

UNIVERSIDAD NACIONAL
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA CON ÉNFASIS EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES

Informe Escrito Final

Evaluación de la calidad de hábitat en bosques sometidos a manejo forestal
usando invertebrados (Lepidóptera y Scarabaeinae) como indicadores
biológicos, Zona Noratlántica, Costa Rica

Proyecto de graduación presentado como requisito parcial para optar al
grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de Recursos
Naturales

Alexa Morales Brenes

Campus Omar Dengo
Heredia, 2019

Este trabajo de graduación fue _____ por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Manejo de Recursos Naturales.

**Grado Académico, nombre
Presidente del Tribunal**

**Grado Académico, nombre
Director de la Escuela de Ciencias Biológicas**

**MSc. Manuel Guerrero Hernández
Tutor**

**MSc. Roxana Chacón Hidalgo
Asesor**

**MSc. Alexander Gómez Lépiz
Asesor**

**Grado Académico, nombre
Invitado(a) especial**

Agradecimiento

Agradezco profundamente a FUNDECOR, por confiar en mí y ayudarme para poder culminar esta aventura de crecimiento profesional y personal. Especialmente al señor Felipe Carazo Ortiz, director ejecutivo, así como a la señora Ivannia Vargas Moreno, Gerente de Áreas Silvestres Protegidas y Educación Ambiental, a los compañeros: José Manuel Miranda, Randall Herrera y William Duarte, por la ayuda brindada en la recolección de datos de campo. Sin su apoyo y comprensión estas letras no serían escritas.

A los *M.Sc.* Manuel Guerrero Hernández, *M.Sc.* Alexander Gómez Lépiz, *M.Sc.* Roxana Chacón Hidalgo por el acompañamiento y asesoramiento en la construcción de este proyecto, quienes además de ser excelentes profesionales me han demostrado a lo largo del tiempo ser personas de cualidades envidiables y de quienes he aprendido en este camino. Al *M.Sc.* Randall Jiménez, amigo y colega quien me colaboró en el análisis lógico de los datos.

A mis amigos y colegas de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, tanto del Bachillerato como de la Licenciatura, quienes además de premiarme con su amistad me han enseñado que existe la amistad verdadera a lo largo del tiempo.

Dedicatoria

A mami y papi que desde sus butacas han visto cómo se construye esta historia y viven cada capítulo de esta. A Cata que siempre me ha impulsado a seguir en mi camino. Mi vida no sería la misma sin ustedes.

Índice

Miembros del tribunal.....	I
Agradecimientos.....	II
Dedicatoria.....	III
Índice.....	IV
Índice de cuadros.....	VI
Índice de figuras.....	VII
Abreviaturas o acrónimos.....	IX
Resumen.....	X
1. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Justificación.....	3
1.3. Planteamiento del problema.....	5
1.4. Objetivos.....	5
1.4.1. Objetivo general.....	5
1.4.2. Objetivos específicos.....	5
2. Marco teórico.....	6
2.1 Marco legal del manejo de bosques en Costa Rica.....	6
2.2 Manejo forestal.....	7
2.3 Certificación forestal <i>Forest Stewardship Council</i>	8
2.4 FUNDECOR.....	10
2.5 Calidad de hábitat.....	11
2.6 Monitoreo biológico.....	12
2.7 Bioindicadores.....	12
2.8 Monitoreo de invertebrados.....	14
2.8.1 Orden Coleóptera.....	14
2.8.2 Orden Lepidóptera.....	15
3. Marco Metodológico.....	17

3.1. Sitio de estudio.....	17
3.2 Características biofísicas del cantón de Sarapiquí.....	18
3.3. Tratamiento:.....	18
3.4. Muestreos.....	21
3.5. Variables.....	21
3.5.1. Cobertura forestal aérea.....	21
3.5.2. Temperatura ambiental.....	22
3.6. Colecta de invertebrados.....	22
3.6.1. Coleópteros.....	22
3.6.2. Lepidópteros.....	24
3.7 Análisis de datos.....	25
4. Resultados.....	26
4.1 Coleópteros.....	26
4.2 Lepidópteros.....	34
5. Discusión.....	40
6. Conclusiones.....	51
7. Recomendaciones para el para el monitoreo biológico de bosques sometidos a aprovechamiento.....	55
8. Referencias bibliográficas.....	57

Índice de cuadros

Cuadro 1. Principios FSC para el manejo de bosques.....	9
Cuadro 2. Riqueza y abundancia de especies de coleópteros en bosques sometidos a manejo forestal, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	26
Cuadro 3. Riqueza total de especies de coleópteros observadas y estimadas en bosques sometidos a manejo de forestal, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	29
Cuadro 4. Riqueza y abundancia de especies de lepidópteros en bosques sometidos a manejo forestal, capturados mediante red de mariposas. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017 .	34
Cuadro 5. Riqueza y abundancia de especies de lepidópteros en bosques sometidos a manejo forestal, con trampa Van Someren-Rydon. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	38
Cuadro 6. Especies de escarabajos estercoleros que se alimentan de las excretas de diferentes especies de mamíferos, en tres bosques del en Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.	44

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación de los bosques muestreados.....	17
Figura 2. Bosque en el que se realizó el tratamiento 1, propiedad del señor José Antonio Fernández Otárola.....	19
Figura 3. Bosque en el que se realizó el tratamiento 2, propiedad de la señora Zoila Rosa Mora Bustamante.....	20
Figura 4. Bosque testigo propiedad de Industrias Agropecuarias Asociadas S.A.....	20
Figura 5. Densiómetro esférico cóncavo, utilizado para medir la cobertura forestal en las parcelas de muestreo.....	22
Figura 6. Ubicación de los transectos y trampas para muestreo de mariposas y trampas pitfall en cada una de las parcelas de muestreo.....	23
Figura 7. Trampas pitfall modificadas, utilizadas para la captura de escarabajos en los bosques muestreados.	24
Figura. 8. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de coleópteros en diferentes tiempos del manejo forestal en el Bosque Tratamiento 1, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017...	28
Figura 9. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de coleópteros en diferente tiempo de manejo forestal, en el Bosque Tratamiento 2, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017	28
Figura 10. Abundancia relativa de especies de coleópteros colectadas en el Bosque Tratamiento 1, de acuerdo con el período de muestreo, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017	30
Figura 11. NMDS de diversidad beta de coleópteros en el Bosque Tratamiento 1 bajo diferentes momentos de manejo forestal y su relación con la temperatura y la cobertura boscosa. Flecha en azul indica $p > 0.05$ y flecha roja indica $p < 0.05$. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017	31
Figura 12. Abundancia relativa de las especies colectadas en el Bosque Tratamiento 2, de acuerdo con el período de muestreo, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	32

Figura 13. NMDS de diversidad beta de coleópteros en el bosque tratamiento 2 bajo diferentes momentos de manejo forestal y su relación con la temperatura y la cobertura boscosa. Flecha en azul indica $p > 0.05$. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017	33
Figura 14. Abundancia relativa de especies de coleópteros colectados en dos bosques sometidos a manejo forestal. De acuerdo con el período de muestreo. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	34
Figura 15. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de mariposas capturadas con red en diferente tiempo de manejo forestal, en el Bosque Tratamiento 1, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	36
Figura 16. Abundancia relativa de las especies de mariposas capturadas con la metodología red de captura en transectos, en tres períodos de muestreo el Bosque Tratamiento 1 sometido a manejo forestal. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.	37
Figura 17. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de mariposas capturadas con trampas Van Someren-Rydon en diferente tiempo de manejo forestal, en el Bosque Tratamiento 1, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	39
Figura 18. Abundancia relativa de especies de mariposas capturadas con el método trampa Van Someren-Rydon en el Bosque Tratamiento 1 sometido a manejo forestal. En tres períodos de muestreo Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.....	40

Abreviaturas o acrónimos

ACCVC	Área de Conservación Cordillera Volcánica Central
AFE	Administración Forestal del Estado
CODEFORSA	Comisión para el Desarrollo Forestal de San Carlos
CVC	Cordillera Volcánica Central
FSC	Forest Stewardship Council (siglas en inglés)
FUNDECOR	Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central
NMDS	Escalamiento Multidimensional No Métrico (siglas en inglés)
OET	Organización para Estudios Tropicales
PSA	Pago de Servicios Ambientales

