica)?

### **4. HIPÓTESIS**

- 1)** Si las prácticas de manejo bajo el MMOBI favorecen la apertura de claros, la reducción de la madera muerta y la materia orgánica, entonces la riqueza de especies y la dominancia de escarabajos saproxílicos será mayor en las áreas con manejo forestal, mientras que la equidad y la diversidad taxonómica serán menores con respecto al área sin manejo.
- 2)** Se espera que la mayor diversidad por gremio trófico sea la representada por los coleópteros fitófagos, debido a su relación con el arbolado vivo.
- 3)** Si las diferencias entre sitios de muestreo están dadas por las prácticas de manejo, se espera que la disimilitud sea mayor entre las áreas con manejo y el área sin manejo y que la disimilitud sea menor entre las áreas con distintos tiempos de aprovechamiento.
- 4)** Si el manejo forestal tiene efecto sobre la composición taxonómica, se espera que las áreas con manejo forestal presenten especies pertenecientes a pocos géneros y pocas familias, por lo cual presentarán una alta disimilitud con respecto al área sin manejo forestal.

## 5. JUSTIFICACIÓN

La pérdida y fragmentación del hábitat se considera como una de las causas principales de la actual crisis de la biodiversidad (Santos y Telleria, 2006), factores como la expansión del área agrícola, pecuaria, el crecimiento poblacional y la alta extracción de recursos han acelerado de manera intensiva la pérdida y fragmentación del hábitat, por lo cual es necesario, considerar a grupos como los escarabajos saproxílicos como indicadores del estado de conservación, particularmente en los bosque que están sujetos a aprovechamientos sistemáticos.

Debido a la gran riqueza de especies, la abundancia y la gran cantidad de nichos ecológicos que ocupan los escarabajos saproxílicos, los convierten en un grupo adecuado para estudiar la diversidad con relación a los cambios en el hábitat, derivados de las prácticas silvícolas, por lo que su conocimiento es importante para definir medidas de mitigación y establecer espacios naturales que deben ser protegidos (Pérez-Moreno y Moreno-Grijalba, 2009).

La importancia de este grupo en los ambientes naturales se ve reflejada en su amplio uso en países europeos como indicadores del estado de conservación y salud de los ambientes forestales. Sin embargo, en México los trabajos son aún muy escasos y no se han relacionado a este grupo como modelo para evaluar los distintos tipos de manejo forestal en el país.

## **6. OBJETIVOS**

### **6.1. Objetivo general**

Evaluar el efecto del manejo forestal MMOBI y el tiempo de recuperación después del aprovechamiento forestal, en la composición y estructura de las comunidades de escarabajos saproxílicos, a través del número de especies (diversidad en números efectivos) y la composición taxonómica (diversidad taxonómica) de las comunidades de escarabajos saproxílicos.

### **6.2. Objetivos particulares**

- 1) Estimar la diversidad de especies y diversidad taxonómica de escarabajos saproxílicos presentes en una zona de bosque templado.
- 2) Evaluar la diversidad en números efectivos ( $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ ) de los gremios tróficos de escarabajos saproxílicos en una zona de bosque templado.
- 3) Comparar la diversidad en números efectivos ( $q_0$ ,  $q_1$ ,  $q_2$  y diversidad taxonómica) de escarabajos saproxílicos entre áreas bajo el método forestal MMOBI y un área sin manejo forestal.
- 4) Determinar si existe una relación entre el porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva, porcentaje cobertura herbácea, diámetro a la altura del pecho, volumen de hojarasca, volumen de humus, volumen de madera muerta, grado de descomposición de la madera, altitud, altura de colocación de la trampa y años de recuperación forestal, con la abundancia, diversidad en números efectivos  $q_0$ ,  $q_1$ ,  $q_2$  de cada sitio de muestreo, la riqueza y abundancia de los gremios tróficos y la diversidad taxonómica de los escarabajos saproxílicos.

## 7. METODOLOGÍA

### 7.1. Zona de estudio

La zona de estudio se localiza en la región norte del estado de Tlaxcala, en el municipio de Tlaxco (Figura 1). Se compone de dos ejidos, el primero de ellos corresponde al Ejido el Rosario (ER) cuyos bosques se aprovechan bajo el método de manejo forestal denominado MMOBI. El segundo es el Ejido Mariano Matamoros (EMM) cuya superficie forestal no está sujeta a prácticas de aprovechamiento forestal desde hace más de 30 años (Figura 2).

La temperatura media anual en el área es de 15.2 °C y una precipitación promedio anual de 599.4 mm, con un régimen de lluvias de junio a septiembre, la época más calurosa de abril a mayo y un régimen de heladas de octubre a marzo (INEGI, 2015). La vegetación dominante de la zona es bosque de pino-encino (Rzedowski, 2006).

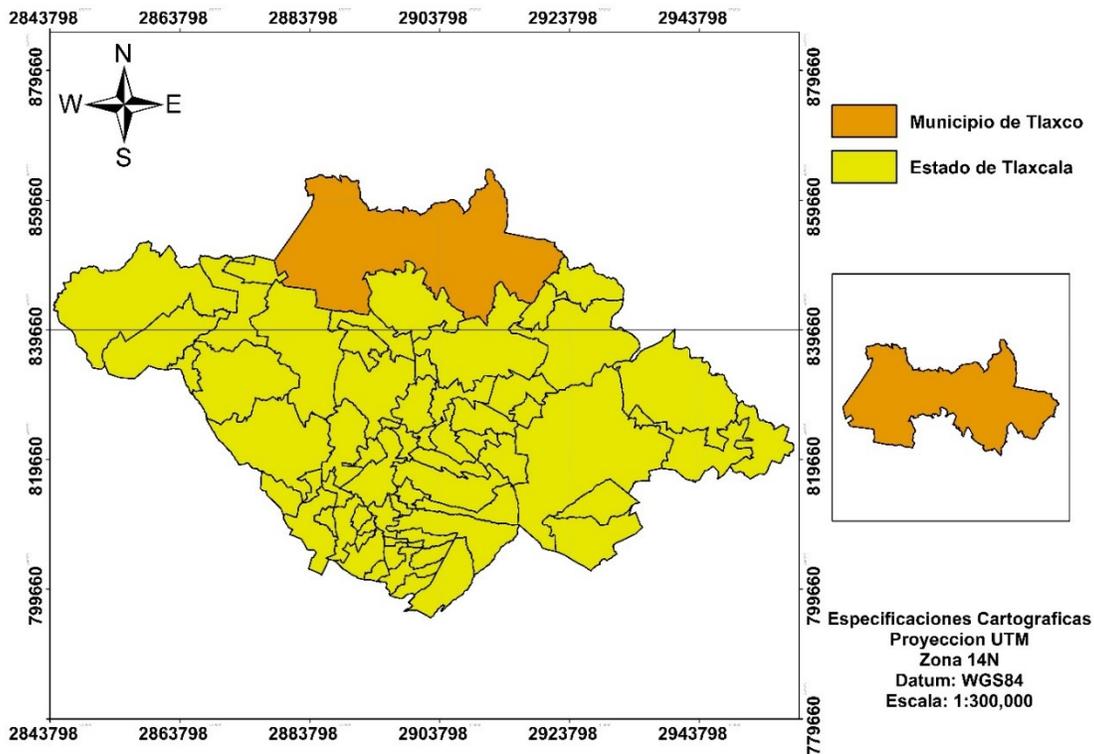


Figura 1. Ubicación del municipio de Tlaxco en el estado de Tlaxcala, México.

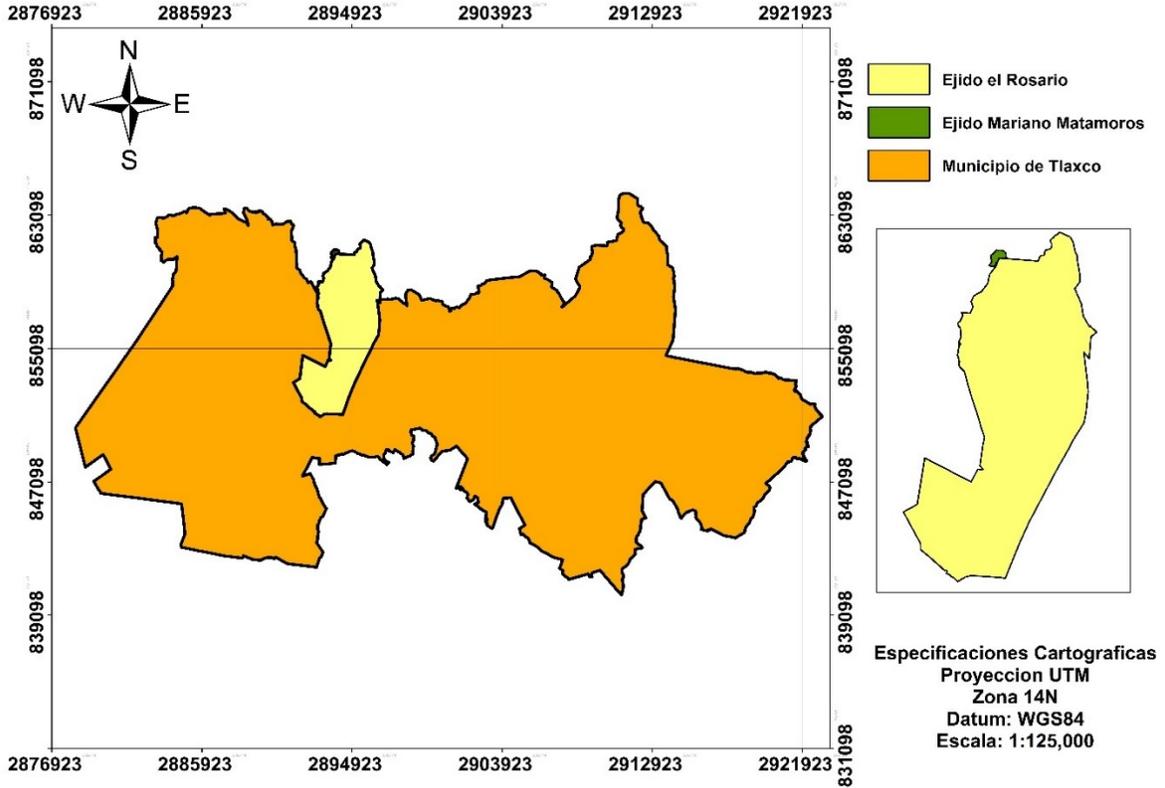


Figura 2. Ubicación de los ejidos en el municipio de Tlaxco, Tlaxcala.

## 7.2. Diseño de muestreo

La primera etapa de campo fue la delimitación de las áreas, reconocimiento y ubicación de los sitios de muestreo, primero a través de localización en Google Earth y posteriormente su ubicación en campo para posibles modificaciones. La ubicación de los sitios de muestreo en el Ejido el Rosario se llevó a cabo tomando en consideración las distintas fechas de aprovechamiento forestal, con la finalidad de representar los procesos a los cuales se ve expuesto el bosque durante el manejo forestal, para lo cual se eligieron tres áreas con distinto tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento, la primer área siendo de 1 año, la segunda de 3 años y la tercer área de 9 años. En el caso del Ejido Mariano Matamoros, debido a que el rodal seleccionado no se encuentra bajo

aprovechamiento desde hace más de 30 años, se consideró como el bosque control, por presentar condiciones más prístinas (Figura 3).

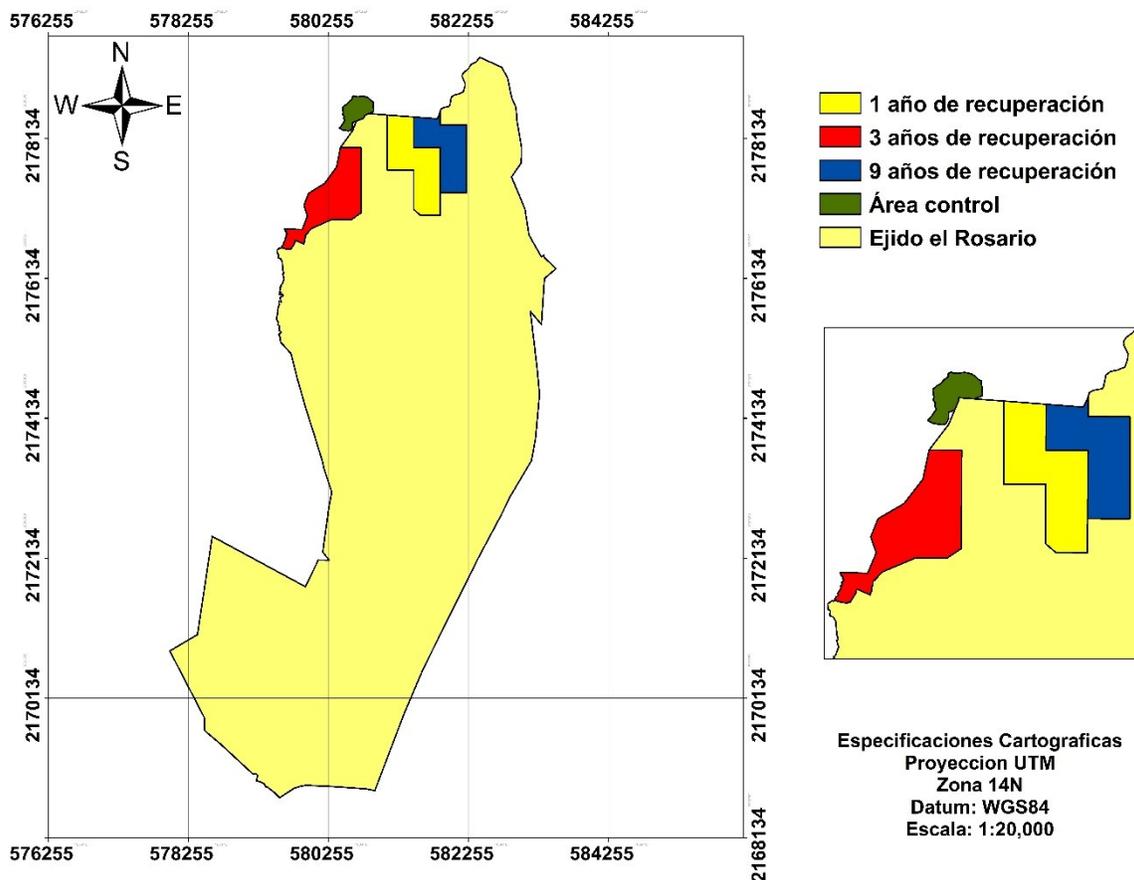


Figura 3. Ubicación de las áreas de muestreo.

En cada una de las áreas previamente delimitadas se ubicaron tres sitios de muestreo, estos se definieron considerando la variación altitudinal presente en la zona de muestreo (2932, 2962 y 2995 m s.n.m.) y que cada sitio se encontrará a una distancia mínima de 200 metros con respecto a los demás (Figura 4).

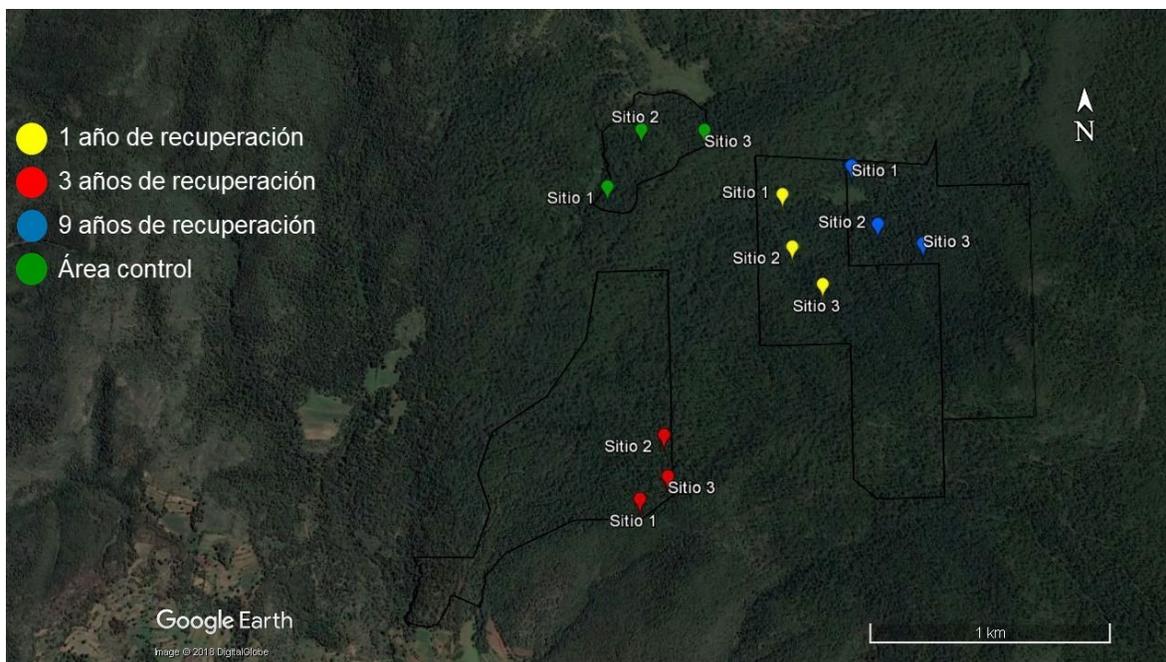


Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo.

La segunda etapa fue la correspondiente a los muestreos para la captura de escarabajos. La recolecta del material se realizó mensualmente, de marzo a octubre de 2017, empleando para su captura trampas de choque de panel cruzado (Figura 5). En cada sitio se colocaron dos trampas, la primera de ellas se ubicó a nivel de suelo y la segunda se colocó a una altura de 1.5 m. Como preservador del material recolectado en las trampas se empleó una mezcla de agua con sal y jabón, hasta alcanzar punto de saturación. Las trampas se mantuvieron activas desde inicios del mes de marzo hasta finales del mes de octubre, durante el lapso que las trampas se encontraron colocadas se realizaron revisiones cada quince días, el material recolectado fue procesado en campo colocándolo en una solución de alcohol al 70 % para preservar el material en las mejores condiciones.

Las muestras fueron trasladadas a la Colección de Insectos de la Universidad de Morelos (CIUM), la cual se encuentra resguardada en el Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM), donde el material fue preparado para su integración en la colección. La identificación fue realizada mediante el uso de claves especializadas (Arnett *et al.* 2002; Navarrete-Heredia *et al.* 2002; Triplehorn y

Johnson, 2005; Aguirre-Tapiero, 2009; Benítez-García *et al.* 2017) y en el caso de las familias Cerambycidae y Melolonthidae se contó con el apoyo de especialistas en el grupo. La separación a nivel de gremio trófico se llevó a cabo mediante la información proporcionada en cada una de las claves taxonómicas empleadas para la identificación de los ejemplares.

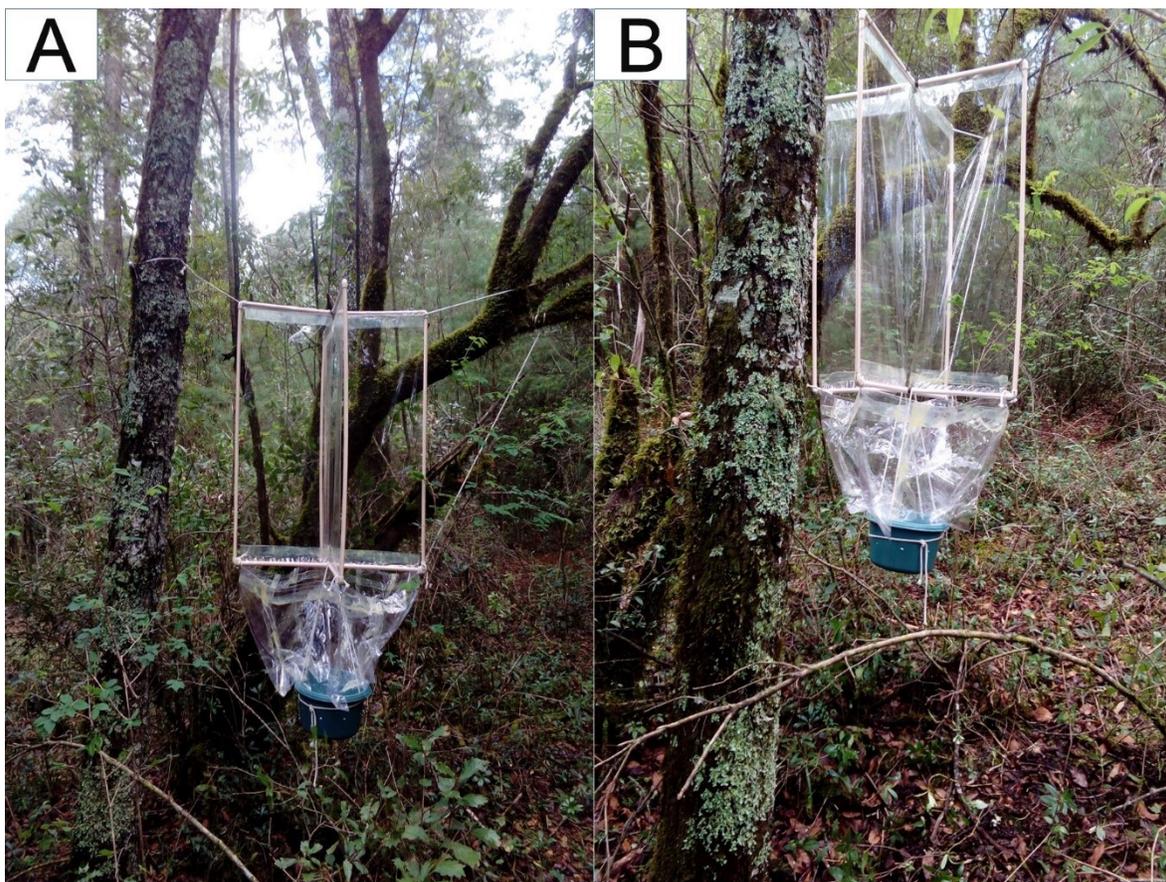


Figura 5. Trampas de intercepción de vuelo de panel cruzado instaladas. A) Trampa de intercepción de vuelo a nivel de suelo. B) Trampa de intercepción de vuelo elevada.

### 7.3. Variables a caracterizar

En cada sitio de muestreo se realizó la medición de las siguientes variables: porcentaje de cobertura arbórea (%), porcentaje de cobertura arbustiva (%), porcentaje de cobertura herbácea (%), diámetro a la altura del pecho (DAP) (cm), volumen de hojarasca ( $m^3$ ), volumen de humus ( $m^3$ ), volumen de madera muerta ( $m^3$ ), altitud (m s.n.m) y grado de descomposición de la madera. La caracterización

de las variables se realizó tres veces durante la duración del muestreo. La primera tuvo lugar a inicios del mes de marzo, la segunda se realizó a inicios del mes de julio y la tercera se llevó a cabo al final de los muestreos en los últimos días del mes de octubre.

Para la caracterización del porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva, porcentaje de cobertura herbácea, volumen de hojarasca, volumen de humus, volumen de madera muerta y grado de descomposición de la madera, se trazaron cuatro transectos con una longitud de 20 m cada uno con dirección hacia los puntos cardinales, tomando como centro la ubicación de la trampa (Figura 6). La toma de datos de las variables en 20 metros de radio alrededor de la trampa, permite la caracterización de parcelas con aproximadamente 0.1 ha, las cuales son suficientemente grandes para evitar estimaciones poco realistas del área y al mismo tiempo son lo suficientemente pequeñas como para poder evaluar variaciones a pequeña escala (Okland *et al.*, 1996; Müller *et al.*, 2008; Müller y Goßner, 2010). La toma de datos de las variables fue realizada cada 10 m en cada uno de los transectos.

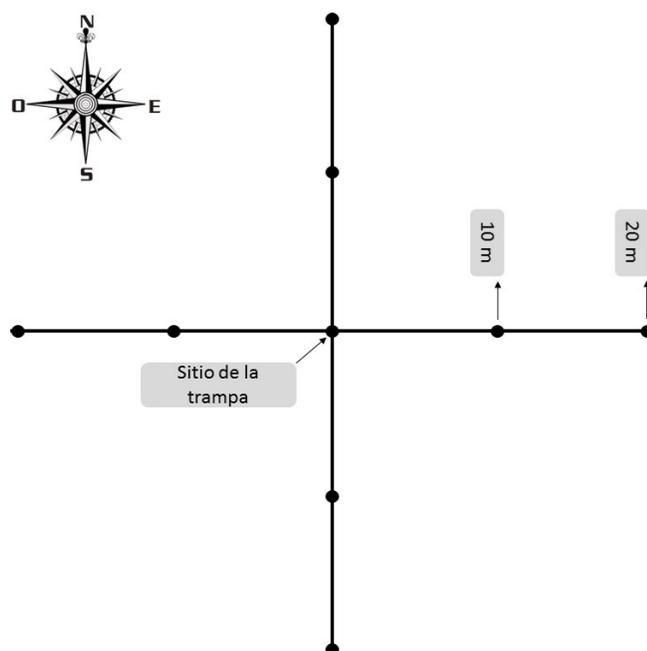


Figura 6. Diseño de caracterización de variables mediante método de intercepción de líneas.

La caracterización del porcentaje de cobertura arbórea se realizó mediante la utilización de un densiómetro esférico por medio del conteo de espacios vacíos. La obtención de datos del porcentaje de cobertura arbustiva y porcentaje de cobertura herbácea se desarrolló mediante el trazado de un cuadrante de 1 m<sup>2</sup> y realizando la estimación a través del porcentaje de cobertura dentro del cuadrante delimitado. El volumen de hojarasca y el volumen de humus se caracterizaron mediante la medición del tamaño de cada una de estas capas en un cuadro de 30 x 30 cm, realizando tres mediciones en cada uno de los puntos del transecto, tomando muestras con una distancia de cercanía mínima de 30 cm. El volumen de madera muerta se determinó mediante la medición de largo y ancho del material maderable presente en el piso forestal. El grado de descomposición fue medido del material maderable, del cual previamente se obtuvo el volumen de madera. La toma de datos para el grado de descomposición se llevó a cabo según la propuesta de Lanuza-Garay y Vargas-Cusatti (2011), donde se categorizan cinco estados:

- 1) Estado 1: Madera sana, con corteza, leño intacto.
- 2) Estado 2: Madera sana, empieza la pérdida de corteza, textura del leño dura.
- 3) Estado 3: Madera que comienza a podrirse, sin corteza, textura algo suave, presencia de hongos lignícolas.
- 4) Estado 4: Madera muy podrida, llena de agujeros, puede romperse al toque pero con dificultad.
- 5) Estado 5: Madera del todo podrida, que se rompe al tocarla.

El diámetro a la altura del pecho se determinó mediante la medición del arbolado adyacente a la línea del transecto, formando una franja de máximo 1 metro de distancia hacia cada lado de la línea, midiendo todos los árboles en pie con un diámetro de fuste mayor a 30 cm, esto con la finalidad de generar una toma de datos más homogéneos y representar el arbolado en edad juvenil y madura. La toma de datos se realizó desde el inicio del transecto hasta los 20 m (Figura 7), esto se realizó siguiendo los 4 transectos empleados para la medición de las variables antes

mencionadas. La toma de datos se realizó mediante una cinta métrica para medir el diámetro del fuste, la medición fue realizada a una altura de 1.30 m sobre la superficie del suelo (CONAFOR, 2011).

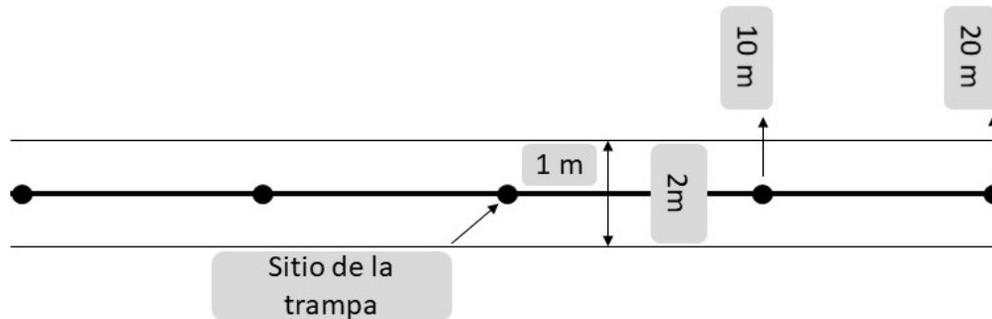


Figura 7. Franjas para caracterización de diámetro a la altura del pecho.

Cabe mencionar que todos los conteos de las variables se realizaron por la misma persona, para reducir los sesgos en la medición que pudiera presentarse por cambios en la percepción de cada persona.

#### 7.4. Análisis de datos

Se midió la completitud del inventario y la diversidad taxonómica total y por área de muestreo. Asimismo se midió la diversidad alfa y beta en cada una de las parcelas, usando la abundancia y riqueza de especies y la estructura taxonómica.

Para el cálculo de la cobertura de la muestra ( $C_m$ ) del total de la zona de muestreo y de cada una de las áreas evaluadas. Se empleó la siguiente ecuación (Chao y Jost, 2012).

$$\hat{C}_n = 1 - \left( \frac{f_1}{n} \left[ \frac{(n-1)f_1}{((n-1)f_1) + 2f_2} \right] \right)$$

Donde:

$\hat{C}_n$  = cobertura de la muestra ( $C_m$ )

$f_1$  = número de singletons

$f_2$  = número de doubletons

$n$  = número total de individuos de la muestra

El análisis de la diversidad alfa se utilizó el número efectivo de especies, diversidad  $q_0$  la cual considera a las especies sin las abundancias (riqueza de especies),  $q_1$  considera las abundancias relativas de cada morfoespecie (Exponencial de Shannon) y  $q_2$  es más sensible a la equidad de las abundancias de las especies dominantes (Inverso de Simpson) (García de Jesús, 2017), se emplearon intervalos de confianza al 95 % ( $P < 0.05$ ) a partir de 100 aleatorizaciones (Moreno *et al.*, 2011). Lo anterior se realizó tanto para el total de la zona de muestreo, como para cada área de muestreo y para cada nivel trófico. Con la finalidad de evitar sesgos en los índices de diversidad a los diferentes niveles se utilizaron los valores de diversidad estimada.

Los análisis de diversidad alfa y cobertura de la muestra fueron realizados mediante el programa iNEXT Online (Chao *et al.*, 2016).

Para la medición de la diversidad taxonómica se utilizó el índice de distancia taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ) de Warwick y Clarke (1998), y se puede definir como el grado de relación entre las especies dentro de la estructura taxonómica de una comunidad y es un reflejo de su diversidad taxonómica (García-de Jesús *et al.*, 2016b). Los análisis se llevaron a cabo en el programa PRIMER v5 (Clarke y Gorley, 2001).