Resumen

Este estudio evaluó la calidad de hábitat de bosques en tres fincas de la zona Noratlántica de Costa Rica sometidos a manejo forestal usando invertebrados (Lepidóptera y Scarabaeinae) como indicadores biológicos para un aprovechamiento sostenible. Mediante el uso de trampas *pitfall* se colectaron 618 escarabajos de 21 especies (subfamilia Scarabaeinae), 134 mariposas de 21 especies (red) y 35 mariposas de 12 familias (trampas Van Someren-Rydon). Los bosques manejados muestreados presentaron mayores niveles de riqueza y diversidad de especies con respecto al bosque control, lo cual podría explicarse al considerar una oferta alimenticia variada, resultado del aumento de la heterogeneidad ambiental que se provocó al realizar las acciones de aprovechamiento en el interior del bosque. La composición de especies de coleópteros en los bosques manejados fue significativamente diferente, a través del manejo, se presentaron especies con preferencia por hábitats conservados antes; y presencia de especies tolerantes a la perturbación durante y después del proceso. En los tres bosques muestreados, muchas de las especies identificadas están asociadas a bosques tropicales conservados en donde se alimentan de carroña de mamíferos medianos y grandes. En cuanto a los lepidópteros, se observó una diferencia en la abundancia relativa de especies a lo largo del proceso de manejo, con presencia de especies típicas de bosques lluviosos primarios, y secundarios densos con sombra en su interior; hasta especies que tienen preferencia por sitios con presencia de claros, senderos, zonas de sotobosque soleado y áreas que han sido intervenidas a lo largo del proceso de manejo. Las actividades de aprovechamiento en los bosques, al generar cambios en la estructura y composición de la vegetación, lo hacen a su vez, sobre la comunidad de mariposas. Los bosques estudiados sometidos a procesos de manejo que lograron mantener las comunidades de especies muestreadas aún después del aprovechamiento, lo que indica que la calidad de los hábitats muestreados sigue siendo adecuada cuando el aprovechamiento de bosque que se realiza provoca un impacto bajo.

1. Introducción

1.1. Antecedentes

El manejo forestal en Costa Rica inició hace más de veinte años y se encuentra fundamentado en la Ley Forestal N° 7575 creada en el año 1996, en la que se constituye como uno de los mecanismos para lograr un desarrollo forestal sostenible (Ley Forestal, 1996).

En el año 1998 mediante el Decreto Ejecutivo N° 27388 la Comisión Nacional de Certificación Forestal define una serie de principios, criterios e indicadores para el manejo de bosque. Posterior a esto, en el año 2008 en el Decreto Ejecutivo N° 34559 se crean los Estándares de Sostenibilidad para el Manejo de los Bosques, en donde se desarrollan los principios, criterios e indicadores para el manejo sostenible y el Código de prácticas, los cuales se encuentran vigentes en la actualidad.

En Costa Rica, la zona Noratlántica se considera una de las áreas de mayor cobertura vegetal con representación de bosque húmedo tropical primario. La zona es una de las más importantes a nivel nacional en la producción de madera. Sin embargo, en la década de los ochentas y noventas fue sometida a altos niveles de deforestación colocándose en ese momento como la zona más deforestada del país (Ramos-Bendaña, 2004).

Debido a la alta tasa de deforestación que presentaba la zona en los años noventa se inició con el desarrollo de varias propuestas de conservación del bosque entre los que se encuentran los incentivos para generar plantaciones forestales y aprovechamiento de madera de bosques naturales de forma sostenible con el apoyo de organizaciones de que brindaban asistencia técnica y la conectividad de áreas boscosas con la creación del corredor Biológico San Juan-La Selva, y el Refugio Nacional de Vida Silvestre Maquenque (Chassot y Monge-Arias, 2002; Méndez, 2008), propuestas que han logrado a lo largo de los años la reversión de la pérdida neta del área con cobertura boscosa.

El valor de las propuestas anteriormente mencionadas se refleja en el hecho de que estos programas se encuentran vigentes y actualmente se están realizando aprovechamientos forestales en bosques que han sido previamente intervenidos para la extracción forestal por medio de planes de manejo forestal, es decir segundas cosechas, en ciclos de corta de aproximadamente 15 años. Este tipo de manejo forestal ha sido elaborado principalmente por la Comisión para el Desarrollo Forestal de San Carlos (CODEFORSA) así como por la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) (Meza y Méndez, 2006).

Estos aprovechamientos forestales se caracterizan como sostenibles, al definir que los bosques tropicales que han sido sometidos a extracción de madera de forma selectiva son de importancia para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad de los sitios donde se encuentran (Hartshorn, 2016) y que los servicios ambientales suministrados por los bosques mantienen una alta calidad aún después de la extracción de madera (Meza y Méndez, 2006).

Con el afán de asegurar que el aprovechamiento forestal que se está realizando en la zona Noratlántica sea sostenible, diferentes instituciones han realizado esfuerzos por crear sistemas de monitoreo biológico en los bosques que han sido manejados. La Organización para Estudios Tropicales (OET), ha implementado parcelas permanentes de monitoreo dentro de la Estación Biológica La Selva donde se toman datos de la estructura del bosque. FUNDECOR, por su parte desde 1999, cuenta con una serie de parcelas permanentes de monitoreo en bosques privados que han sido sometidos a aprovechamiento forestal, reforestación, y plantaciones forestales, en donde se realizan medidas de las diferentes especies arbóreas, también se ha desarrollado monitoreo de bioindicadores estudiando las poblaciones de coleópteros, lepidópteros y mamíferos presentes en los bosques (Alvarado, Sanchun, y Aguilar, 2013).

Este monitoreo ha permitido evaluar el efecto que producen las acciones de manejo forestal sobre las comunidades biológicas que habitan los bosques de la zona Noratlántica, generando información que permite conocer la dinámica ecológica presente en los bosques sometidos a prácticas de manejo forestal, facilitando la toma de decisiones para reducir el impacto del manejo forestal en el bosque y la promoción de medidas que mejoren la conectividad de los bosques en un paisaje fragmentado

(Alvarado, Sanchun, y Aguilar, 2013).

1.2. Justificación

La forma más eficiente de conservar la diversidad biológica en un bosque es la protección absoluta del mismo. Aunque esta medida se aplica algunas veces con la creación de áreas protegidas, la solución no es aplicable a todos los bosques del planeta debido a que el ser humano a lo largo del desarrollo de la humanidad ha hecho uso de los bienes y servicios que los bosques brindan. Este hecho provoca diferentes opiniones sobre cuáles son los mejores mecanismos para conservar la biodiversidad de los bosques tropicales húmedos y si estos al ser manejados sosteniblemente continúan conservando de forma adecuada la diversidad biológica de los organismos que los habitan (McGinley, 2000).

Varios autores (WWF, 2004; McGinley, 2000), concuerdan que existe suficiente conocimiento sobre la ecología y silvicultura de los bosques tropicales para realizar aprovechamientos forestales sostenibles de forma que se logre proteger las funciones del ecosistema, mantener la biodiversidad y producir beneficios financieros para las comunidades donde se realizan los aprovechamientos.

Los bosques manejados por medio de técnicas de aprovechamientos que reduzcan el impacto de estructura y composición provocados por la extracción de madera del bosque, pueden contribuir a la conservación y conectividad de especies sobre todo en sitios en donde las áreas protegidas se encuentran separadas por diferentes matrices dentro del paisaje (McGinley, 2000).

Para asegurar esa sostenibilidad de las funciones ecológicas de los bosques sometidos a aprovechamientos forestales, es indispensable aplicar monitoreo biológico para contabilizar el impacto causado y dirigir los esfuerzos hacia la búsqueda del equilibrio ecológico, social y económico en las áreas en donde se aplique el manejo de bosques (Orozco, 2004).

Este equilibrio se encuentra al lograr cuando se logra el triángulo de sostenibilidad (De Camino *et al.*, 2000) un concepto desarrollado para verificar la sostenibilidad del manejo forestal donde los ámbitos ecológicos, sociales y económicos representan cada uno un eje de un triángulo equilátero, si uno de los ejes es más corto o largo que los otros, el desequilibrio del triángulo refleja la insostenibilidad del proceso de manejo forestal realizado; este tipo de análisis en los procesos de manejo permite desarrollar estrategias para asegurar los recursos del bosque y un aprovechamiento sostenible (De Camino *et al.*, 2000).

En los procesos de monitoreo biológico constantemente se utilizan grupos bioindicadores, debido a las respuestas de estos organismos a los disturbios del medio en especial en afectaciones ecológicas mayores, además, la utilización de estos grupos disminuye los costos en los muestreos (Ordóñez, Delgado, y Finegan, 2005).

La utilización de invertebrados como un grupo bioindicador en el monitoreo del manejo forestal sostenible ofrece grandes ventajas. Estos organismos pueden responder rápidamente a perturbaciones de microclima y disponibilidad de recursos provocadas en su hábitat, por lo que se puede valorar en corto plazo los impactos que produce el aprovechamiento forestal sostenible, así como el nivel de recuperación de los organismos a los disturbios provocados en el bosque (WWF, 2004). La integración del monitoreo biológico en el manejo de bosques es de vital importancia y estudios como éste pueden lograr diferentes beneficios en los bosques manejados.

La toma de decisiones oportunas en el manejo de bosques a partir de los resultados del monitoreo puede reducir la probabilidad de que se presenten problemas inesperados a futuro, que probablemente conlleven altos costos. Un monitoreo biológico adecuado le permitirá al manejador de bosque garantizar que el ecosistema sea sostenible a largo plazo y poder escoger entre las diferentes opciones de certificación forestal, esto se traduce en mayores ganancias, credibilidad, y acceso a los incentivos de los mercados que premian las prácticas forestales sostenibles (WWF, 2004; Orozco, 2004).

1.3. Planteamiento del problema a investigar

¿El proceso de manejo forestal sostenible de bosques naturales produce un cambio en la calidad del hábitat de las comunidades de coleópteros y lepidópteros que habitan el bosque?

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Evaluar la calidad de hábitat de bosques en tres fincas de la zona Noratlántica de Costa Rica sometidos a manejo forestal, usando invertebrados (Lepidóptera y Scarabaeinae) como indicadores biológicos para un aprovechamiento sostenible.

1.4.2. Objetivos específicos

- Describir los cambios en la abundancia y diversidad de especies indicadoras de calidad de hábitat antes, durante y después de ser expuestas a actividades de manejo forestal.
- Caracterizar las comunidades de mariposas y escarabajos presentes en el proceso de aprovechamiento y manejo de bosques naturales.
- Determinar la influencia de la cobertura forestal en la riqueza de organismos indicadores de calidad de hábitat.
- Realizar recomendaciones de manejo, para el monitoreo biológico de bosques sometidos a aprovechamiento y manejo de bosques naturales en la zona de estudio.

2. Marco Teórico

2.1 Marco legal del Manejo de Bosques en Costa Rica

La legislación atinente al manejo de bosques en Costa Rica se encuentra en Ley Forestal N° 7575, su reglamento y varios decretos ejecutivos específicos en los que se amplían acciones y directrices en materia de manejo de bosques. La principal función de la ley forestal es resguardar y administrar los bosques naturales para su conservación, así como la producción y el aprovechamiento sostenible de estos. De acuerdo con esta ley el manejo forestal de los bosques se permite siempre y cuando exista la supervisión de un profesional en materia forestal, el cual debe elaborar un plan de manejo forestal para la extracción de madera del bosque que indique cual va a ser el impacto que puede producir en el ecosistema. Los planes de manejo forestal deben ser aprobados por la Administración Forestal del Estado (AFE) conforme a que cumplan con los principios y los procedimientos establecidos, la AFE además debe fiscalizar que se ejecute en campo lo estipulado en el plan de manejo forestal (Ley Forestal, 1996).

Según el reglamento de la Ley Forestal, el plan de manejo forestal que se presenta ante la AFE es el instrumento por medio del cual se verificarán las intervenciones realizadas en el proceso de aprovechamiento del bosque y las medidas de mitigación a tomar para minimizar los impactos provocados por el aprovechamiento. Además, debe justificar de forma detallada las especies forestales seleccionadas, la definición del ciclo de corta y la intensidad de corta (Reglamento a la Ley Forestal, 1996).

Existe además en el país estándares de sostenibilidad para el manejo de bosques naturales (Decreto N° 34559, 2008) en donde se definen tres principios para el manejo de bosques. El principio N° 1 corresponde a las bases jurídicas en las que se fundamente el manejo forestal así como el seguimiento que debe realizarse en el tiempo y espacio. El manejo forestal asegura la permanencia del bosque en el paisaje. El principio N° 2 responde a que aún después del manejo forestal se debe garantizar que el bosque mantenga sus funciones ecosistémicas así como su estructura y composición. Por su parte el principio N° 3 resalta que se debe dar prioridad en el manejo forestal a que el bosque continúe manteniendo su función en la protección de los suelos y el recurso

hídrico, y que se asegure la no contaminación de los mismos por parte de los desechos generados en las actividades de manejo (Decreto N° 34559, 2008).

En el marco legal actual del manejo de bosques en Costa Rica no se presenta en ninguno de los instrumentos mencionados, lineamientos específicos para la evaluación de la calidad de hábitat o el monitoreo biológico de los bosques sometidos a manejo forestal, sin embargo, dentro de las medidas de protección y vigilancia de los planes operativos algunas veces es tomado en cuenta como método de verificación para demostrar las medidas para mitigar el impacto de las operaciones.

2.2 Manejo Forestal

El reglamento N° 25721 de la Ley Forestal N° 7575, artículo dos define al manejo forestal como:

“La administración del recurso forestal orientada a asegurar que todos los bienes y servicios derivados de los bosques abastezcan las necesidades actuales; mientras que al mismo tiempo aseguren su capacidad y contribución continua para las futuras generaciones. El manejo forestal abarca los aspectos administrativos, legales, técnicos, económicos, sociales y ambientales de la conservación, protección y uso de los bosques. Implica varios grados de intervención humana deliberada, que van desde acciones que intentan salvaguardar y mantener los bosques y sus funciones, a acciones destinadas a favorecer especies, o grupos de especies, valoradas económica o socialmente para mejorar la producción de bienes y servicios”.

Los ecosistemas boscosos se ven impactados al ser sometidos a proyectos de manejo forestal, especialmente en los bosques tropicales debido a que poseen mayor diversidad y las relaciones ecosistémicas son más complejas que en otros tipos de bosques. A pesar de esto, si se realiza una adecuada planificación del manejo forestal los efectos negativos pueden minimizarse al aplicar técnicas adecuadas de extracción y una implementación cuidadosa en el proceso de manejo forestal (McGinley, 2000).

Un manejo forestal en bosques naturales, idealmente implica la corta y extracción de un volumen pequeño de madera de especies que no se encuentren amenazadas y que posean una alta representatividad en el bosque, de este modo se promueve la regeneración de las especies extraídas y la recuperación del ecosistema a mediano plazo, asegurándose que en el mismo ecosistema se pueda repetir en un plazo determinados (15-20 años) el proceso (Delgado, Ramos, y Bouroncle, 2009).

El manejo forestal realizado de forma sostenible desarrolla un rol importante en la conservación de los ecosistemas boscosos, donde la pérdida de biodiversidad es una de las preocupaciones más importantes de este siglo. Aunque se reconoce que el manejo forestal del bosque natural no conserva el estado prístino de la biodiversidad original de un sitio, si se contempla como una herramienta que promueve las prácticas de preservación de los ecosistemas al realizarse de forma sostenible (McGinley, 2000).

Una forma de asegurar que el manejo forestal se realiza de forma sostenible y reducir grandes perturbaciones que afecten de forma permanente las funciones ecológicas y la biodiversidad de los bosques, es mediante los esquemas de certificación forestal, en donde se promueven y fiscalizan las practicas sostenibles en los procesos extractivos y se reconoce el valor de los ecosistemas boscosos para mejorar los estándares sociales y ambientales en las comunidades donde se aplican estas prácticas (WWF, 2004).

2.3 Certificación forestal Forest Stewardship Council

Una de las entidades certificadoras de que los procesos de manejo forestal se realicen de forma sostenible es el Consejo de Manejo Forestal (Forest Stewardship Council, FSC), este consejo se creó en 1993 como una respuesta para garantizar la adecuada extracción de madera debido a las altas tasas de deforestación a nivel mundial (FSC, 2009). Esta certificadora ofrece a los interesados en realizar procesos forestales de forma responsable capacitación para cumplir con estándares internacionales en sus procesos garantizándoles así reconocimiento en sus acciones y acreditación a nivel internacional (FSC, 2008).

Los procesos de certificación de FSC se realizan de forma voluntaria por los dueños de los bosques, con el objetivo de que se les reconozca que las labores de manejo forestal que realizan son ambiental, social y económicamente responsables y sostenibles, al actuar de acuerdo con los Principios de Manejo Forestal del FSC (FSC, 2009).

Los Principios de Manejo Forestal del FSC detallan como debe realizarse el manejo forestal para que no interfiera con los requerimientos sociales, culturales, espirituales ecológicos y económicos de las comunidades en donde se realizan prácticas de manejo forestal y silvopastoriles. De los 10 principios que tiene el FSC es importante resaltar el principio 8 en el cual se menciona la importancia del monitoreo y la evaluación de los impactos que el manejo forestal puede causar al bosque (Ver cuadro 1) (FSC, 2008).

Cuadro 1. Principios FSC para el manejo de bosques, así modificado de FSC, 2008.

Principio	Descripción
Principio #1: Cumplimiento de las leyes y los principios del FSC	Un adecuado manejo forestal debe tomar en cuenta y respetar la legislación nacional, los acuerdos y tratados internacionales, así como con los Principios y Criterios del FSC.
Principio #2: Derechos y responsabilidades de tenencia y uso	Los dueños de bosque deben cumplir legalmente con los derechos de uso de la tierra y contar con los documentos que certifiquen estos derechos de posesión
Principio #3: Derechos de los pueblos indígenas	Se deben de respetar siempre los derechos legales y las tradiciones y costumbres en el uso y manejo de la tierra, recursos y territorio de los pueblos indígenas.
Principio #4: Relaciones comunales y derechos de los trabajadores	El manejo forestal debe contribuir al bienestar social y económico del trabajador forestal y las comunidades en donde se desarrolla.
Principio #5: Beneficios del bosque	Los bienes y servicios que ofrecen los bosques deberán ser promovidos de forma eficiente para así asegurar la viabilidad, ambiental, social y económica de los mismos en el tiempo.
Principio #6: Impacto ambiental	El manejo forestal debe desarrollarse de tal forma que se garantice las funciones ecológicas y la integridad del paisaje, conservando la diversidad biológica, el recurso hídrico, el suelo, los ecosistemas frágiles y el paisaje.
Principio #7: Plan de manejo	Los bosques en los que se desean realizar actividades de manejo forestal deben contar con un plan de manejo con los objetivos establecidos y que haga referencia a la escala e intensidad de las operaciones a realizar.