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{[S(S-1)/2]}$$

Donde:

S = Número de especies

$\omega_{ij}$  = Distancia que une a las especies i y j en la clasificación taxonómica

La diversidad beta (de especies y por gremio trófico) se evaluó mediante el índice de disimilitud de Jaccard ( $1-\beta_J$ ), el cual, varía de 0 (cuando la composición de especies es idéntica), a 1 (cuando la composición de especies es totalmente diferente); y a través de la beta taxonómica ( $1-\Delta_T$ ), se midió el grado de disimilitud en la composición taxonómica del conjunto de especies de la parcela sin manejo y las áreas con manejo forestal (Bacaro *et al.*, 2007). Lo anterior se realizó para el total de la muestra y también para cada nivel trófico.

$$\Delta T = \frac{T_a}{T_b + T_c - T_a}$$

Donde:

$\Delta T$  = Medida estandarizada de similitud taxonómica

$T_a$  = Número de categorías taxonómicas compartidas entre dos comunidades

$T_b$  = Número de categorías taxonómicas en la estructura taxonómica de una comunidad

$T_c$  = Número de categorías taxonómicas en la estructura taxonómica de la otra comunidad

Para evaluar si existe una relación entre la abundancia, diversidad  $q_0$ ,  $q_1$ ,  $q_2$  (de cada sitio de muestreo y por gremio trófico) y la diversidad taxonómica de cada sitio de muestreo con las variables previamente caracterizadas asociadas a las prácticas de manejo, se realizaron análisis de regresión múltiple, esto con la finalidad de establecer las relaciones que se producen entre una variable dependiente y un conjunto de variables independientes. Se eligió el método “stepwise” o paso a paso, esto con la finalidad de buscar de entre todas las posibles variables independientes aquellas que mejor expliquen la variable dependiente (Rodríguez-Jaume y Morar-Catala, 2001). Con la finalidad de tener la posibilidad de realizar el análisis de regresión múltiple se realizaron las transformaciones pertinentes para obtener datos normales. Lo anterior se llevó a cabo transformando los datos de las variables caracterizadas utilizando la raíz cuadrada y para el caso de la diversidad  $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$  fueron transformadas mediante el logaritmo +1.

En el caso de la disimilitud de Jaccard ( $1-\beta_J$ ) (especie y por gremio trófico) y la beta taxonómica ( $1-\Delta T$ ) se evaluó su relación con las variables ambientales a través de correlaciones de Mantel con 1000 aleatorizaciones en el programa PAST (Hammer *et al.*, 2001). Las correlaciones de Mantel permiten estimar el grado de correlación existente entre dos matrices de similitud (Mantel, 1967; López de Luzuriaga y Olano, 2006; Lichstein, 2007).

## 8. RESULTADOS

Del total del material recolectado se obtuvieron 308 individuos, los cuales se ubicaron dentro de 83 especies, 57 géneros y 24 familias. Se registraron cuatro gremios tróficos (Anexo 1).

### 8.1. Abundancia a nivel de familia

Los valores obtenidos del total de la zona forestal mostraron que la familia Melolonthidae fue la que presentó la mayor abundancia, seguida de Staphylinidae y Curculionidae (Figura 8), estas tres familias aportaron el 65 % de la abundancia total.

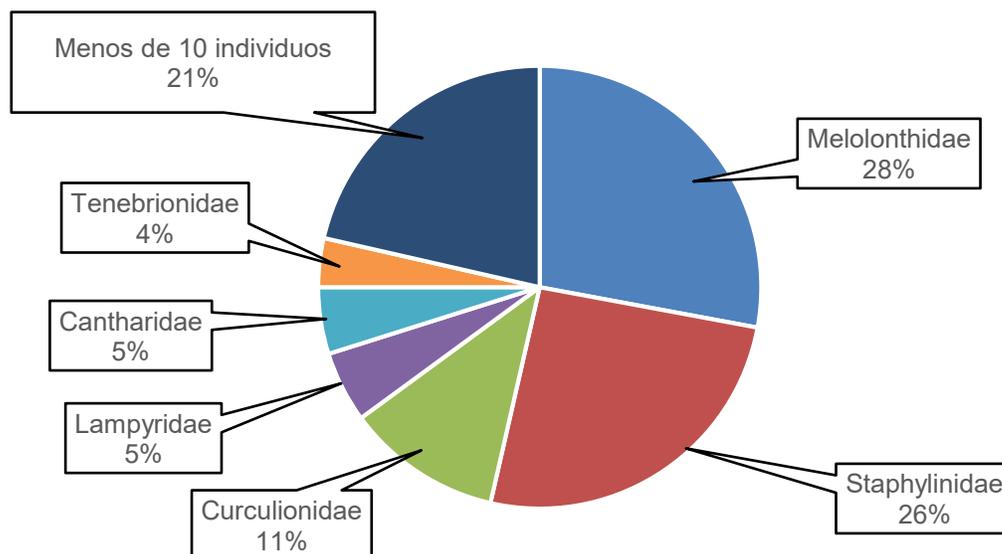


Figura 8. Gráfica de abundancia a nivel de familia.

Al analizar los datos obtenidos en cada una de las áreas de estudios, la mayor abundancia fue la obtenida en el área con una recuperación de 9 años, siendo en esta área la familia Melolonthidae la más representativa, aportando el 49 % de los individuos (Figura 9).

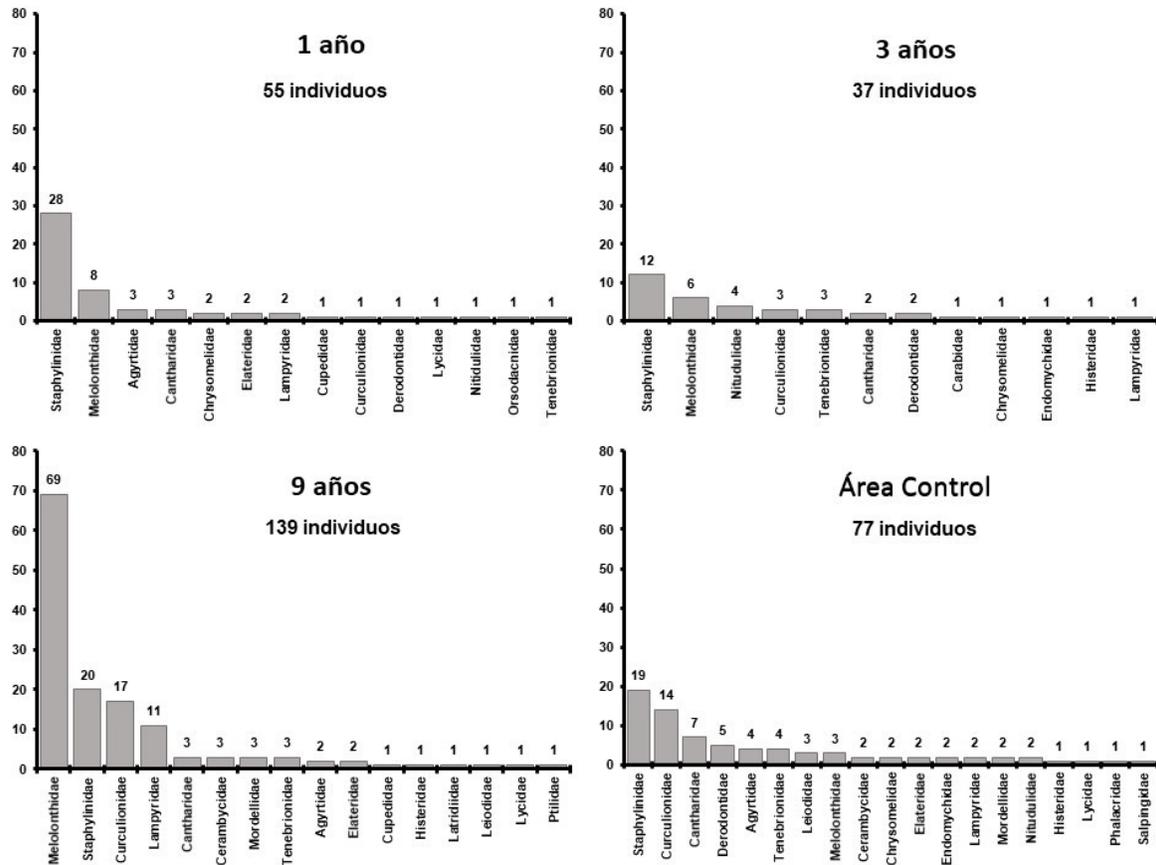


Figura 9. Gráficas de abundancia a nivel de familia en cada área de muestreo. Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

## 8.2. Completitud del inventario

El análisis de cobertura de la muestra realizada para el total de la zona forestal muestreada tuvo un resultado del 86 %. En el caso de la cobertura de la muestra por áreas de muestreo el mayor valor fue obtenido en el área con 9 años de recuperación, la cobertura de la muestra de las demás áreas mostró valores menores al 70 % (Figura 10).

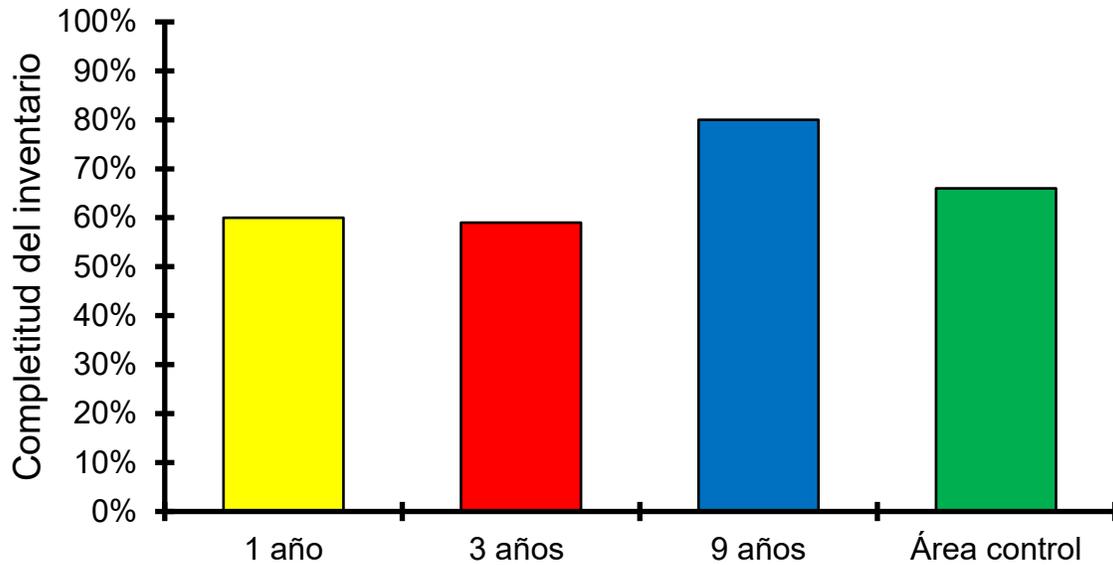


Figura 10. Gráfica de cobertura de la muestra por área de muestreo. Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

### 8.3. Diversidad de especies

La diversidad total del inventario presentó valores de diversidad  $q_0=167$ ,  $q_1=45.82$  y  $q_2=12.82$ . En cuanto a los resultados de los análisis de diversidad de cada área de muestreo, se observó que la diversidad  $q_0$  en el área con 9 años de recuperación mostró el mayor valor, sin embargo, no se observan diferencias significativas con las demás áreas (Figura 11). La diversidad  $q_1$  presentó su mayor valor en el área con 1 año de recuperación, sin embargo, no hubo diferencia significativa con el área de 3 años de recuperación y el área control (Figura 11). En cuanto a la diversidad  $q_2$  el área control tuvo el mayor valor, no presentó diferencia significativa con el área de 1 año de recuperación, ni con la de 3 años de recuperación (Figura 11). Tanto para el caso de la diversidad  $q_1$  y  $q_2$  el área de 9 años de recuperación mostró una diferencia significativa en relación a las demás áreas evaluadas.

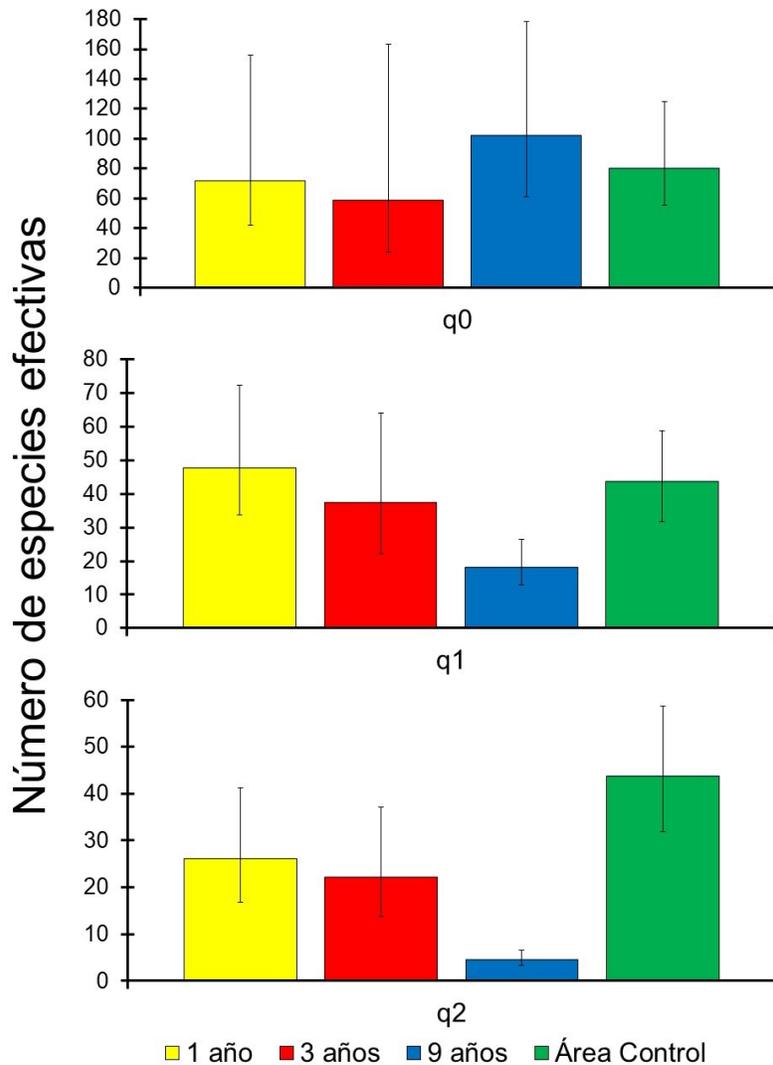


Figura 11. Gráficas de diversidad por área de estudio q0, q1 y q2 (Intervalos de confianza al 95 %). Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

### 8.3.1. Diversidad de especies por gremio trófico

Los resultados de la diversidad por gremios tróficos muestran que para el caso de la diversidad q0 el gremio de los coleópteros saproxilófagos fue el que presentó el valor más alto (84.04) y no muestra una diferencia significativa con los depredadores y los fitófagos (Figura 12). La diversidad q1 (12.35) y q2 (6.9) tuvieron su mayor valor en el gremio de los coleópteros micófagos. En este caso no se observó diferencia significativa con la diversidad de los depredadores. Cabe destacar que el

gremio de los saproxilófagos fue el que presentó los valores más bajos de diversidad (Figura 12).