<p>Principio #8: Monitoreo y evaluación</p>	<p>Los bosques en los que se desarrollen procesos de manejo forestal deben contar con un proceso de monitoreo que evalúe la condición del bosque de acuerdo con la escala e intensidad del manejo forestal. Así como debe existir monitoreo en las actividades de manejo y los impactos sociales y ambientales, el rendimiento de los productos forestales y la cadena de custodia de los productos extraídos.</p>
<p>Principio #9: Mantenimiento de bosques con alto valor de conservación</p>	<p>Si se definen Bosques con Alto Valor para la Conservación dentro de los bosques a manejar, estas deberán velar por asegurar la permanencia de los atributos que definen estos bosques.</p>
<p>Principio #10: Plantaciones</p>	<p>Todas las plantaciones de productos forestales que se realicen deben ser plantadas y manejadas de acuerdo con los principios y criterios del FSC, estas serán un complemento del manejo de bosque como una forma de reducir las presiones sobre los ecosistemas boscosos y promover la conservación y restauración de bosques naturales.</p>

2.4 FUNDECOR

La Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) se estableció en 1989 como una organización no gubernamental dedicada a promover el desarrollo sostenible a través de la gestión integral del paisaje (FUNDECOR, 2015, inédito).

FUNDECOR visualiza la cordillera volcánica central de Costa Rica como un laboratorio vivo en el cual desarrolla proyectos de investigación y manejo de recursos naturales integrados al desarrollo social, económico y cultural de las comunidades. Con un trabajo centrado en el manejo forestal sostenible, la organización ha diseñado e implementado diversas metodologías que promueven el uso sostenible de los recursos las cuales han sido replicadas a nivel local e internacional.

FUNDECOR ha desarrollado por más de 28 años acciones en la zona Noratlántica del país, principalmente en el cantón de Sarapiquí, en donde a través de la valoración de los bienes y servicios del bosque ha brindado asistencia técnica para el manejo forestal sostenible a más de 480 dueños de bosque en un área de más de 40 000 ha de bosque que se encuentra en manos privadas (FUNDECOR, 2015, inédito).

A partir del año 1997 FUNDECOR cuenta con una certificación forestal bajo el esquema grupal que cubre a los bosques en los cuales la organización brinda asesoramiento técnico para el manejo forestal sostenible. La organización ha sido auditada año tras año hasta la actualidad, cumpliéndose de manera satisfactoria con los estándares impuestos por el FSC. La certificación grupal en FUNDECOR se promueve como un esquema abierto en el cual el dueño de bosque o plantaciones forestales que se encuentre en convenio con la fundación y desee cumplir con los estándares que la certificación solicita puede ingresar al esquema de certificación FSC (FUNDECOR, 2015, inédito).

2.5 Calidad de hábitat

Se define al hábitat como el espacio físico que una especie o población requiere para lograr su sobrevivencia y reproducción (Jardel, 2015). Por otra parte, mantener a esas especies o poblaciones de especies con una diversidad y abundancia considerable en el tiempo es calidad de hábitat (Barbier, Constanza y Twilley, 1994; Jardel, 2015).

El rango de condiciones ambientales que presentan el hábitat en el que se encuentra adaptada una especie representa el nicho ecológico; es decir los factores bióticos y abióticos necesarios para la estadía de la especie y la proporción de estos en un sitio específico va a ser determinante para la selección de un hábitat determinado (García, 2009; Botello, Sánchez-Cordero, y Ortega-Huerta, 2015; Jardel, 2015).

El estado de conservación de un hábitat es favorable cuando la especie cuenta con los requerimientos necesarios para realizar sus funciones específicas y mantenerse a lo largo del tiempo con una distribución estable. Sin embargo, cuando un hábitat se ve influenciado por diversos factores, la distribución natural, funciones, estructura, así como la supervivencia de las especies y poblaciones se ven afectadas por la pérdida de hábitat, creando una disminución y modificación de la riqueza y abundancia de las especies y poblaciones su diversidad genética y patrones de distribución, poniendo en riesgo el estado de conservación de estas (Red Natura 2000, 2013; Botello *et al.*, 2015).

2.6 Monitoreo biológico

Algunos autores (Morán, Campos, y Louman, 2005; Finegan, Céspedes, & Sesnie, 2006; Burgos, 2011) definen el monitoreo como un proceso continuo en el tiempo que implica la recolección, análisis y difusión apropiada de información de diferentes variables o indicadores utilizados para verificar el estado de un sistema, que permite tomar medidas para el mejoramiento del mismo.

El monitoreo biológico permite conocer la dinámica de un ecosistema a través de un planteamiento estructurado científicamente para verificar los cambios en su dinámica, principalmente los efectos producidos por la intervención antropogénica. Por lo anterior se considera que el monitoreo biológico es una herramienta que contribuye a tomar medidas para la conservación, manejo y aprovechamiento sostenible de los ecosistemas (Chediack, 2009).

Los programas de monitoreo son necesarios para tener información en sistemas complejos y poco conocidos, así como en los que su estructura cambia, pues proporciona información biológica confiable para la toma de decisiones en el manejo que contribuyen a la sostenibilidad de los ecosistemas (Finegan, *et al.*, 2008; Chediack, 2009).

Al utilizar el monitoreo biológico en los procesos de manejo forestal se puede realizar una mejor evaluación de los cambios que se producen en los bosques como resultado de la aplicación de las acciones de manejo estipuladas en los planes de manejo forestal, esta evaluación sirve para mejorar el manejo del bosque al buscar disminuir el impacto de las acciones extractivas (Ordóñez *et al.*, 2005).

2.7 Bioindicadores

Los bioindicadores son especies claves sensibles a los cambios en sus hábitats que permiten conocer en un tiempo relativamente corto el estado de un ecosistema, su

monitoreo permite tener información importante del nivel de afectación de una perturbación en los ecosistemas, así como para los humanos (Morais, Palau y Silva, 2009).

Para poder utilizar una especie como bioindicadora esta debe ser tan sensible a los efectos de las presiones o perturbaciones ambientales ya sean naturales o humanas de forma que se puedan monitorear cambios en su composición, estructura y la función que representa en el ecosistema con un leve cambio en las condiciones de su hábitat (Otavo, Parrado-Rosselli, & Noriega, 2013). Entre los indicadores más utilizados para determinar la variación en una especie bioindicadora se encuentran la abundancia, riqueza, estructura y distribución espacial de las poblaciones (Hodkinson y Jackson, 2005).

En los bosques naturales existen diferentes respuestas de los grupos taxonómicos a las actividades de manejo forestal, sin embargo, existen ciertos grupos bioindicadores que mediante el monitoreo de sus poblaciones pueden ayudar a comprender mejor las influencias provocadas al realizar las actividades de extracción de madera del bosque. Entre estos grupos se encuentran los insectos, debido a que mediante su monitoreo se puede evaluar los efectos que las actividades de manejo forestal provocan en la composición y estructura de la diversidad local (WWF, 2004).

Grupos de insectos como los coleópteros, himenópteros y odonatos, pueden ser utilizados para estimar efectos de fenómenos como la contaminación, la fragmentación, el cambio de hábitat y el cambio climático en los ecosistemas (González-Hernández, Navarrete-Heredia, Quiroz-Rocha, y Deloya, 2015). Estudios como el de Whitmore (1990) indican que la intensidad de invertebrados en los bosques tropicales se ve afectada al realizar acciones de manejo forestal, lo cual afecta la biodiversidad del bosque y sus funciones en los procesos ecosistémicos como la dispersión de semillas, polinización, descomposición y el ciclo de los nutrientes. Sin embargo, estas especies pasado el proceso de manejo favorecen la regeneración de especies forestales y la recuperación del bosque después de las modificaciones realizadas.

2.8 Monitoreo de invertebrados

Los invertebrados han sido utilizados ampliamente como indicadores de la calidad de hábitat de los ecosistemas, debido a que la perturbación del hábitat genera rápidamente cambios en su comportamiento y patrones de distribución (WWF, 2004). Se les reconoce como bioindicadores de la calidad de ecosistemas ya que son parte importante de la sostenibilidad de los bosques, son sensibles a los cambios ocasionados en el hábitat y poseen características que facilitan su monitoreo entre las que se encuentran: la fidelidad ecológica, asociaciones estrechas con diferentes especies, alta diversidad y facilidad de captura costo efectiva (Ordóñez *et al.*, 2005; Otavo *et al.*, 2013).

A continuación, se presentan los dos grupos más utilizados de invertebrados para el tipo de monitoreo biológico en bosques sometidos a perturbaciones antropogénicas, los órdenes coleóptera y lepidóptera.

2.8.1 Orden Coleóptera

Los escarabajos son el grupo de insectos con mayor diversidad en los bosques tropicales, poseen un importante valor en los ecosistemas como dispersores y descomponedores además poseen una relación estrecha con diversas especies de mamíferos silvestres y domésticos debido a que utilizan sus excrementos para alimentarse y hacer sus nidos (McGinley, 2000; Hernández *et al.*, 2003).

La subfamilia Scarabaeinae (Scarabaeidae) conocidos como escarabajos estercoleros o coprófagos es una de las principales familias utilizadas como bioindicadoras ya que además de ser altamente sensibles a la fragmentación y cambios de uso en el suelo en ecosistemas naturales su historia natural y taxonomía ha sido bastante estudiada lo que facilita la estandarización de los métodos de colecta en el monitoreo (Louzada, 2008; González-Hernández *et al.*, 2015).

Estudios realizados sobre la reacción de los escarabajos a la fragmentación de los ecosistemas, han contribuido enormemente a la toma de decisiones en la práctica de la

conservación (Nichols *et al.*, 2007). Se ha documentado en diversos estudios que los escarabajos estercoleros que habitan bosques maduros modifican su estructura y composición comunitaria cuando existen cambios en los bosques por actividades agropecuarias, en donde se da una disminución de la abundancia y riqueza de especies al generarse estas transformaciones e incrementándose las especies invasoras beneficiadas por la perturbación provocada (Scholtz, Davis y Kryger, 2009; Rangel-Acosta y Martinez, 2017).

2.8.2 Orden Lepidóptera

El orden Lepidóptera al que pertenecen las mariposas con más de 130.000 especies es el segundo grupo con más diverso del planeta después de los coleópteros (Maes, 1999). Las mariposas tienen un papel muy importante dentro de los ecosistemas por su rol ecológico como polinizadoras y herbívora de gran cantidad especies, además son fuente de alimento de muchas otras especies (Brown y Hutchings, 1997; Apaza, 2005).

Debido a que son un grupo altamente sensible a los cambios en su habitat, las mariposas han sido estudiadas en los bosques tropicales y utilizadas dentro de los programas de conservación y diagnóstico para medir la variación en la diversidad, abundancia y composición de las comunidades como respuesta a la fragmentación del bosque y determinar así el grado de perturbación que ha sufrido un ecosistema (Apaza, Osorio y Pastrana, 2006).

Debido a las relaciones específicas que las especies de mariposas presentan con diferentes especies de plantas, existe una correlación entre la diversidad de mariposas en los bosques tropicales y la diversidad de plantas con flor dentro del sotobosque, por lo que cambios en los patrones de distribución de las plantas debido a procesos de intervención en el bosque van a provocar una variación en la comunidad de mariposas (Hernández *et al.*, 2003).

Las comunidades de mariposas se van a ver afectadas por las operaciones de manejo forestal como una respuesta a las variaciones inmediatas que las actividades provocan en el ecosistema de bosque, reduciendo o incrementando su abundancia y diversidad de

acuerdo con los requerimientos específicos de hábitat de las especies. El manejo forestal provoca principalmente cambios en la estratificación del bosque, al abrirse claros por la extracción de madera va a existir un aumento en la densidad del sotobosque y una pérdida de algunas de las especies con las que las mariposas presentan relación directa provocando diversas respuestas en el ensamblaje de mariposas que habita el bosque manejado (McGinley, 2000).

3. Marco Metodológico

3.1. Sitios de estudio

El estudio se llevó a cabo en la zona Noratlántica del país, en el cantón de Sarapiquí, provincia de Heredia. Se seleccionaron tres sitios de muestreo con diferentes ubicaciones (Figura 1):

Sitio 1: Ubicado en el distrito Llanuras del Gaspar, caserío Chimurria. Coordenadas Lambert este 547000-549000 y Lambert norte 292000-294000.

Sitio 2: Ubicado en el distrito de La Virgen, caserío Bijagual. Coordenadas Lambert este 528000-530000 y Lambert norte 264000-267000.

Sitio 3: Ubicado en el distrito de Puerto Viejo, caserío Puerto Viejo. Coordenadas Lambert 535000-541000 este y Lambert norte 268000-270000.

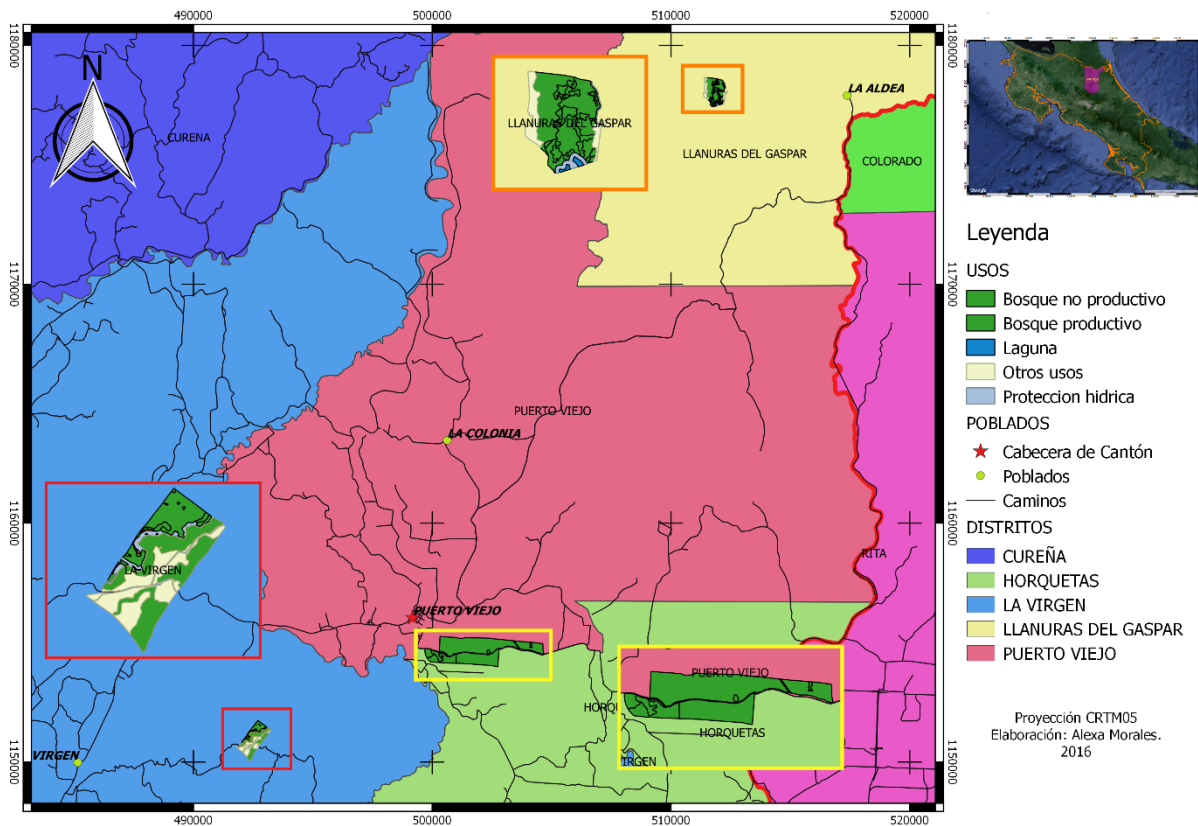


Figura 1. Ubicación de los tres bosques muestreados ubicados en el Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa

3.2 Características biofísicas del cantón de Sarapiquí

La precipitación media anual del cantón de Sarapiquí es de 3997 mm, con una época lluviosa que se prolonga a lo largo de todo el año, en la que existe una disminución aproximada de 200 mm entre los meses de febrero a abril y en el mes de setiembre, con un aumento de las lluvias entre los meses de mayo a julio y noviembre, diciembre.

La altitud va desde los 100 msnm hasta los 2682 msnm y la temperatura oscila entre 6 °C y los 25 °C (Proyecto de Bioalfabetización en la Cuenca del Río Frío, 2008). Esta zona presenta una gran biodiversidad, contenida en sus zonas de vida, entre las cuales se pueden citar el bosque tropical muy húmedo, bosque muy húmedo, bosque pluvial premontano, bosque pluvial montano bajo, bosques muy húmedo montano bajo y el bosque pluvial montano (AtlasDigital, 2009).

3.3. Tratamiento

Se aplicaron tres tratamientos: Bosque tratamiento 1, Bosque tratamiento 2 y Bosque testigo, los cuales se detallan a continuación.