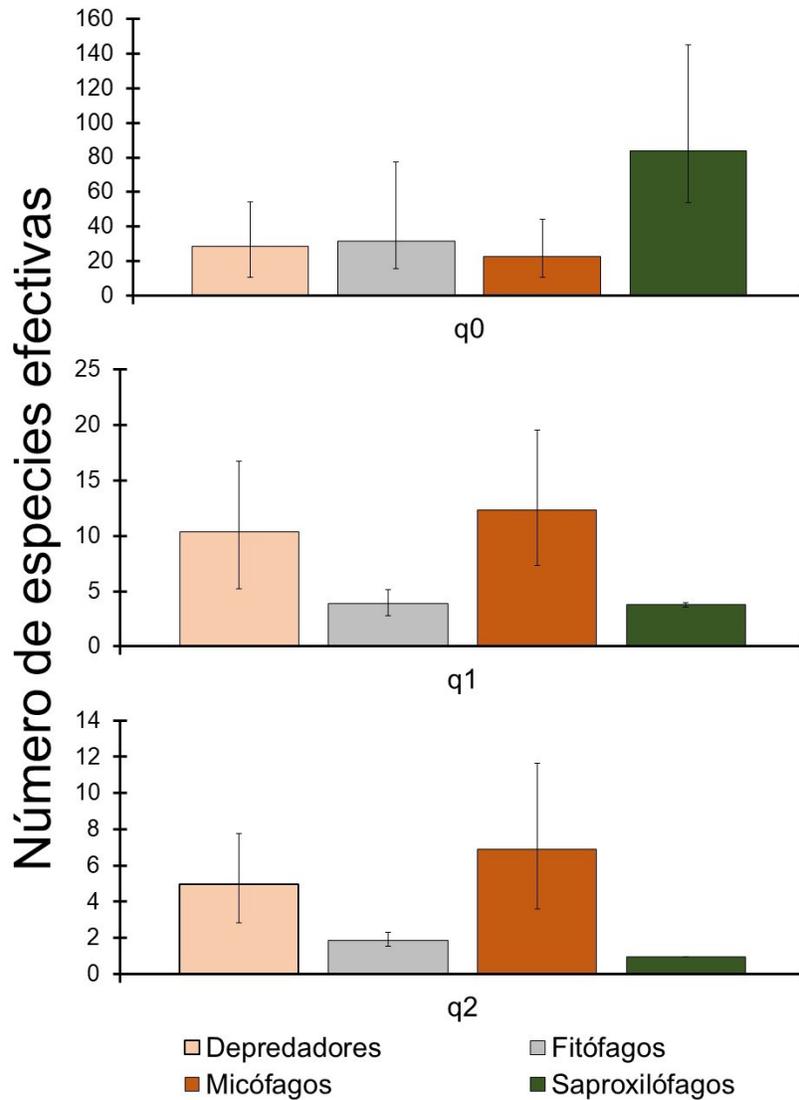


Figura 12. Gráficas de diversidad q0, q1 y q2 por gremio trófico (intervalos de confianza al 95 %).

#### 8.4. Diversidad Taxonómica

Los resultados de diversidad taxonómica de cada área de estudio mostraron valores superiores a  $\Delta+=80$ , sin embargo, en las cuatro áreas los resultados obtenidos se encontraron por debajo del promedio esperado ( $\Delta+=83.8$ ). El área control fue la que presentó la mayor diversidad ( $\Delta+=82.6$ ) y el mayor número de especies (43). Seguido del área con 9 años de recuperación que también presentó valores altos

tanto de diversidad taxonómica ( $\Delta+=82.24$ ), como de número de especies (42) (Figura 13). Siendo el área con 1 año de recuperación la que mostró el menor valor de diversidad taxonómica ( $\Delta+=80.75$ ), estando al límite de los intervalos de confianza.

El listado de especies se muestra en el anexo 2.

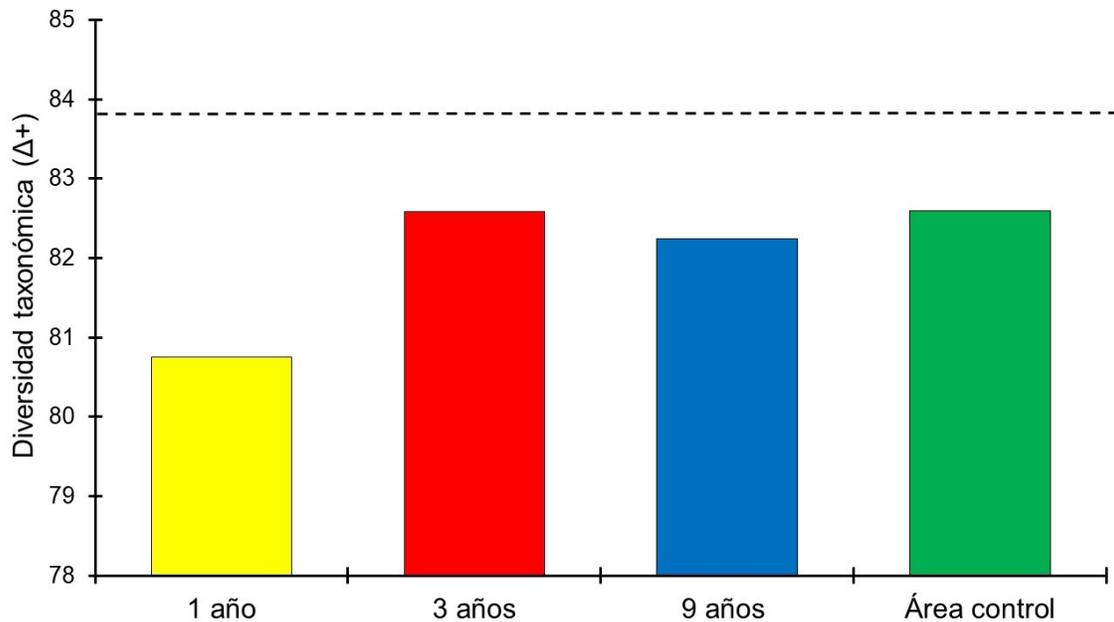


Figura 13. Gráficas de diversidad taxonómica de cada una de las áreas de muestreo (Intervalos de confianza al 95 %). Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

Se analizó la diversidad taxonómica por cada sitio de muestreo y de las diferentes alturas de recolecta, se destaca el caso de la trampa elevada del sitio 2 que corresponde al área de 1 año de recuperación, el cual muestra una diferencia significativa, pues se encuentra por debajo de los intervalos de confianza (IC 95%). Por el contrario la trampa elevada del sitio 2 ubicada en el área de 3 años de recuperación muestra el valor más alto de  $\Delta+$ , estando sobre la línea del intervalo de confianza superior (Figura 14).

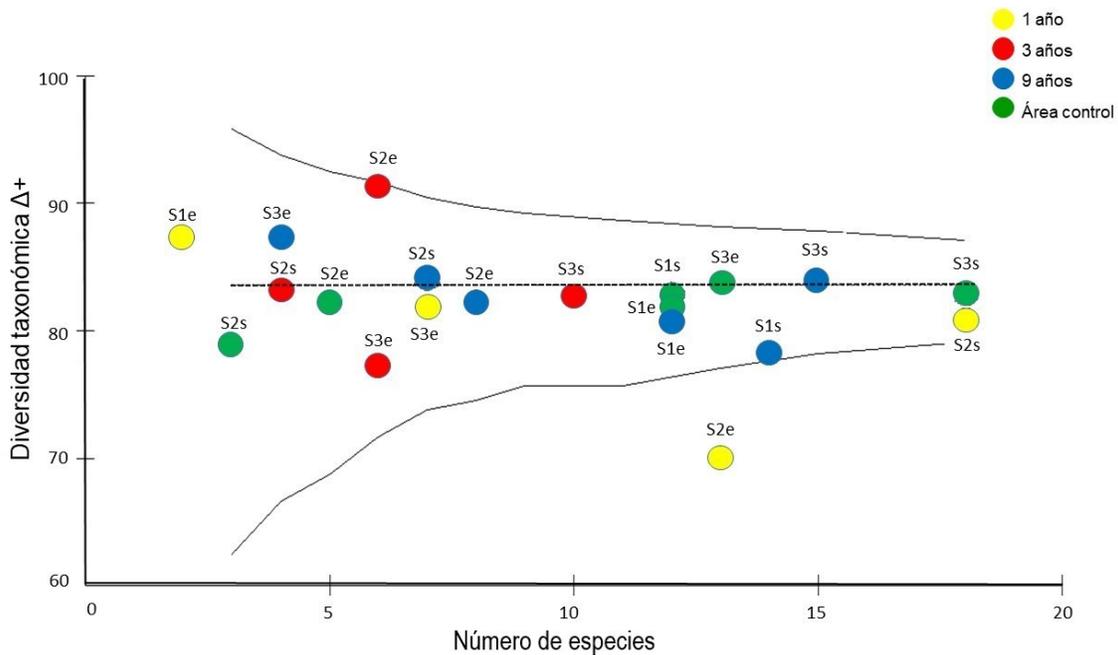


Figura 14. Gráfica de diversidad taxonómica ( $\Delta+$ ) de cada sitio de muestreo. Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

## 8.5. Diversidad Beta

### 8.5.1. Diversidad de especies

Los análisis de disimilitud ( $1-\beta_J$ ) denotan que las áreas de muestreo están altamente diferenciadas (76.5 %), siendo el área control y el área de 1 año de recuperación las que presentan una menor disimilitud en las comunidades de coleópteros saproxílicos (70.7 %). En cuanto al área con 3 años de recuperación ésta presenta una mayor disimilitud, con respecto a las demás áreas (75.9 %) (Figura 15).

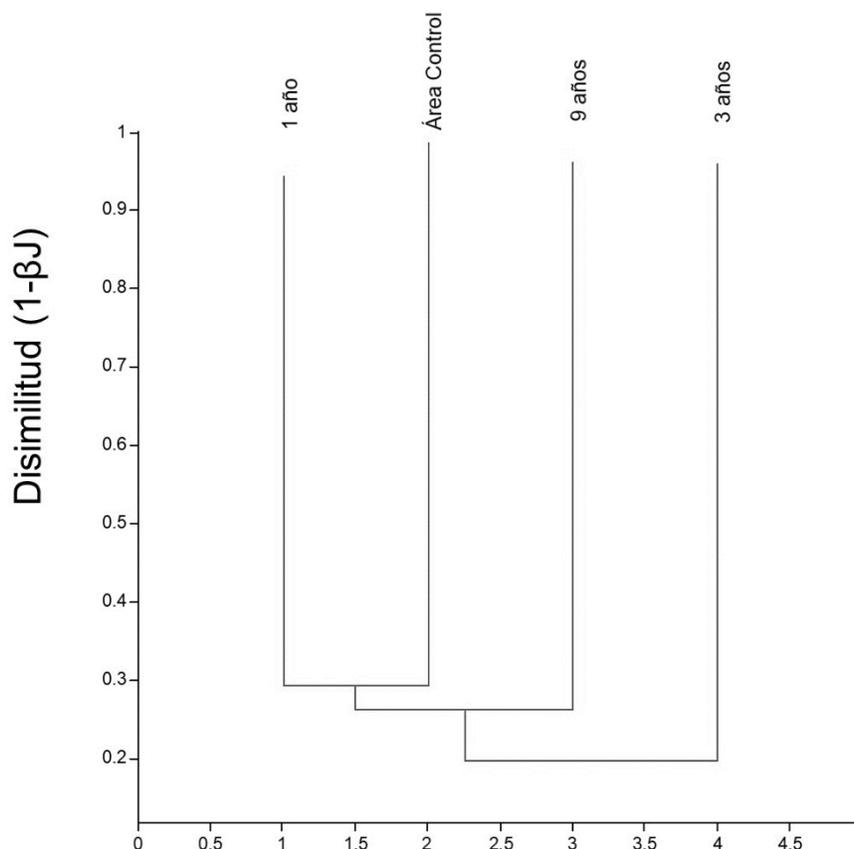


Figura 15. Dendrograma de disimilitud construido con el índice  $1-\beta J$ . Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

### 8.5.2. Gremios tróficos

El análisis de disimilitud ( $1-\beta J$ ) para el grupo de los depredadores mostró que las áreas de muestreo están altamente diferenciadas (76.85 %). El área control y el área de 1 año de recuperación son las que presentan el valor más bajo de disimilitud (62.5 %), por lo contrario la mayor disimilitud es la del área de 3 años de recuperación y el área de 9 años de recuperación (88.8 %) (Tabla 1).

En el caso de los coleópteros fitófagos, la disimilitud denotó que las áreas de muestreo están altamente diferenciadas (72.58 %). La menor disimilitud la mostró el área de 1 año y la de 3 años de recuperación (62.5 %), la mayor disimilitud es la que presentan las áreas de 3 y 9 años de recuperación (87.5 %) (Tabla 1).

Dentro del análisis de disimilitud por gremio, los micófagos mostraron los valores más altos (88.78 %). El área de 1 año de recuperación y el área control presentaron los menores valores de disimilitud (77.7 %). La mayor diferenciación dentro de los micófagos se presentó entre las áreas de 3 y 9 años de recuperación (100 %), asimismo, las áreas de 1 y 9 años mostraron una alta disimilitud (100 %) (Tabla 1).

El grupo de los saproxilófagos fue el que presentó el menor valor de disimilitud de los gremios (62.9 %). La coleópteros saproxilófagos del área de 9 años de recuperación y el área control son las menos diferenciadas (67.5 %). Por otra parte, el área de 3 años y la de 9 años de recuperación presentan la mayor disimilitud (85.2 %) (Tabla 1).

Tabla 1. Porcentaje (%) de disimilitud ( $1-\beta_j$ ) de los gremios en las áreas de muestreo. Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

		Área control	9 años	3 años	1 año
Depredadores	Área control	0			
	9 años	66.6	0		
	3 años	85.7	<b>88.8</b>	0	
	1 año	<b>62.5</b>	70.0	87.5	0
Fitófagos	Área control	0			
	9 años	63.6	0		
	3 años	80.0	<b>87.5</b>	0	
	1 año	69.2	72.7	<b>62.5</b>	0
Micófagos	Área control	0			
	9 años	87.5	0		
	3 años	87.5	<b>100</b>	0	
	1 año	<b>77.7</b>	<b>100</b>	80.0	0
Saproxilófagos	Área control	0			
	9 años	<b>67.5</b>	0		
	3 años	69.2	<b>85.2</b>	0	
	1 año	68.9	80.5	78.2	0

### 8.5.3. Diversidad taxonómica

La disimilitud de la diversidad taxonómica ( $1-\Delta T$ ) denota que las áreas de muestreo están altamente diferenciadas (62.9 %). Asimismo, el área con 1 año de recuperación y el área control, tienen una menor disimilitud en la estructura

taxonómica de las comunidades de coleópteros saproxílicos (53.7 %). Siendo el área de 3 años de recuperación la más diferenciada con respecto a las demás áreas (60.8 %) (Figura 16).

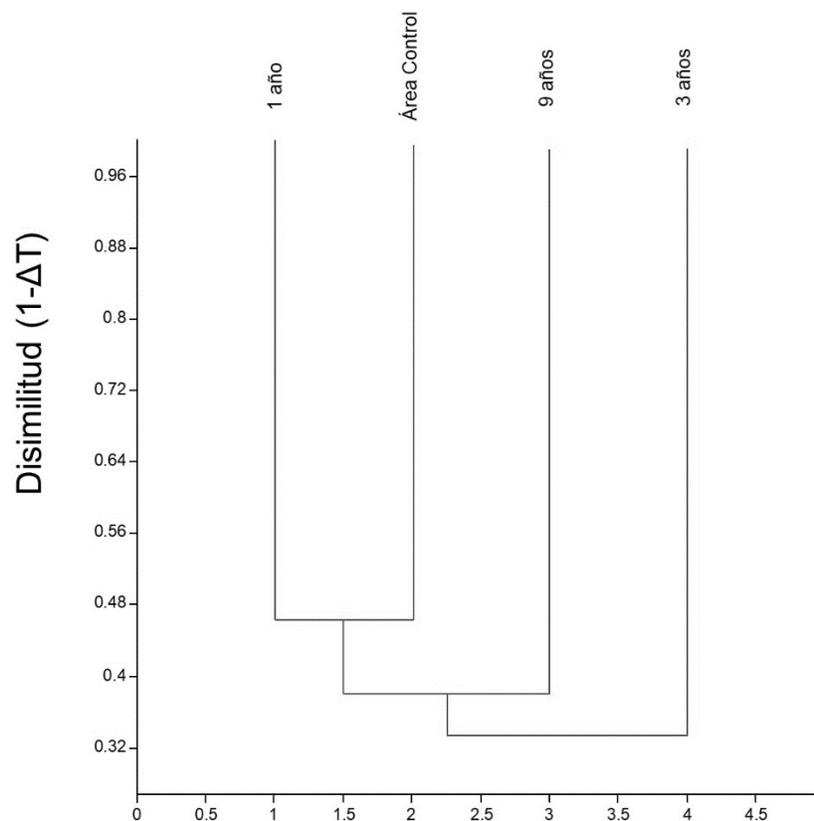


Figura 16. Dendrograma de disimilitud construido con el índice de  $1-\Delta T$ . Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

## 8.6. Relación con las variables

### 8.6.1. Análisis de regresión múltiple

Los resultados del análisis de regresión múltiple mostraron que no existe una relación de las variables caracterizadas con la abundancia y la diversidad  $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ .

#### 8.6.1.1. Gremios tróficos

En el caso de la abundancia y riqueza por gremio trófico, el análisis de regresión múltiple no encontró relación con la abundancia y riqueza de los coleópteros

saproxilófagos. Para el caso de los coleópteros depredadores, fitófagos y micófagos, los resultados indicaron una relación con las variables caracterizadas.

Los resultados del análisis de regresión múltiple realizado para los coleópteros depredadores, indicaron que la abundancia tuvo relación con tres variables independientes ( $R=0.604$ ,  $R^2=0.365$ ,  $F=3.845$ ,  $p<0.05$ ) (Tabla 2). La riqueza de dicho grupo trófico tuvo relación con dos variables ( $R=0.560$ ,  $R^2=0.314$ ,  $F=4.814$ ,  $p<0.01$ ). Tanto para la abundancia como para la riqueza, se encontró una relación con el porcentaje de cobertura arbustiva y el diámetro a la altura del pecho.

En cuanto a los coleópteros fitófagos, los resultados del análisis de regresión múltiple de la abundancia fueron significativos ( $R=0.673$ ,  $R^2=0.453$ ,  $F=3.934$ ,  $p<0.01$ ) (Tabla 2). Para el caso de la riqueza se encontró relación con cinco de las variables ( $R=0.717$ ,  $R^2=0.514$ ,  $F=3.814$ ,  $p<0.01$ ).

El análisis de regresión múltiple para el gremio de los coleópteros micófagos fue estadísticamente significativo para la abundancia ( $R=0.872$ ,  $R^2=0.760$ ,  $F=5.955$ ,  $p<0.001$ ) y riqueza ( $R=0.673$ ,  $R^2=0.453$ ,  $F=3.934$ ,  $p<0.01$ ) (Tabla 2). Los resultados mostraron que las variables independientes fueron las mismas que tuvieron relación con la abundancia y la riqueza.

Tabla 2. Variables que presentan relación con la abundancia y riqueza de los gremios tróficos.

	Variable	B	Err est. de B	t	p
<b>Depredadores</b>					
Abundancia	% de cobertura arbustiva	-0.361	0.180	-2.005	0.058
	DAP	-1.992	1.421	-1.405	0.175
	Altitud	0.615	0.570	1.077	0.294
Riqueza	Porcentaje de cobertura arbustiva	-0.363	0.161	-2.251	<b>&lt;0.05</b>
	DAP	-1.439	1.274	-1.129	0.271
<b>Micófagos</b>					
Abundancia	% de cobertura arbórea	10.887	3.778	2.881	<b>&lt;0.01</b>
	% de cobertura arbustiva	0.338	0.268	1.258	0.223
	Altitud	0.609	0.600	1.014	0.323
	Grado de descomposición de la madera	5.772	2.693	2.142	<b>&lt;0.05</b>
Riqueza	% de cobertura arbórea	7.554	2.723	2.774	<b>&lt;0.01</b>

	% de cobertura arbustiva	0.229	0.210	1.091	0.289
	Grado de descomposición de la madera	4.371	2.116	2.065	0.053
	Volumen de hojarasca	-20.412	13.324	-1.532	0.142
	Volumen de humus	0.229	0.210	1.091	0.289
<b>Fitófagos</b>					
Abundancia	% de cobertura arbórea	-8.835	3.450	-2.560	<b>&lt;0.05</b>
	% de cobertura arbustiva	-0.943	0.202	-4.656	<b>&lt;0.001</b>
	Altitud	0.635	0.384	1.650	0.119
	Grado de descomposición de la madera	0.971	2.767	0.350	0.730
	Altura de la trampa	0.295	0.127	2.320	<b>&lt;0.05</b>
	DAP	14.647	3.982	3.678	<b>&lt;0.001</b>
	Volumen de humus	-8.107	2.913	-2.782	<b>&lt;0.01</b>
	Tiempo de recuperación	-0.154	0.076	-2.013	0.062
Riqueza	% de cobertura arbórea	-8.615	3.539	-2.433	<b>&lt;0.05</b>
	% de cobertura arbustiva	-0.859	0.207	-4.133	<b>&lt;0.001</b>
	Altitud	0.659	0.394	1.671	0.115
	Grado de descomposición de la madera	1.026	2.839	0.361	0.722
	Altura de la trampa	0.304	0.130	2.330	<b>&lt;0.05</b>
	DAP	14.083	4.085	3.447	<b>&lt;0.01</b>
	Volumen de humus	-7.958	2.989	-2.662	<b>&lt;0.01</b>
	Tiempo de recuperación	-0.131	0.078	-1.672	0.115

### 8.6.1.2. Diversidad taxonómica ( $\Delta+$ )

El análisis de regresión múltiple con relación a la diversidad taxonómica fue significativo ( $R=0.923$ ,  $R^2=0.852$ ,  $F=6.326$ ,  $p<0.001$ ), considerando a 11 variables dentro del modelo (Tabla 3).

Tabla 3. Variables que presentan relación con la diversidad taxonómica ( $\Delta+$ ).

Variable	B	Err est. de B	t(12)	p
Riqueza	0.458	0.201	2.271	<b>&lt;0.05</b>
Volumen de madera muerta	0.017	0.006	2.586	<b>&lt;0.05</b>
Altitud	1.888	0.576	3.276	<b>&lt;0.01</b>
Grado de descomposición de la madera	19.810	6.685	2.963	<b>&lt;0.01</b>
DAP	10.706	4.802	2.229	<b>&lt;0.05</b>
Volumen de humus	-10.511	4.471	-2.350	<b>&lt;0.05</b>
Volumen de hojarasca	68.670	26.997	2.543	<b>&lt;0.05</b>
Altura de la trampa	0.279	0.159	1.754	0.104
% de cobertura herbácea	0.667	0.310	2.151	0.052

% de cobertura arbórea	-5.175	3.723	-1.389	0.189
Tiempo de recuperación	0.123	0.117	1.054	0.312

## 8.6.2. Análisis de correlación de Mantel

### 8.6.2.1. Disimilitud de especies (1-βJ)

Los resultados no muestran una relación entre la disimilitud de especies y las variables caracterizadas. En el caso de la disimilitud de los gremios se muestra la misma tendencia, a excepción de los coleópteros micófagos, que presentan una relación con el tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal ( $p < 0.05$ ) (Tabla 4).

Tabla 4. Variables que presentan relación con la disimilitud (1-βJ) de las especies y los gremios tróficos de coleópteros saproxílicos.

	Variable	r	p
Coleópteros saproxílicos	Tiempo de recuperación	0.105	0.126
	Altitud	0.010	0.417
	Altura de la trampa	0.003	0.385
	% de cobertura arbórea	-0.104	0.800
	% de cobertura arbustiva	0.066	0.280
	% de cobertura herbácea	0.070	0.417
	Volumen de madera muerta	-0.109	0.741
	Grado de descomposición de la madera	0.126	0.167
	Volumen de hojarasca	-0.179	0.949
	Volumen de humus	-0.104	0.824
	DAP	0.006	0.504
Depredadores	Tiempo de recuperación	-0.075	0.816
	Altitud	-0.006	0.472
	Altura de la trampa	-0.023	0.747
	% de cobertura arbórea	0.023	0.378
	% de cobertura arbustiva	0.099	0.193
	% de cobertura herbácea	0.005	0.459
	Volumen de madera muerta	-0.063	0.674
	Grado de descomposición de la madera	-0.005	0.484
	Volumen de hojarasca	-0.045	0.619
	Volumen de humus	-0.054	0.667
	DAP	0.005	0.444
Fitófagos	Tiempo de recuperación	0.004	0.394
	Altitud	0.031	0.206
	Altura de la trampa	-0.016	0.524
	% de cobertura arbórea	-0.063	0.788

	% de cobertura arbustiva	0.057	0.203
	% de cobertura herbácea	0.032	0.309
	Volumen de madera muerta	-0.061	0.734
	Grado de descomposición de la madera	0.120	0.077
	Volumen de hojarasca	-0.079	0.848
	Volumen de humus	-0.120	0.965
	DAP	-0.042	0.701
Micófitos	Tiempo de recuperación	0.220	<b>&lt;0.05</b>
	Altitud	0.070	0.095
	Altura de la trampa	0.031	0.135
	% de cobertura arbórea	-0.037	0.347
	% de cobertura arbustiva	0.013	0.438
	% de cobertura herbácea	-0.026	0.517
	Volumen de madera muerta	0.102	0.246
	Grado de descomposición de la madera	-0.163	0.913
	Volumen de hojarasca	-0.211	0.986
	Volumen de humus	0.071	0.255
	DAP	0.010	0.412
Saproxilófagos	Tiempo de recuperación	0.066	0.280
	Altitud	-0.058	0.845
	Altura de la trampa	-0.018	0.584
	% de cobertura arbórea	-0.083	0.746
	% de cobertura arbustiva	0.026	0.390
	% de cobertura herbácea	0.016	0.452
	Volumen de madera muerta	-0.142	0.846
	Grado de descomposición de la madera	0.078	0.282
	Volumen de hojarasca	-0.119	0.850
	Volumen de humus	-0.060	0.660
	DAP	0.027	0.465

#### 8.6.2.2. Disimilitud taxonómica (1- $\Delta T$ )

El análisis de correlación de Mantel únicamente mostró una relación de la disimilitud taxonómica y el tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal ( $p < 0.05$ ). Las demás variables caracterizadas no fueron estadísticamente significativas (Tabla 5).

Tabla 5. Variables que presentan relación con la disimilitud taxonómica (1- $\Delta T$ ) de coleópteros saproxílicos.

Variable	r	p
Tiempo de recuperación	0.188	<b>&lt;0.01</b>
Altitud	0.069	0.100
Altura de la trampa	0.028	0.265
% de cobertura arbórea	-0.030	0.657
% de cobertura arbustiva	-0.015	0.561
% de cobertura herbácea	-0.026	0.634
Volumen de madera muerta	-0.031	0.660
Grado de descomposición de la madera	0.002	0.468
Volumen de hojarasca	0.004	0.420
Volumen de humus	0.001	0.466
DAP	0.068	0.133

## 9. DISCUSIÓN

La cobertura de la muestra mostró una completitud del inventario alta. En cuanto a la cobertura de la muestra de cada área de estudio, únicamente el área de 9 años de recuperación presentó buena representación de las comunidades. En el caso de las demás áreas los inventarios se consideran incompletos, lo anterior según lo mencionado por Pineda-López y Verdú-Faraco (2013), quienes mencionan que un inventario se puede considerar bien representado cuando alcanza valores superiores al 80 %.

Por otra parte, la mayor abundancia de las familias Melolonthidae, Staphylinidae y Curculionidae en los bosques bajo manejo forestal en la región ya había sido reportada por Cordero-Martínez (2015). Para ambas investigaciones, la familia Melolonthidae es la más abundante, lo anterior corresponde con lo reportado para ambientes fríos-húmedos y templado-húmedos, donde predominan las especies con abundancia muy alta de esta familia (40 - 50% de la muestras) (Morón *et al.*, 2014).

En cuanto a las familias más abundantes, Melolonthidae y Curculionidae pertenecen al gremio de los coleópteros fitófagos, por tal motivo la riqueza y abundancia de este grupo se favorecen por la mayor cobertura del dosel debido a la mayor disponibilidad de recurso alimenticio, esto se relaciona con lo reportado por Deloya (2006), quien menciona que los cambios en la estructura de la vegetación tienen efecto sobre los coleópteros fitófagos. Considerando lo anterior se evidencia que las prácticas de manejo forestal tienen influencia sobre las comunidades de escarabajos pertenecientes a este gremio trófico. Por otra parte, la alta disimilitud de especies entre las áreas de muestreo no está relacionada con las variables caracterizadas, mostrando que las prácticas de aprovechamiento forestal y los cambios que estas generan en el bosque no están relacionadas con la distribución espacial de las comunidades de este gremio.

En el caso de la familia Staphylinidae se observó una marcada abundancia, sin embargo se encontró representada de una forma similar a través de todas las

áreas de muestreo, esta familia representa en gran medida al gremio de los coleópteros saproxilófagos, los cuales no mostraron una relación de la abundancia con las variables caracterizadas. Asimismo, la falta de relación entre la disimilitud del gremio en las áreas de muestreo y las variables caracterizadas evidencia que las actividades silvícolas del MMOBI no influyen sobre la abundancia del grupo.

En el caso de los gremios de coleópteros depredadores, las pocas especies de la zona están representadas de forma equitativa, esto se debe a la estructura continua de la masa forestal, se ha observado que la fragmentación o reducción de la cobertura vegetal tiene un efecto en la reducción de dicho gremio trófico (Steffan-Dewenter, 2003; Camousseigt-Montolivo, 2005). En cuanto a la relación que la riqueza de este gremio tiene con el porcentaje de cobertura arbustiva se debe a la presencia de varios grupos de insectos que aprovechan este recurso, lo cual favorece el establecimiento de diferentes especies. La alta disimilitud en las áreas de muestreo no está relacionada con las variables consideradas, esto evidencia que los cambios en la estructura del bosque no modifican la distribución espacial de este gremio.

En el caso de los coleópteros micófilos la alta abundancia de hongos que degradan la madera favorece la diversidad de este gremio. Este patrón se puede explicar al considerar que el incremento del porcentaje de cobertura arbórea y el grado de descomposición de la madera favorece a este gremio, asimismo la disimilitud está relacionada con el tiempo de recuperación. Siendo factores que promueven el establecimiento de los hongos por su efecto sobre la humedad, incidencia de la luz y la disponibilidad de la madera muerta.

Los valores de diversidad taxonómica del sitio 2 del área con 1 año de recuperación, se pueden explicar debido a que dicho sitio se ubicó en un área con un bajo porcentaje de cobertura herbácea y arbustiva, en la cual el volumen de madera muerta mostró los valores más altos durante todo el muestreo, lo anterior reduce la cantidad de nichos ecológicos disponibles. La baja diversidad se debe a que las 13 especies presentes en el sitio solo representan a cinco familias y 11 géneros. Siendo la familia Staphylinidae la que más especies presenta, este patrón

se puede explicar debido a que en dicho sitio el volumen de madera muerta presenta los valores más altos, lo cual está relacionado con las preferencias alimenticias de dicha familia.

Por el contrario la diversidad taxonómica de la trampa elevada del sitio 2 colocada en el área de recuperación de 3 años, se debe a que en este sitio se recolectaron seis especies, la cuales pertenecen a seis familias y seis géneros, razón por la cual aun presentando un reducido número de especies, la diversidad taxonómica es la más alta registrada. Lo anterior podría deberse a la disponibilidad de los distintos recursos (Bazzas, 1975; Begón *et al.*, 2005; Lassau *et al.*, 2005), lo que favorece el establecimiento de distintas especies de coleópteros saproxílicos.

De manera particular, en el estado de Tlaxcala otros trabajos que han evaluado el efecto del aprovechamiento forestal empleando el índice de diversidad taxonómica es el realizado por García de Jesús (2017), donde al igual que en este trabajo no encontró diferencias significativas entre las áreas con y sin aprovechamiento, evaluando el método forestal denominado Método Tlaxco, el cual se basa en matarrasas de un cuarto de hectárea. Aunque dicho método es distinto al evaluado en este trabajo, la cercanía entre las zonas de estudio, la similitud entre los ambientes y el que ambos tipos de aprovechamientos no son intensivos, permite tener un punto de comparación entre ambos tipos de aprovechamiento.