Bosque Tratamiento 1: consistió en el muestreo de invertebrados (coleópteros y lepidópteros) antes de ejecutarse la extracción de madera, inmediatamente después de finalizada la extracción de madera y seis meses después de haber sido extraída la madera. El bosque cuenta con un área total de 75,13 ha. de las cuales 51,86 ha conforman el área total que fue manejada (Figura 2).

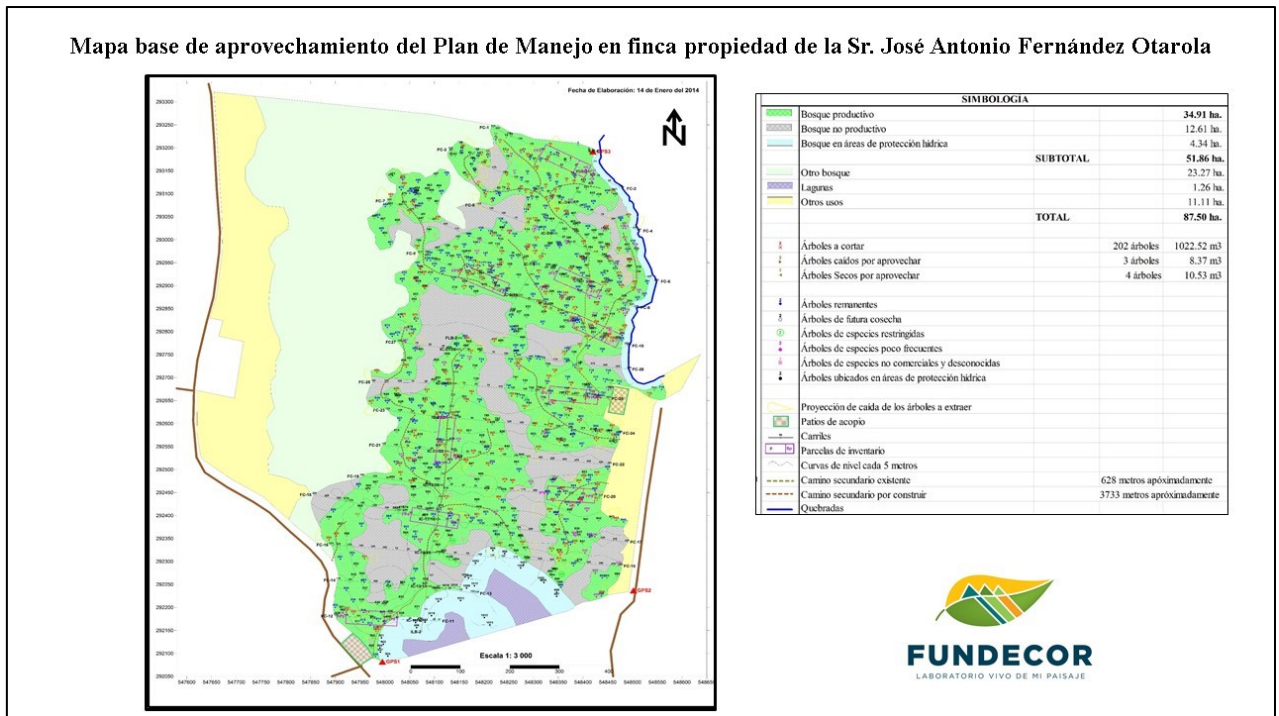


Figura 2. Bosque en el que se realizó el tratamiento 1, propiedad del señor José Antonio Fernández Otárola, Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. Fuente: FUNDECOR, 2014

Bosque Tratamiento 2: consistió en dos muestreos de campo para identificación de ambos grupos de invertebrados, uno antes de iniciarse la extracción de madera y otro un año después de la extracción de esta. El bosque cuenta con un área total de 72,15 ha. de las cuales 52,89 ha. conforman el área efectiva de manejo. En este bosque hace más de 15 años se realizó un Plan de Manejo Forestal, lo cual se evidencia con la presencia de algunas trochas y tocones de árboles extraídos, así como la manifestación del propietario; sin embargo, no se encontraron registros donde se indique el área aprovechada, total de árboles cortados, volúmenes extraídos y remanentes.

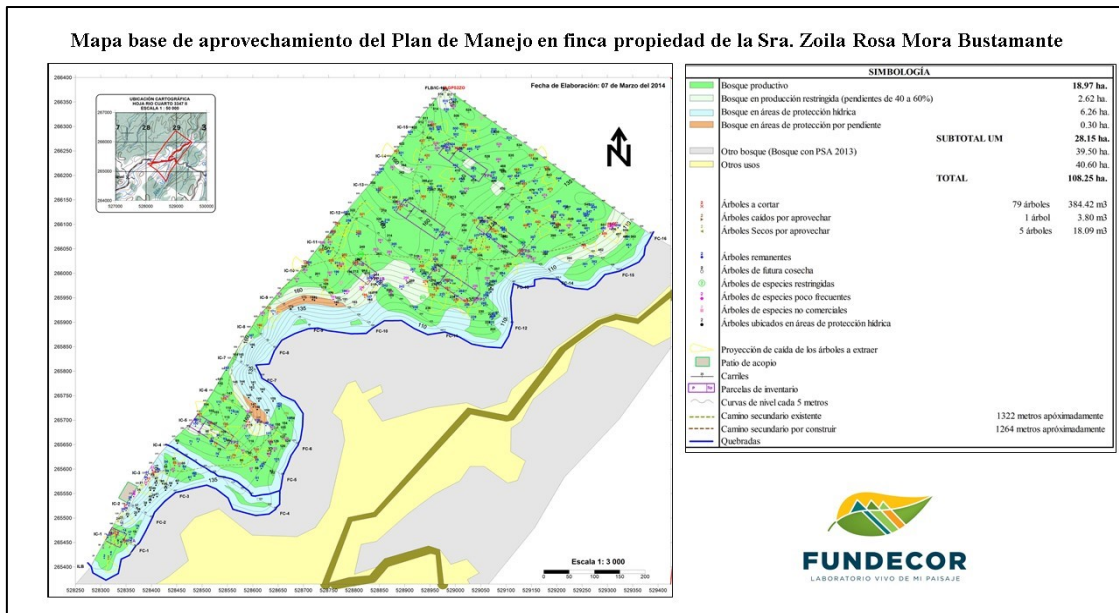


Figura 3. Bosque en el que se realizó el tratamiento 2, propiedad de la señora Zoila Rosa Mora Bustamante, Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.

Fuente: FUNDECOR, 2014

Bosque Testigo. se muestreó dos veces en el periodo en el que transcurrió el estudio. Se encuentra inscrito bajo el Programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA) en la modalidad de protección de bosque. El área de la finca es de 357,44 ha de las cuales 300 ha se encuentran bajo el PSA.

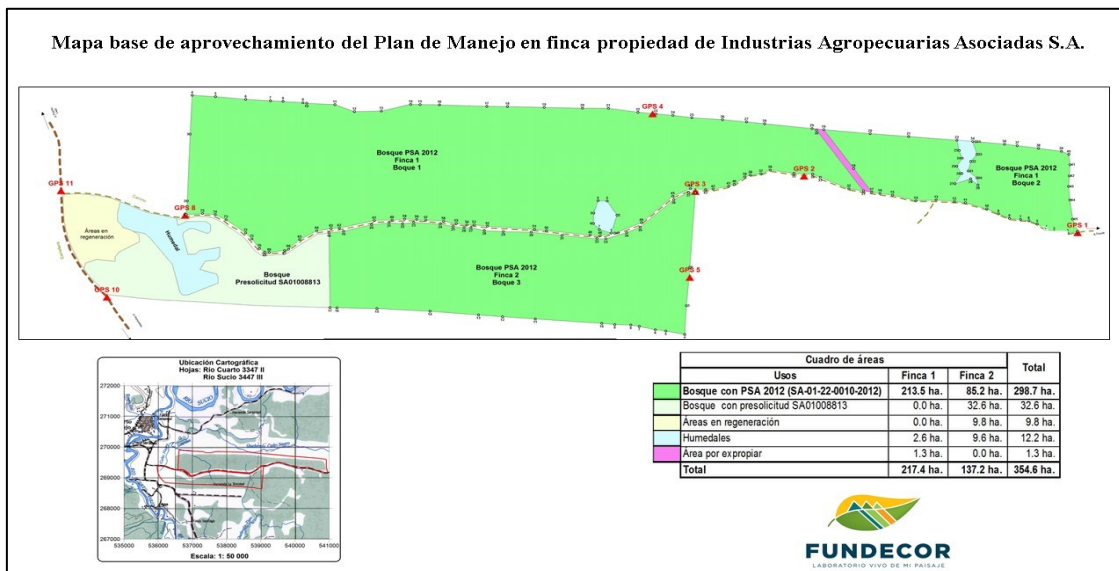


Figura 4. Bosque testigo propiedad de Industrias Agropecuarias Asociadas S.A. Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica

Fuente: FUNDECOR, 2014.

3.4. Muestreos

Los muestreos se realizaron entre junio del año 2014 y junio del 2017. Las unidades de muestreo para cada bosque se seleccionaron de acuerdo con las parcelas de muestreo utilizadas para la elaboración del Plan de Manejo Policíclico, realizado por FUNDECOR para el manejo sostenible del bosque.

En los tres bosques seleccionados, las parcelas de muestreo se montaron al azar con un tamaño de 30x100 metros (0.3 ha) y se establecieron cinco parcelas en cada bosque. La cantidad de muestreos en los tres bosques varió de acuerdo con los tratamientos establecidos. Para el BT1 se realizaron 3 muestreos: antes, durante y después, para el BT2 dos muestreos: antes y después y para el bosque testigo dos muestreos durante el periodo de estudio. En cada uno de los muestreos se tomaron datos de coleópteros y lepidópteros de acuerdo con las metodologías seleccionadas.

3.5. Variables

3.5.1. Cobertura forestal aérea

En cada una de las parcelas se midió la cobertura forestal con un densiómetro esférico cóncavo (Figura 5), se tomó el dato de cobertura en cada uno de los puntos donde se colocó una trampa, con el fin de tener un dato de la variación de la cobertura en la parcela de muestreo a lo largo del proceso de manejo forestal teniendo un total de 10 mediciones por parcela muestreada.

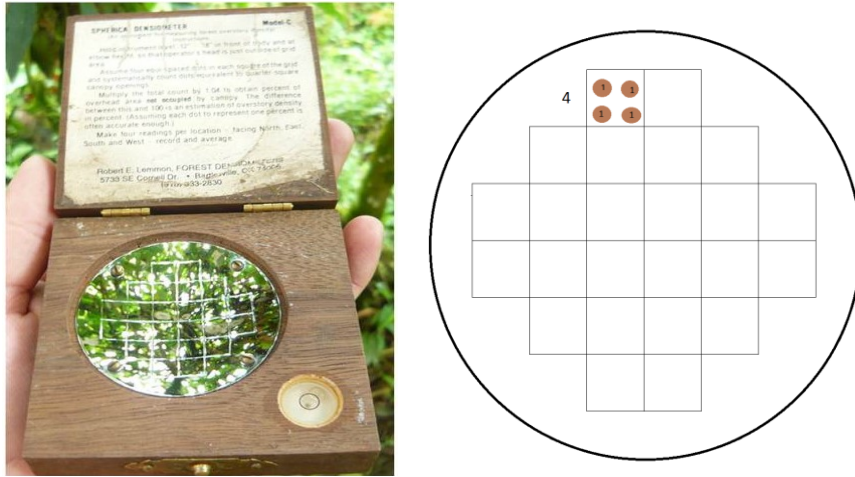


Figura 5. Densiómetro esférico cóncavo, utilizado para medir la cobertura forestal en las parcelas de muestreo.

3.5.2. Temperatura ambiental

En cada parcela se tomó la temperatura con un termómetro ambiental de seis pulgadas enviro-safe I. Se tomó una medición en el mismo sitio en el que se colocó cada trampa pitfall, para un total de 10 mediciones por cada parcela en cada uno de los muestreos realizados. Esto para determinar si existió una variación en la temperatura dentro de las parcelas de muestreo en los bosques estudiados.

3.6. Colecta de invertebrados

3.6.1. Coleópteros

En cada uno de los bosques se realizaron 5 parcelas. Para la colecta de escarabajos, dentro de cada parcela se establecieron dos transectos lineales, en los cuales se colocaron cinco trampas pitfall cebadas con estiércol de cerdo cada 20 m por espacio de 24 horas para un total de 10 trampas por parcela de muestreo y un total de 50 trampas por bosque (Figura 6) (Acosta, Fagua, y Zapata, 2009).

Se utilizaron trampas *pitfall* modificadas de acuerdo con la metodología expuesta por Solís (2007). Cada trampa *pitfall* consistió en un vaso desechable de 350 ml de capacidad y 8 cm de diámetro, enterrado con la abertura al nivel del suelo el cual contenía aproximadamente 50 ml de alcohol, sobre el vaso se colocó una paleta de

madera fijada al suelo y levemente inclinada con una bolita de excremento de cerdo fresco en el borde y se cubrió parcialmente con hojas grandes del bosque para evitar la caída de agua en caso de lluvia (Figura 7). Cada una de las trampas se recolecto en una bolsa de plástico sellada, debidamente rotulada con el número de parcela y el número de trampa.

Los individuos recolectados se conservaron en alcohol al 90% para su posterior identificación, mediante el uso de claves (Amat, Gasca, y Amat, 2005; Cultid *et al.*, 2012).

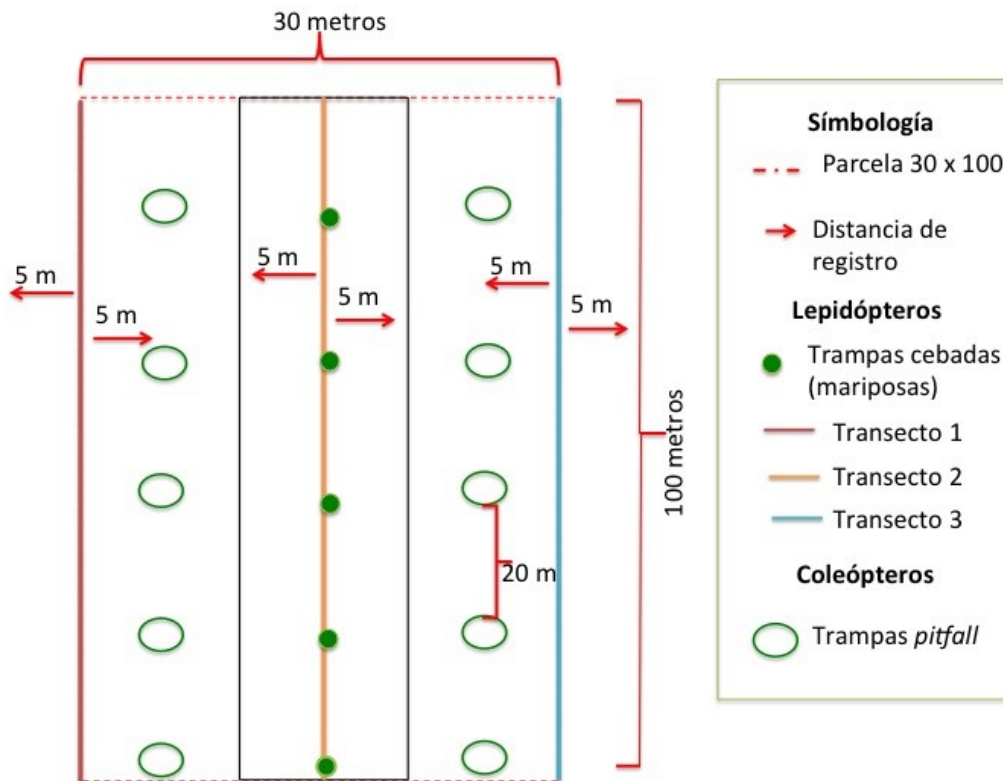


Figura 6. Ubicación de los transectos y trampas para muestreo de mariposas y trampas pitfall en cada una de las parcelas de muestreo.



Figura 7. Trampas pitfall modificadas, utilizadas para la captura de escarabajos en los bosques muestreados.

3.6.2. Lepidópteros

En cada bosque, se establecieron cinco parcelas con tres transectos de 100 m de largo en cada una. El muestreo se realizó en dos partes:

- A. Red de mariposas: Se recorrieron los transectos 1 y 3 a un paso constante y uniforme registrando todas las mariposas que se observaron dentro de un margen de 5 m a cada lado de estos (Figura 8). En total se realizaron 10 transectos en cada uno de los bosques muestreados (2 transectos por 5 parcelas), de acuerdo con el tratamiento utilizado.
- B. Trampa Van Someren-Rydon: Para cada parcela se colocaron en el transecto 2, 5 trampas cada 20 m, a 1.5 m de altura, las cuales se cebaron con banano fermentado; este procedimiento se llevó a cabo una vez en cada muestreo.

Durante todo el periodo del estudio se colocaron un total de 125 trampas en los bosques muestreados de acuerdo a los siguientes tratamientos:

- Bosque Tratamiento 1: 25 en cada uno de los muestreos, antes, durante y después.
- Bosque Tratamiento 2: no se colocarán trampas.
- Bosque Testigo 25 en cada uno de los muestreos, control 1 y control 2.

Los individuos capturados pertenecientes a especies ya conocidas o de fácil identificación fueron registrados y liberados. Los individuos de especies desconocidas o difícilmente reconocibles fueron capturados con una red de mariposas y posteriormente identificados mediante el uso del libro Mariposas de Costa Rica de Chacón y Montero (2007) y la colección de referencia del Museo Nacional.