Lo anterior destaca la importancia de usar índices complementarios como la diversidad taxonómica para el análisis de las comunidades y la relación que las características ambientales tienen sobre ellas. Lo anterior se relaciona con lo mencionado por diversos autores, los cuales resaltan que a nivel de comunidades el índice de diversidad taxonómica ha mostrado ser una medida complementaria en las evaluaciones ambientales al ser más sensible que los índices tradicionales a los cambios en ambientes modificados por las actividades humanas (Fattorini y Taglianti, 2015; Tonetto *et al.*, 2016; García de Jesús, 2017).

De manera general, la disimilitud de las áreas de muestreo no mostró un patrón que diferencie a las áreas con aprovechamiento forestal del área sin

aprovechamiento, lo anterior difiere de lo reportado en otras investigaciones (Téllez-Barraza, 2006; Müller *et al.*, 2008) donde se ha analizado la diversidad beta entre fragmentos con manejo y sin manejo forestal; sin embargo, lo anterior se debe a que las prácticas silvícolas en otras investigaciones se basan en el aprovechamiento intensivo del arbolado, lo cual genera que las diferencias en la estructura entre áreas sin manejo y con manejo sean muy notorias. Por otra parte, el manejo forestal MMOBI debido a las cortas selectivas del arbolado disminuye la modificación de la estructura del bosque, favoreciendo la conservación de las comunidades de coleópteros saproxílicos.

La relación que presenta el porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva, diámetro a la altura del pecho, volumen de humus y grado de descomposición de la madera, con la estructura y composición de las comunidades de coleópteros saproxílicos ha sido reportada con anterioridad por diversos autores (Fuller *et al.*, 2008; Müller *et al.*, 2008). Este patrón se explica por la influencia que presentó a la modificación en la estructura del bosque a causa del manejo forestal sobre la riqueza, abundancia y diversidad taxonómica de los coleópteros saproxílicos, como se ha observado en otras investigaciones, la complejidad del hábitat incrementa la diversidad al proveer de más nichos ambientales y diversas formas de utilizar los recursos (Bazzas, 1975; Begón *et al.*, 1999; Lassau *et al.*, 2005).

## 10. CONCLUSIONES

- El inventario total de coleópteros saproxílicos del bosque templado mostró valores altos de diversidad de especies y taxonómica, por lo cual se concluye que las actividades de aprovechamiento forestal llevadas a cabo en la zona no tienen efectos negativos sobre la diversidad del grupo.
- La diversidad de los gremios tróficos de coleópteros depredadores y micófagos se favorecen por las actividades de aprovechamiento forestal dadas en la zona de muestreo. Por el contrario, para los gremios fitófagos y saproxilófagos la diversidad de estos grupos parece no tener relación con las prácticas silvícolas del MMOBI.
- No existe relación entre la diversidad de especies, diversidad taxonómica y la diversidad beta con los años de recuperación posterior al aprovechamiento, por lo que el método de manejo forestal MMOBI no tiene influencia con los cambios en la estructura y composición de las comunidades de coleópteros saproxílicos.
- El mantenimiento de la heterogeneidad ambiental considerando al arbolado vivo y muerto, así como el material vegetal, como base de los planes de manejo forestal en las áreas de bosque templado, favorece el mantenimiento de la diversidad de los coleópteros saproxílicos.
- El método de aprovechamiento forestal MMOBI favorece el aprovechamiento del bosque sin causar efectos negativos sobre las comunidades de coleópteros saproxílicos. Por lo cual, se concluye que este tipo de aprovechamiento se debe considerar como una estrategia contra la pérdida de la diversidad.

## 11. PERSPECTIVAS

- Continuar con la identificación a nivel de especie de todos aquellos organismos de los cuales no se alcanzó dicho nivel taxonómico, para reportar el listado taxonómico de las especies de coleópteros registrados para el estado de Tlaxcala.
- Se propone evaluar diferentes métodos de manejo forestal empleados en bosques templados a parte del evaluado durante este trabajo, para poder establecer estrategias de conservación en torno a los coleópteros saproxílicos, definiendo las prácticas más adecuadas para la conservación del ambiente.
- Debido a que el área de estudio está sujeta a manejo forestal se sugiere realizar estudios de manera periódica con la finalidad de tener un mejor entendimiento sobre los cambios en las comunidades debido a la modificación del bosque y comprobar si los resultados obtenidos, muestran el mismo patrón.
- Realizar estudios incrementando el número de sitios de muestreo en cada área evaluada, con la finalidad de incrementar las réplicas y poder obtener una perspectiva más detallada del efecto del manejo forestal sobre los coleópteros saproxílicos.
- Evaluar el método de manejo forestal evaluando un número igual de áreas con manejo y sin manejo, esto con la finalidad de obtener un mejor entendimiento sobre las diferencias entre las áreas con manejo y sin manejo.

## 12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre-Calderón, O. A. 2015. Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*. 21: 17-28.
- Aguirre-Tapiero, M. P. 2009. Clave de identificación de géneros conocidos y esperados de Elateridae Leach (Coleoptera: Elateroidea) en Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. 10(2): 25-35.
- Alexander, K. N. A. 2002. The invertebrates of living and decaying timber in Britain and Ireland a provisional annotated checklist. *English Nature Research Reports*. 467. 142 pp.
- Alexander, K. N. A. 2008. Tree biology and saproxylic Coleoptera: Issues of definitions and conservation language. *Revue d'Écologie 'La terre et la Vie'*. 63: 1-5.
- Andersen, A. N. y J. D. Majer. 2004. Ants show the way Down Under: Invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2(6): 291-298.
- Arnett, R. H., M. C. Thomas., P. E. Skelley y J. H. Frank. 2002. *American Beetles. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea*. CRC Press LLC. 861 p.
- Bacaro, G., C. Ricotta y S. Mazzoleni. 2007. Measuring beta-diversity from taxonomic similarity. *Journal of Vegetation Science*. 18: 793-798.
- Balam-Ballote, Y. R. y J. L. León-Cortés. 2010. Forest management and biodiversity: A study of an indicator insect group in southern Mexico. *Interciencia*. 35(7): 526-533.
- Bazzas, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*. 56: 485-488.
- Begón, M., J. L. Harper y C. R. Townsend. 1999. *Ecología: Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Ediciones Omega. Tercera edición. Barcelona. 1172 p.
- Benítez-García, B., S. López-Pérez y S. Zaragoza-Caballero. 2017. Sinopsis de los géneros mexicanos de Chrysomelidae (Coleoptera: Chrysomelidae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88: 335-348.
- Brennan, K. E. C., L. Ashby., J. D. Majer., M. L. Moir y J. M. Koch. 2006. Simplifying of forest management practices for invertebrates: How effective are higher

- taxon and habitat surrogates for spiders following prescribed burning? *Forest Ecology and Management*. 231: 138-154.
- Camousseigt-Montolivo, B. 2005. Abundancia y riqueza de especies de coleópteros epigeos en parches de alfalfa que difieren en fragmentación y pérdida de hábitat. Tesis de Licenciatura. Universidad de Chile.
- Caro, T. y G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*. 13: 805-814.
- Chao, A., K. H. Ma y T. C. Hsieh. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide Published at [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_Download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_Download/).
- Chao, A. y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing simple by completeness rather than size. *Ecology*. 93:325-331.
- Clarke, K. R. y R. N. Gorley. 2001. PRIMER: User manual/tutorial. (Versión v5)[Programa de computación]. Plymouth, Reino Unido: PRIMER\_E Ltd.
- Cobb, T. P., J. L. Morissette., J. M. Jacobs., M. J. Koivula., J. R. Spences y D. W. Langor. 2010. Effects of Postfire Salvage Logging on Deadwood-Associated Beetles. *Conservation Biology*. 25(1): 94-104.
- CONAFOR. 2011. Manual y Procedimientos para el Muestreo en Campo. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. 140 pp.
- Cordero-Martínez, G. 2015. Eficiencia de captura de Coleoptera (Insecta) en trampas de intercepción de vuelo en un bosque templado en el estado de Tlaxcala. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Tlaxcala.
- Dajoz, R. 1998. Les insectes et la forêt: Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. Lavoisier. Technique y Documentarion. Paris. 594 pp.
- Dajoz, R. 2000. Insects and Forests. The role and diversity of insects in the forest environment. Intercept Ltd. Londres. 668 pp.
- Davies, Z. G., C. Tyler., G. B. Stewart y S. Pullin. 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*. 17: 209-234.

- De la Rosa-Maldonado, J. J. 2014. Coleópteros saproxílicos de los Bosques de Montaña en el Norte de la Comunidad de Madrid. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Madrid.
- Delgado, L. y R. M. Pedraza-Pérez. 2002. La madera muerta en los ecosistemas forestales. *Foresta Veracruzana*. 4(2): 59-66.
- Deloya, C. 2006. Escarabajos fitófagos del bosque mesófilo de montaña y comunidades derivadas en el centro de Veracruz, México (Coleoptera: Scarabaeoidea). En: Castro-Ramírez, A. E., M. A. Morón y A. Aragón (Eds). Publicación especial de El Colegio de la Frontera Sur, la Fundación PRODUCE Chiapas A. C. y la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. 81-98 pp.
- Escobar, M. A. H. 2008. Efecto selectivo de las plantaciones de pino radiate (*Pinus radiata* D. Don) sobre la comunidad de artrópodos del follaje. Tesis de Ingeniería. Universidad de Chile.
- Fattorini, S. y V. A. Taglianti. 2015. Use of taxonomic and chorological diversity to highlight the conservation value of insect communities in a Mediterranean coastal area: the carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) of Castelporziano (Central Italy). *Rendiconti Lincei*. 26: 625-641.
- Fleishman, E., D. D. Murphy y R. B. Blair. 2001. Selecting effective umbrella species. *Conservation Biologic Practices*. 2: 17-23.
- Fuller, R. J., T. H. Oliver y S. R. Leather. 2008. Forest management effects on carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forest: implications for conservation. *Insect Conservation and Diversity*. 1: 242-252.
- García de Jesús, S. 2017. Escarabajos en bosques del centro de México: Influencia de un manejo forestal sustentable en adultos y larvas. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- García de Jesús, S., C. E. Moreno y M. A. Morón. 2016a. Densidad y biomasa de larvas de escarabajos Dynastinae (Coleoptera: Melolonthidae). *Entomología mexicana*. 3: 618-625.
- García de Jesús, S., C. E. Moreno., M. A. Morón., I. Castellanos y N. P. Pavón. 2016b. Integrando la estructura taxonómica en el análisis de la diversidad

- alfa y beta de los escarabajos Melolonthidae en la Faja Volcánica Transmexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 87:1033-1044.
- García-López, A., A. P. Martínez-Falcón., E. Micó., P. Estrada y A. A. Grez. 2016. Diversity distribution of saproxylic beetles in Chilean Mediterranean forest: influence of spatiotemporal heterogeneity and perturbation. *Journal Insect Conservation*. 20: 723-736.
- Gittings, T., J. O'Halloran., T. Kelly y P. S. Giller. 2006. The contribution of open spaces to the maintenance of hoverfly (Diptera, Syrphidae) biodiversity in Irish plantation forests. *Forest Ecology and Management*. 237: 290-300.
- Gómez-Beda, S. 2013. Importancia de los Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) como bioindicadores del estado de conservación en vegetación fragmentada de Tuxpan y Tamiahua, Veracruz, México. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana.
- Gorgoso-Varela, J., A. Rojo-Alboreca., F. Cruz-Cobos y C. López-Fernández. 2015. Application of Mexican management method for unevenaged forests (MMOBI) to natural mixed stands in Asturias (northern Spain). *Recursos Rurais*. 11: 61-71.
- Greenberg, C. H. y A. McGrane. 1996. A comparison of relative abundance and biomass of ground-dwelling arthropods under different forest management practices. *Forest Ecology and Management*. 89: 31-41.
- Grove, S. J. 2002a. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 33:1-23.
- Grove, S. J. 2002b. The influence of forest management history on the integrity of the saproxylic beetle fauna in an Australian lowland tropical rainforest. *Biological Conservation*. 104: 149-171.
- Grove, S. J. y N. E. Stork. 1999. The conservation of saproxylic insects in tropical forest: a research agenda. *Journal of Insect Conservation*. 3: 67-74.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST-paleontological statistics, ver. 1.9.3.

- Heikkala, O., P. Martikainen y J. Kouki. 2016. Decadal effects of emulating natural disturbances in forest management on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation*. 194: 39-47.
- Hernández-Cárdenas, J. A., A. Flores-Palacios., A. M. Corona-López y V. H. Toledo-Hernández. 2016. Escarabajos saproxilófagos asociados a seis especies de plantas leñosas en un bosque tropical caducifolio de Tepoztlán, Morelos. *Entomología mexicana*. 3: 495-501.
- Hernández-Díaz, J. C. y J. A. Prieto-Ruíz. 2007. Estudio Regional Forestal caso UMAFOR No. 1001 Guanacevi. Durango. INIFAP. 226 pp.
- INEGI, 2015. Anuario estadístico y geográfico de Tlaxcala 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 524 pp.
- Intachat, J., J. D. Holloway y M. R. Speight. 1997. The effects of different forest management practices on geometroid moth populations and their diversity in peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*. 9(3): 411-430.
- Janaína-Migliore, L. 2015. Caracterização da estrutura espaço-temporal da assembleia de coleópteros saproxilícos de uma floresta estacional semidecidual submontana (Minas Gerais-Brasil). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto.
- Kappes, H. 2006. Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forest. *Forest Ecology and Management*. 237: 450-457.
- Lachat, T., B. Wermelinger., M. M. Gossner., H. Bussler., G. Isacson y J. Müller. 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperatura in European beech forests. *Ecological Indicators*. 23: 323-331.
- Lanfranco, D., S. Ide., C. Ruiz., H. Peredo y I. Vives. 2002. Escarabajos de la corteza presentes en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile. *Bosque*. 23(1): 101-109.
- Langor, D. W., H. E. J. Hammond., J. R. Spence., J. Jacobs y T.P. Cobb. 2008. Saproxylic insect assemblages in Canadian forests: diversity, ecology, and conservation. *Canadian Entomologist*. 140: 453-474.

- Lanuza-Garay, A. y U. Vargas-Cusatti. 2011. Escarabajos saproxílicos (Hexapoda: Coleoptera) en un bosque húmedo tropical de Panamá: Diversidad y Abundancia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. 12(2): 19-25.
- Lassau, S. A., D. F. Hochuli., G. Cassis y C. A. M. Reid. 2005. Effects of hábitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distribution*. 11: 73-82.
- Lichstein, J. 2007. Multiple regression on distance matrices: A multivariate spatial analysis tool. *Plant Ecology*. 188: 117-131.
- López de Luzuriaga, A. y J. M. Olano. 2006. Con los pies en el suelo: incluyendo la estructura espacial de los datos en los análisis multivariantes. *Ecosistemas*. 15(3): 59-67.
- Maleque, M. A., K. Maeto y H. T. Ishii. 2009. Arthropods as biondicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied Entomology and Zoology*. 44(1): 1-11.
- Mantel, N. 1967. The Detection if Disease Clustering and a Generalized Regression Approach. *Cancer Research*. 27(2): 209-220.
- Martínez-Falcón, A. P., C. E. Moreno y N. P. Pavón. 2015. Litter fauna communities and litter decomposition in a selectively logged and an unmanaged pine-oak forest in Mexico. *Bosque*. 36(1): 81-93.
- Martínez de Murguía, L., J. Lapaza., E, Salaberria., M. Méndez y F. Molino-Olmedo. 2004. Coleópteros saproxílicos (Insecta: Coleoptera) de un hayedo acidófilo en regeneración del norte peninsular. *Munibe*. 55: 167-182.
- Mason, F., G. Nardi y M. Tisato. 2003. Legno morto: una chiave per la biodiversita. *Dead Wood: a key to biodiversity. Proceeding of the International Symposium 29th-31st May 2003. Mantova (Italy). Suppl. 2. 100 pp.*
- Méndez-Iglesias, M. 2009. Los insectos saproxílicos en la Península Ibérica: Qué sabemos y qué nos gustaría saber. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*. 44: 505-512.

- Micó, E., A. García-López., A. Sánchez., M. Juárez y E. Galante. 2015. What can physical, biotic and chemical features of a tree hollow tell us about their associated diversity?. *Journal of Insects Conservation*. 19: 141-153.
- Micó, E., A. García-López., H. Brustel., A. Padilla y E. Galante. 2013. Explaining the saproxylic beetle diversity of a protected Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation*. 22: 889-904.
- Milberg, P., K. Bergman., H. Johansson y N. Jansson. 2014. Low host-tree preferences among saproxylic beetles: a comparison of four deciduous species. *Insect Conservation and Diversity*. 7: 508-522.
- Moreno, E. C., F. Barragan., E. Pineda y P. N. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1249-1261.
- Moreno, E. C., R. Guevara., G. Sánchez-Rojas., D. Téllez y J. R. Verdú. 2008. Community level patterns in diverse systems: A case study of litter fauna in a Mexican pine-oak forest using higher taxa surrogates and re-sampling methods. *Acta Oecologica*. 33: 73-84.
- Morón, M. A., G. Nogueira., C. V. Rojas-Gómez y R. Arce-Pérez. 2014. Biodiversidad de Melolonthidae (Coleoptera) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: 298-302.
- Müller, J., J. Brunet., A. Brin., C. Bouget., H. Brestel., H. Bussler., B. Föster., G. Isacson., F. Köhler., T. Lachat y M. M. Gossner. 2013. Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxylic beetles for the conservation of European Beech forests. *Insect Conservation and Diversity*. 6: 162-169.
- Müller, J., Bussler, H. y T. Kneib. 2008. Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *European Journal Insect Conservation*. 12: 107-124.
- Müller, J. y M. M. Goßner. 2010. Three-dimensional partitioning of diversity informs state-wide strategies for the conservation of saproxylic beetles. *Biological Conservation*. 143: 625-633.

- Navarrete-Heredia, J. L., A. F. Newton., M. K. Thayer., J. S. Ashe y D. S. Chandler. 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México. 401 pp.
- Nigro, G. 2014. Applicazione della técnica non invasiva del marcaggio fotografico nel monitoraggio del raro coleottero saproxilico *Rosalia alpina* (Cerambycidae) in due aree studio italiane. Tesi di Laurea. Università.
- Okland, B., A. Bakke., S. Hagvar y T. Kvamme. 1996. What factors influence the diversity of saproxilic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation*. 5: 75-100.
- Pearce, J.L. y L. A. Venier. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological indicators*. 6: 780-793.
- Pérez-Moreno, J.I. y F. Moreno-Grijalba. 2009. Los coleópteros saproxílicos del Parque Natural de Sierra de Cebollera (La Rioja). Instituto de Estudios Riojanos. Logroño. 180 pp.
- Pineda-López, R. Y J. R. Verdú-Faraco. 2013. Cuaderno de Prácticas. Medición de la biodiversidad: diversidades alfa, beta y gamma. Universidad Autónoma de Querétaro y Universidad de Alicante. Editorial Universitaria, Colección académica, Serie Nodos. 114 pp.
- Quinto, J. 2013. Diversidad, ecología y conservación de insectos saproxílicos (Coleoptera y Diptera: Syrphidae) en oquedades arbóreas del Parque Nacional de Cabañeros (España). Tesis de doctorado. Universidad de Alicante.
- Quinto, J., M. A. Marcos-García y E. Micó. 2015. Jugar a extinguir ensambles: importancia de las oquedades de los árboles para la biodiversidad de insectos saproxílicos. *Cuadernos de Biodiversidad*. 48: 1-6.
- Ramírez-Hernández, A., E. Micó., M. A. Marcos-García y E. Galante. 2015. Coleópteros y sírfidos saproxílicos (Coleoptera; Diptera: Syrphidae) de las dehesas del oeste ibérico: la Reserva Biológica de Campanarios de Azaba (Salamanca). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*. 39(1-2): 135-160.

- Recalde-Irurzun, J. I. y A. F. San Martín Moreno. 2015. Aproximación a la fauna de escarabajos saproxílicos (Coleoptera) del Parque Natural del Señorío de Bertiz (Navarra). *Heteropterus Revista de Entomología*. 15(1): 43-57.
- Ricarte, A., T. Jover., M. A. Marcos-García., E. Micó y H. Brustel. 2009. Saproxilic beetles (Coleoptera) and hoverflies (Diptera: Syrphidae) from a Mediterranean forest: towards a better understanding of their biology for species conservation. *Journal of Natural History*. 43(9-10): 583-607.
- Rodríguez, C. R., M. R. Mendoza y G. R. Barrena. 1960. El método mexicano de ordenación de montes. En: *Algunas prácticas de ordenación de montes*. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. México. 9-74 pp.
- Rodríguez-Jaume, M. J. y R. Morar-Catala. 2001. *Estadística informativa: Casos y ejemplos con el SPSS*. Universidad de Alicante servicio de publicaciones. 310 p.
- Roughley, R. E., D. A. Pollock y D. J. Wade. 2006. Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) across a tallgrass prairie – aspen forest ecotone in southern Manitoba. *The Canadian Entomologist*. 138: 545-567.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Sánchez-Galván, I. R., J. Quinto., E. Micó., E. Galante y M. A. Marcos-García. 2014. Facilitation among saproxylic insects inhabiting tree hollows in a Mediterranean forest: The case of cetonids (Coleoptera: Cetoniidae) and syrphids (Diptera: Syrphidae). *Environmental Entomology*. 43: 336-343.
- Santos, T y J. L. Telleria. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 15 (2): 3-12.
- Similä, M., J. Kouki y P. Martikainen. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*. 174: 365-381.
- Speight, M. C. D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment*. Council of Europe. Estrasburgo. 42: 77 pp.

- Steffan-Dewender, I. 2003. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology*. 4: 1036-1044.
- Taylor R. J. y N. Doran. 2001. Use of terrestrial invertebrates as indicators of ecological sustainability of forest management under the Montreal Process. *Journal of Insect Conservation*. 5: 221-231.
- Téllez-Barraza, D. 2006. Diversidad de la fauna de hojarasca en fragmentos de bosque de Pino-encino con y sin manejo forestal. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Tonetto, A. F., P. C. Bispo y C. C. Z. Branco. 2016. Diversity Assessment of Lotic Macroalgal Flora by the Application of Taxonomic Distinctness Index. *Biota Neotropica*. 16: e0085.
- Torres, R. J. M. 2000. Sostenibilidad del volumen de cosecha calculado con el Método de Ordenación de Montes. *Madera y Bosques*. 6(2): 57-72.
- Triplehorn, C. A. y N. F. Johnson. 2005. Order Coleoptera: Beetles. En: Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects. Séptima Edición. Thomson, Brooks/Cole. p. 674-731.
- UZACHI (Unión de comunidades productoras forestales Zapotecas-Chinantecas). 2003. Programa de manejo forestal persistente para el aprovechamiento maderable de la comunidad de Calpulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca. 96 pp.
- Viljur, M. L. y T. Teder. 2016. Butterflies take advantage of contemporary forestry: Clear-cuts as temporary grasslands. *Forest Ecology and Management*. 376: 118-125.
- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*. 35: 532-543.
- Wikars, L., E. Sahlin y T. Ranius. 2005. A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *The Canadian Entomologist*. 137: 304-324.
- Zach, P. 2003. The occurrence and conservation status of *Limoniscus violaceus* and *Ampedus quadrisignatus* (Coleoptera, Elateridae) in Central Slovakia. En:

Proceedings of the second pan-European conference on saproxylic beetles.  
Royal Holloway, University of London: People's Trust for Endangered  
Species. pp. 12-16.

Zhang, Z. 2011. Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and  
survey of taxonomy richness. *Zootaxa*. 3148: 1-237.

Anexo 1. Listado de material recolectado, gremios tróficos a los cuales pertenece y presencia en las distintas áreas de muestreo. Depredadores (Dep), Fitófagos (Fit), Micófagos (Mic), Saproxilófagos (SX). Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

	Familia	Genero	Especie	Gremio trófico	Área control	9 años	3 años	1 año	Abundancia total
1	Agyrtidae	<i>Apteroloma</i>	sp1	SX	3	1	0	3	7
2	Agyrtidae	Agyrtidae	sp1	SX	1	0	0	0	1
3	Agyrtidae	Agyrtidae	sp2	SX	0	1	0	0	1
4	Cantharidae	<i>Malthodes</i>	sp1	SX	0	0	1	0	1
5	Cantharidae	<i>Polemius</i>	sp1	Fit	2	1	0	0	3
6	Cantharidae	<i>Polemius</i>	sp2	Fit	2	0	0	1	3
7	Cantharidae	<i>Polemius</i>	sp3	Fit	1	1	0	1	3
8	Cantharidae	<i>Polemius</i>	sp4	Fit	2	0	1	1	4
9	Cantharidae	<i>Ragonycha</i>	sp1	Dep	0	1	0	0	1
10	Carabidae	-	sp1	Dep	0	0	1	0	1
11	Cerambycidae	<i>Arophalus</i>	sp1	SX	1	0	0	0	1
12	Cerambycidae	<i>Eustrichillus</i>	<i>comus</i>	SX	0	1	0	0	1
13	Cerambycidae	<i>Leptostylus</i>	<i>pulcherrismus</i>	SX	1	0	0	0	1
14	Cerambycidae	<i>Meloemorpha</i>	<i>aliena</i>	SX	0	1	0	0	1

15	Cerambycidae	<i>Neospondylis</i>	sp1	SX	0	1	0	0	1
16	Chrysomelidae	-	sp1	Fit	1	0	0	0	1
17	Chrysomelidae	<i>Gastrophysa</i>	sp1	Fit	0	0	0	1	1
18	Chrysomelidae	<i>Gastrophysa</i>	sp2	Fit	1	0	0	0	1
19	Chrysomelidae	<i>Zigogramma</i>	sp1	Fit	0	0	1	1	2
20	Cupedidae	-	sp1	SX	0	0	0	1	1
21	Cupedidae	-	sp1	SX	0	1	0	0	1
22	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp1	SX	1	4	0	1	6
23	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp2	SX	7	4	2	0	13
24	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp3	SX	4	5	0	0	9
25	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp4	SX	2	0	0	0	2
26	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp5	SX	0	1	0	0	1
27	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp6	SX	0	1	0	0	1
28	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp7	SX	0	0	1	0	1
29	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp8	SX	0	1	0	0	1
30	Curculionidae	<i>Dendroctonus</i>	sp9	SX	0	1	0	0	1
31	Derodontidae	<i>Laricobius</i>	sp1	Mic	5	0	2	1	8
32	Elateridae	<i>Dipropus</i>	sp1	Dep	0	0	0	1	1

33	Elateridae	<i>Hemirrhypus</i>	sp1	Dep	2	2	0	1	5
34	Endomychidae	<i>Endomychus</i>	sp1	Mic	2	0	0	0	2
35	Endomychidae	<i>Mycetina</i>	sp1	Mic	0	0	1	0	1
36	Histeridae	-	sp1	Dep	0	0	1	0	1
37	Histeridae	-	sp2	Dep	1	1	0	0	2
38	Lampyridae	<i>Phroturys</i>	sp1	Dep	2	11	1	2	16
39	Latridiidae	-	sp1	Mic	0	1	0	0	1
40	Leiodidae	-	sp1	Mic	1	0	0	0	1
41	Leiodidae	-	sp2	Mic	1	0	0	0	1
42	Leiodidae	-	sp1	Mic	1	1	0	0	2
43	Lycidae	<i>Caenia</i>	sp1	Dep	0	1	0	0	1
44	Lycidae	<i>Plateros</i>	sp1	Dep	0	0	0	1	1
45	Lycidae	<i>Plateros</i>	sp2	Dep	1	0	0	0	1
46	Melolonthidae	<i>Diplotaxis</i>	sp1	Fit	0	1	0	0	1
47	Melolonthidae	<i>Phyllophaga</i>	sp1	Fit	0	2	0	1	3
48	Melolonthidae	<i>Phytalus</i>	sp1	Fit	3	64	6	7	80
49	Melolonthidae	<i>Plusiotis</i>	<i>Orizabae</i>	SX	0	2	0	0	2
50	Mordellidae	-	sp1	Fit	2	3	0	0	5

51	Nitidulidae	<i>Carpophilus</i>	sp1	Mic	1	0	4	0	5
52	Nitidulidae	<i>Carpophilus</i>	sp2	Mic	0	0	0	1	1
53	Nitidulidae	<i>Carpophilus</i>	sp3	Mic	1	0	0	0	1
54	Orsodacnidae	-	sp1	Fit	0	0	0	1	1
55	Phalacridae	-	sp1	Fit	1	0	0	0	1
56	Ptilidae	-	sp1	Dep	0	1	0	0	1
57	Salpingidae	-	sp1	SX	1	0	0	0	1
58	Staphylinidae	<i>Apocellus</i>	sp1	SX	2	0	0	0	2
59	Staphylinidae	<i>Atanygnathus</i>	sp1	SX	0	0	0	1	1
60	Staphylinidae	<i>Deleaster</i>	sp1	Dep	1	0	0	1	2
61	Staphylinidae	<i>Deleaster</i>	sp2	Dep	0	3	0	2	5
62	Staphylinidae	<i>Diochus</i>	sp1	SX	1	1	3	0	5
63	Staphylinidae	<i>Diochus</i>	sp2	SX	1	1	1	0	3
64	Staphylinidae	<i>Diochus</i>	sp3	SX	0	0	1	1	2
65	Staphylinidae	<i>Eleusis</i>	sp1	SX	1	0	0	1	2
66	Staphylinidae	<i>Eustilicus</i>	sp1	SX	4	1	0	1	6
67	Staphylinidae	<i>Eustilicus</i>	sp2	SX	0	1	0	2	3
68	Staphylinidae	<i>Heterothops</i>	sp1	SX	4	0	1	1	6

69	Staphylinidae	<i>Homaeotarsus</i>	sp1	SX	1	3	2	0	6
70	Staphylinidae	<i>Ischnosoma</i>	sp1	SX	0	0	1	0	1
71	Staphylinidae	<i>Philonthus</i>	sp1	SX	1	0	1	7	9
72	Staphylinidae	<i>Philonthus</i>	sp2	SX	0	0	0	2	2
73	Staphylinidae	<i>Philonthus</i>	sp3	SX	0	1	0	4	5
74	Staphylinidae	<i>Philonthus</i>	sp4	SX	1	2	1	2	5
75	Staphylinidae	<i>Phloeonomus</i>	sp1	SX	0	0	0	1	1
76	Staphylinidae	<i>Quedius</i>	sp1	SX	0	1	0	0	1
77	Staphylinidae	<i>Quedius</i>	sp2	SX	0	1	0	0	1
78	Staphylinidae	<i>Sepedophilus</i>	sp1	SX	1	3	0	0	4
79	Staphylinidae	<i>Tachinus</i>	sp1	Mic	0	0	1	0	1
80	Staphylinidae	<i>Tachyporus</i>	sp1	SX	1	2	0	2	5
81	Tenebrionidae	<i>Alaephus</i>	sp1	SX	1	2	0	0	3
82	Tenebrionidae	<i>Anchomma</i>	sp1	SX	3	0	3	1	7
83	Tenebrionidae	<i>Rhipidandus</i>	sp1	SX	0	1	0	0	1
Abundancia					55	37	77	139	308

Anexo 2. Niveles taxonómicos y abundancia en las distintas áreas de muestreo. Los años hacen referencia al tiempo de recuperación posterior al aprovechamiento forestal.

Suborden	Superfamilia	Familia	Subfamilia	Tribu	Subtribu	Género	Especie	Area Control	9 años	3 años	1 año
Adephaga	-	Carabidae	-	-	-	-	Carabidae_sp1	0	0	1	0
Archostemata	-	Cupedidae	-	-	-	-	Cupedidae1_sp1	0	0	0	1
Archostemata	-	Cupedidae	-	-	-	-	Cupedidae2_sp1	0	1	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Cerambycidae	Lamiinae	Acanthocinini	-	<i>Eutrichillus</i>	<i>Eutrichillus_comus</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Cerambycidae	Lamiinae	Acanthocinini	-	<i>Leptostylus</i>	<i>Leptostylus_pulcherrismus</i>	1	0	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Cerambycidae	Lepturinae	Lepturini	-	<i>Meloemorpha</i>	<i>Meloemorpha_aliena</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Cerambycidae	Spondylidinae	Asemini	-	<i>Arhopalus</i>	<i>Arophalus_sp1</i>	1	0	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Cerambycidae	Spondylidinae	Spondylidini	-	<i>Neospondylis</i>	<i>Neospondylis_sp1</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Chrysomelidae	-	-	-	-	Chrysomelidae_sp1	1	0	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Chrysomelidae	Chrysomelinae	Chrysomelini	Chrysomelina	<i>Gastrophysa</i>	<i>Gastrophysa_sp1</i>	0	0	0	1
Polyphaga	Chrysomeloidea	Chrysomelidae	Chrysomelinae	Chrysomelini	Chrysomelina	<i>Gastrophysa</i>	<i>Gastrophysa_sp2</i>	1	0	0	0
Polyphaga	Chrysomeloidea	Chrysomelidae	Chrysomelinae	Chrysomelini	Doryphorina	<i>Zigogramma</i>	<i>Zigogramma_sp1</i>	0	0	1	1
Polyphaga	Chrysomeloidea	Orsodacnidae	-	-	-	-	Orsodacnidae_sp1	0	0	0	1
Polyphaga	Coccinelloidea	Endomychidae	Endomychinae	-	-	Endomychus	Endomychus_sp1	2	0	0	0
Polyphaga	Coccinelloidea	Endomychidae	Lycoperdininae	-	-	<i>Mycetina</i>	<i>Mycetina_sp1</i>	0	0	1	0
Polyphaga	Coccinelloidea	Latridiidae	Latridiidae	-	-	-	Latridiidae_sp1	0	1	0	0
Polyphaga	Cucujoidea	Nitidulidae	Carpophilinae	-	-	<i>Capophilus</i>	<i>Capophilus_sp1</i>	1	0	4	0
Polyphaga	Cucujoidea	Nitidulidae	Carpophilinae	-	-	<i>Capophilus</i>	<i>Capophilus_sp2</i>	0	0	0	1
Polyphaga	Cucujoidea	Nitidulidae	Carpophilinae	-	-	<i>Capophilus</i>	<i>Carpophilus_sp3</i>	1	0	0	0
Polyphaga	Cucujoidea	Phalacridae	-	-	-	-	Phalacridae_sp1	1	0	0	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp1</i>	1	4	0	1
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp2</i>	7	4	2	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp3</i>	4	5	0	0

Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp4</i>	2	0	0	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp5</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp6</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp7</i>	0	0	1	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp8</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Curculionoidea	Curculionidae	Scolytinae	Hylesinini	Tomicina	<i>Dendroctonus</i>	<i>Dendroctonus_sp9</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Derodontoidea	Derodontidae	-	-	-	<i>Laricobius</i>	<i>Laricobius_sp1</i>	5	0	2	1
Polyphaga	Elateroidea	Cantharidae	Cantharinae	Cantharini	-	<i>Ragonycha</i>	<i>Ragonycha_sp1</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Elateroidea	Cantharidae	Malthininae	Malthodini	-	<i>Malthodes</i>	<i>Malthodes_sp1</i>	0	0	1	0
Polyphaga	Elateroidea	Cantharidae	Silinae	Silini	-	<i>Polemius</i>	<i>Polemius_sp1</i>	2	1	0	0
Polyphaga	Elateroidea	Cantharidae	Silinae	Silini	-	<i>Polemius</i>	<i>Polemius_sp2</i>	2	0	0	1
Polyphaga	Elateroidea	Cantharidae	Silinae	Silini	-	<i>Polemius</i>	<i>Polemius_sp3</i>	1	1	0	1
Polyphaga	Elateroidea	Cantharidae	Silinae	Silini	-	<i>Polemius</i>	<i>Polemius_sp4</i>	2	0	1	1
Polyphaga	Elateroidea	Elateridae	-	-	-	<i>Hemirrhypus</i>	<i>Hemirrhypus_sp1</i>	2	2	0	1
Polyphaga	Elateroidea	Elateridae	Elaterinae	Ampedini	Dicrepidina	<i>Dipropus</i>	<i>Dipropus_sp1</i>	0	0	0	1
Polyphaga	Elateroidea	Lampyridae	Photurinae	-	-	<i>Phroturis</i>	<i>Phroturys_sp1</i>	2	11	1	2
Polyphaga	Elateroidea	Lycidae	-	-	-	<i>Plateros</i>	<i>Plateros_sp1</i>	0	0	0	1
Polyphaga	Elateroidea	Lycidae	-	-	-	<i>Plateros</i>	<i>Plateros_sp2</i>	1	0	0	0
Polyphaga	Elateroidea	Lycidae	Lycinae	Calopterini	-	<i>Caenia</i>	<i>Caenia_sp1</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Hydrophiloidea	Histeridae	-	-	-	Histeridae1	Histeridae1_sp1	0	1	1	0
Polyphaga	Hydrophiloidea	Histeridae	-	-	-	Histeridae1	Histeridae1_sp2	1	0	0	0
Polyphaga	Scarabaeoidea	Melolonthidae	Melolonthinae	Diplotaxini	-	<i>Diplotaxis</i>	<i>Diplotaxis_sp1</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Scarabaeoidea	Melolonthidae	Melolonthinae	-	-	<i>Phillophaga</i>	<i>Phillophaga_sp1</i>	0	2	0	1
Polyphaga	Scarabaeoidea	Melolonthidae	Melolonthinae	-	-	<i>Phytalus</i>	<i>Phytalus_sp1</i>	3	64	6	7
Polyphaga	Scarabaeoidea	Melolonthidae	Rutelinae	Rutelini	-	<i>Plusiotis</i>	<i>Plusiotis_orizabae</i>	0	2	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Agyrtidae	-	-	-	Agyrtidae	Agyrtidae_sp1	1	0	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Agyrtidae	-	-	-	Agyrtidae	Agyrtidae_sp2	0	1	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Agyrtidae	-	-	-	<i>Apteroloma</i>	<i>Apteroloma_sp1</i>	3	1	0	3
Polyphaga	Staphylinoidea	Leiodidae	-	-	-	Leiodidae1	Leiodidae1_sp1	1	0	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Leiodidae	-	-	-	Leiodidae1	Leiodidae1_sp2	1	0	0	0

Polyphaga	Staphylinoidea	Leiodidae	-	-	-	-	Leiodidae2_sp1	1	1	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Ptilidae	-	-	-	-	Ptilidae_sp1	0	1	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Omalinae	Omalini	-	<i>Phloeonomus</i>	<i>Phloeonomus_sp1</i>	0	0	0	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Osoriinae	Eleusini	-	<i>Eleusis</i>	<i>Eleusis_sp1</i>	1	0	0	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Oxytelinae	Euphaniini	-	<i>Deleaster</i>	<i>Deleaster_sp1</i>	1	0	0	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Oxytelinae	Euphaniini	-	<i>Deleaster</i>	<i>Deleaster_sp2</i>	0	3	0	2
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Oxytelinae	Oxytelini	-	<i>Apocellus</i>	<i>Apocellus_sp1</i>	2	0	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Paederinae	Paederini	Cryptobiina	<i>Homaeotarsus</i>	<i>Homaeotarsus_sp1</i>	1	3	2	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Paederinae	Paederini	Stilicina	<i>Eustilicus</i>	<i>Eustilicus_sp1</i>	4	1	0	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Paederinae	Paederini	Stilicina	<i>Eustilicus</i>	<i>Eustilicus_sp2</i>	0	1	0	2
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Diochini	-	<i>Diochus</i>	<i>Diochus_sp1</i>	1	1	3	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Diochini	-	<i>Diochus</i>	<i>Diochus_sp2</i>	1	1	1	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Diochini	-	<i>Diochus</i>	<i>Diochus_sp3</i>	0	0	1	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Amblyopinina	<i>Heterothops</i>	<i>Heterothops_sp1</i>	4	0	1	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Philonthina	<i>Philonthus</i>	<i>Philonthus_sp1</i>	1	0	1	7
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Philonthina	<i>Philonthus</i>	<i>Philonthus_sp2</i>	0	0	0	2
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Philonthina	<i>Philonthus</i>	<i>Philonthus_sp3</i>	0	1	0	4
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Philonthina	<i>Philonthus</i>	<i>Philonthus_sp4</i>	1	2	1	2
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Quediina	<i>Quedius</i>	<i>Quedius_sp1</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Quediina	<i>Quedius</i>	<i>Quedius_sp2</i>	0	1	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylininae	Staphylinini	Tanygnathina	<i>Atanygnathus</i>	<i>Atanygnathus_sp1</i>	0	0	0	1
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Tachyporinae	Mycetoporini	-	<i>Ischnosoma</i>	<i>Ischnosoma_sp1</i>	0	0	1	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Tachyporinae	Tachyporini	-	<i>Sepedophilus</i>	<i>Sepedophilus_sp1</i>	1	3	0	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Tachyporinae	Tachyporini	-	<i>Tachinus</i>	<i>Tachinus_sp1</i>	0	0	1	0
Polyphaga	Staphylinoidea	Staphylinidae	Tachyporinae	Tachyporini	-	<i>Tachyporus</i>	<i>Tachyporus_sp1</i>	1	2	0	2
Polyphaga	Tenebrionoidea	Mordellidae	-	-	-	-	Mordellidae_sp1	2	3	0	0
Polyphaga	Tenebrionoidea	Salpingidae	-	-	-	-	Salpingidae_sp1	1	0	0	0
Polyphaga	Tenebrionoidea	Tenebrionidae	Pimeliinae	Anepsiini	-	<i>Anchomma</i>	<i>Anchomma_sp1</i>	3	0	3	0
Polyphaga	Tenebrionoidea	Tenebrionidae	Pimeliinae	Vacronini	-	<i>Alaephus</i>	<i>Alaephus_sp1</i>	1	2	0	1
Polyphaga	Tenebrionoidea	Tenebrionidae	Tenebrioninae	Bolitophagini	-	<i>Rhipidandrus</i>	<i>Rhipidandrus_sp1</i>	0	1	0	0

Anexo 3. Valores de las variables dependientes e independientes.

Variables independientes					
Años de recuperación	Altitud (m s.n.m)	Altura de la trampa (m)	Porcentaje de cobertura arbórea	Porcentaje de cobertura arbustiva	
1 año	2930	0	96.478	47.037	
1 año	2930	1.5	96.478	47.037	
1 año	2960	0	98.312	63.519	
1 año	2960	1.5	98.312	63.519	
1 año	2990	0	99.172	27.815	
1 año	2990	1.5	99.172	27.815	
3 años	2930	0	97.776	40.889	
3 años	2930	1.5	97.776	40.889	
3 años	2960	0	98.221	46.296	
3 años	2960	1.5	98.221	46.296	
3 años	2990	0	96.480	44.333	
3 años	2990	1.5	96.480	44.333	
9 años	2930	0	97.973	41.593	
9 años	2930	1.5	97.973	41.593	
9 años	2960	0	99.345	27.778	
9 años	2960	1.5	99.345	27.778	
9 años	2990	0	98.825	27.815	
9 años	2990	1.5	98.825	27.815	
30 años	2930	0	98.717	33.704	
30 años	2930	1.5	98.717	33.704	
30 años	2960	0	97.800	44.037	
30 años	2960	1.5	97.800	44.037	
30 años	2990	0	97.867	41.111	
30 años	2990	1.5	97.867	41.111	

Variables independientes					
Porcentaje de cobertura herbácea	Volumen de madera muerta	Grado de descomposición de la madera	Volumen de hojarasca	Volumen de humus	
41.593	408.149	2.382	0.002	0.012	
41.593	408.149	2.382	0.002	0.012	
56.148	7052.757	2.193	0.003	0.092	
56.148	7055.757	2.193	0.003	0.092	
16.185	10520.622	2.602	0.003	0.073	
16.185	10520.62	2.602	0.003	0.073	
15.037	72.020	2.602	0.006	0.144	
15.037	72.020	2.602	0.006	0.144	
15.037	72.020	2.602	0.006	0.144	
14.444	78.896	2.867	0.005	0.125	
14.444	78.896	2.867	0.005	0.125	
13.815	342.748	2.720	0.005	0.130	
13.815	342.748	2.720	0.005	0.130	
51.481	63.326	2.435	0.003	0.066	
51.481	63.326	2.435	0.003	0.066	
25.815	182.633	2.719	0.003	0.060	
25.815	182.633	2.719	0.003	0.060	
17.444	223.769	2.992	0.002	0.015	
17.444	223.769	2.992	0.002	0.015	
19.11	120.622	2.644	0.004	0.113	
19.11	120.622	2.644	0.004	0.113	
23.296	1138.699	2.632	0.003	0.126	
23.296	1138.699	2.632	0.003	0.126	
25.593	138.637	2.600	0.003	0.249	
25.593	138.637	2.600	0.003	0.249	
25.593	138.637	2.600	0.003	0.249	

Variables independientes		Variables dependientes				
Diámetro a la altura del pecho	Abundancia	q0	q1	q2	Diversidad taxonómica	
0.759	0	0	0	0	0	
0.759	2	2	2	2	87.5	
1.209	26	18	14.614	11.266	70.35	
1.209	19	13	11.606	10.314	80.8	
0.972	0	0	0	0	0	
0.972	8	7	6.727	6.4	82.14	
1.004	0	0	0	0	0	
1.004	5	4	3.789	3.571	87.5	
1.056	7	4	3.585	3.266	91.67	
1.056	9	6	5.349	4.764	83.33	
0.950	10	10	10	10	77.5	
0.950	6	6	6	6	83.06	
0.982	23	14	13.069	12.302	80.87	
0.982	13	12	11.685	11.266	78.43	
0.955	12	7	4.898	3.428	82.59	
0.955	56	8	2.419	1.591	84.52	
0.640	27	15	9.675	5.832	87.5	
0.640	8	4	3.746	3.555	84.29	
1.203	17	12	10.632	9.323	81.44	
1.203	14	12	11.484	10.888	83.14	
1.154	3	3	3	3	82.5	
1.154	5	5	5	3	79.17	
1.376	22	18	17.098	16.133	83.97	
1.376	16	13	12.337	11.636	83.17	

Variables dependientes					
Abundancia depredadores	Abundancia fitófagos	Abundancia micófagos	Abundancia saproxilófagos	Riqueza depredadores	
0	0	0	0	0	
0	1	0	1	0	
1	9	0	16	1	
3	4	1	11	2	
0	0	0	0	0	
4	0	1	3	3	
0	0	0	0	0	
0	1	1	3	0	
2	3	2	2	2	
1	1	3	5	1	
0	0	2	4	0	
3	2	0	18	2	
2	3	1	7	2	
1	7	1	3	1	
6	46	0	4	2	
6	11	0	10	3	
2	3	0	3	1	
1	1	6	10	0	
0	1	1	11	1	
0	0	0	3	0	
0	1	1	3	0	
6	8	2	6	4	
0	4	2	10	0	

Variables dependientes		
Riqueza fitófagos	Riqueza micófagos	Riqueza saproxilófagos
0	0	0
1	0	1
6	0	11
2	1	8
0	0	0
0	1	11
0	0	0
1	1	2
1	0	3
1	1	2
1	2	4
0	3	5
1	0	11
3	1	6
2	1	3
3	0	3
2	0	10
1	0	2
1	5	6
1	1	9
0	0	3
1	1	3
6	2	6
4	2	7