3.7 Análisis de datos

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa R versión 3.3.2 (R Development Core Team, 2015). Para cada momento de manejo del bosque Tratamiento 1 y 2 se calculó la riqueza observada de especies de coleópteros por parcela con la función estimateR del paquete de R “vegan”. Luego se calculó la riqueza total observada y estimada de coleópteros (Bootstrap) con la función specpool del paquete de R “vegan”.

Se realizaron Modelos Lineales Generalizados (MLG) con distribución de Poisson para conocer si la riqueza de especies de coleópteros difiere entre los periodos de manejo realizados en el Bosque Tratamiento 1 y Bosque Tratamiento 2.

Se crearon diagramas de Venn con el paquete de R “VennDiagram” para visualizar la cantidad de especies de coleópteros que se comparten durante los periodos de manejo en los dos Bosques Tratamiento.

Se realizaron modelos log lineales (Bilder y Loughin, 2014), para evaluar si la composición de especies de coleópteros difiere entre los periodos de manejo en los dos Bosques Tratamiento. Posteriormente, se realizaron análisis permutacionales de la varianza (PERMANOVA) con las distancias de disimilitud de Jaccard, que se basa en la presencia-ausencia de especies, para conocer diferencias significativas en la diversidad beta de coleópteros entre los periodos de manejo.

Se realizaron escalamientos multidimensionales no métricos (NMDS; siglas en inglés) para visualizar gráficamente la ordenación de la distribución de la comunidad

entre los grupos tratamientos. Y analizar mediante la interpretación del Stress, como se ajustan los tratamientos al modelo mediante la diferencia entre las disparidades y las distancias entre estos. Además, se correlacionaron las variables ambientales (temperatura y cobertura) con los ejes del NMDS con la función env.fit del paquete de R “vegan” para evaluar si tienen una influencia significativa en la estructura de la comunidad de coleópteros durante el proceso de manejo forestal. El NMDS es un tipo de ordenación que permite visualizar el patrón de dispersión de disimilitud entre muestras y ajustar variables ambientales con la función env.fit del paquete de R “vegan”.

Debido a la poca cantidad de datos colectados para mariposas no se pudieron realizar análisis estadísticos, sin embargo, se realizaron análisis descriptivos (gráficos de barras y diagramas de Venn) para describir patrones en la riqueza de especies y composición de las comunidades durante el proceso de manejo.

4. Resultados

4.1 Coleópteros

Se colectó un total de 618 individuos, 254 en el Bosque Tratamiento 1, 247 en el Bosque Tratamiento 2 y 117 en el Bosque Testigo. Se identificaron un total de 21 especies (Cuadro 2), 17 en el BT1, 18 en el BT2 y 10 en el Bosque testigo; todas pertenecientes a la subfamilia Scarabaeinae, distribuidas en 5 diferentes tribus, y 10 géneros.

Las especies con mayor cantidad de individuos fueron *Canthon aequinoctialis* y *Scatinus ovatus* con 111 y 110 individuos respectivamente, representando un 35,7% del total de los individuos colectados, por el contrario, las especies en las que solamente se colectó un individuo fueron: *Canthon angustatus*, *Deltochilum gibbosum*, *Onthophagus limonencis* y *Pedaridium pilosum* (Cuadro 2)

Cuadro 2. Riqueza y abundancia de especies de coleópteros en tres bosques sometidos a manejo forestal, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Especies	Bosque tratamiento 1	Bosque tratamiento 2	Bosque Testigo	Total General
<i>Canthidium angusticeps</i>	57	18	2	77
<i>Canthidium centrale</i>	13	15	14	42
<i>Canthidium haroldi</i>	12	44	26	82
<i>Canthidium vespertinum</i>	4	11	0	15
<i>Canthon aequinoctialis</i>	85	26	0	111
<i>Canthon angustatus</i>	1	0	0	1
<i>Copris incertus</i>	3	6	1	10
<i>Deltochilum gibbosum</i>	1	0	0	1
<i>Deltochilum pseudoparile</i>	2	1	0	3
<i>Dichotomius favi</i>	1	11	0	12
<i>Dichotomius satanas</i>	13	47	1	61
<i>Eurysternus mexicanus</i>	0	4	0	4
<i>Eurysternus plebejus</i>	15	18	3	36
<i>Ontherus sextuberculatus</i>	2	10	5	17
<i>Onthopagus limonencis</i>	0	1	0	1
<i>Onthopagus acuminatus</i>	3	7	3	13
<i>Onthopagus nemorivagus</i>	0	0	5	5
<i>Onthopagus nyctopus</i>	1	1	0	2
<i>Pedaridium pilosum</i>	0	1	0	1
<i>Scatimus ovatus</i>	35	18	57	110
<i>Especies sin identificar</i>	6	8	0	14
Total	254	247	117	618

En el Bosque Tratamiento 1, se encontró un total de 17 especies, donde antes de la aplicación de las prácticas de manejo se registraron 12 especies (91 individuos), durante la aplicación del proceso de manejo forestal se registraron 9 especies (59 individuos) y posterior a la corta de árboles se detectaron 8 especies (104 individuos) (Cuadro 3).

Se encontró un traslape de 4 especies entre los tres periodos de manejo: *Canthidium angusticeps*, *C. aequinoctialis*, *Eurysternus. plebejus*, *S. ovatus* (Figura 8). No se detectaron diferencias significativas de la riqueza de especies de coleópteros entre los tres periodos de manejo ($\chi^2 = 1.74$; $p < 0.41$).

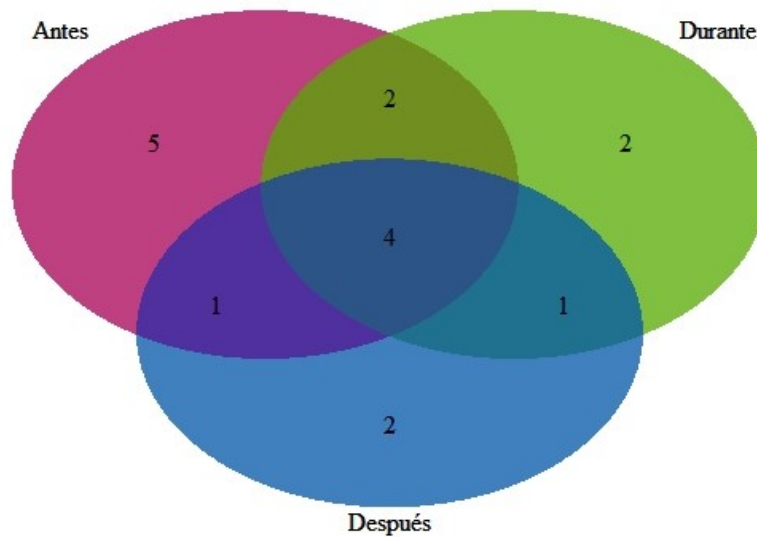


Figura 8. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de coleópteros en diferentes tiempos del manejo forestal en el Bosque Tratamiento 1, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

En el Bosque Tratamiento 2 se encontraron un total de 18 especies: siendo 16 especies (175 individuos) antes de la aplicación de las prácticas de manejo forestal y 13 especies (72 individuos) un año luego de la corta de árboles (Cuadro 3).

Se observó un traslape de 11 especies de coleópteros entre los dos periodos de manejo muestreados (antes y después): *C. angusticeps*, *C. centrale*, *C. haroldi*, *C. vespertinum*, *C. aequinoctialis*, *C. incertus*, *D. favi*, *D. satanas*, *E. plebejus*, *O. sextuberculatus* y *S. ovatus* (Figura 9). La riqueza de especies de coleópteros en el Bosque Tratamiento 2 fue similar entre los dos periodos de manejo ($\chi^2=2.22$; $p = 0.14$).

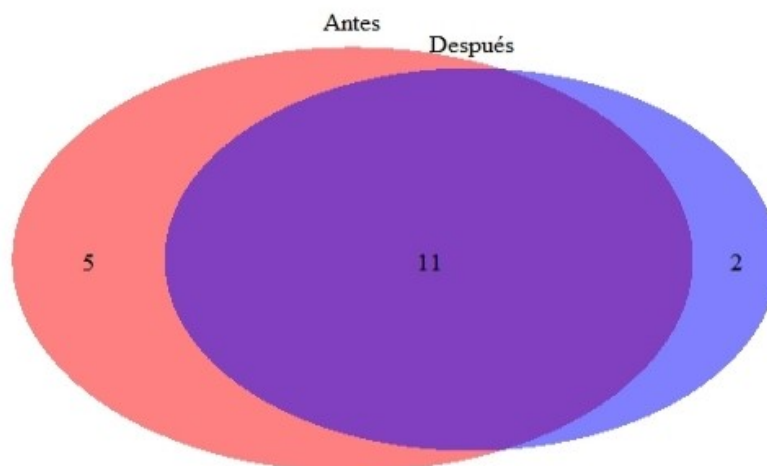


Figura 9. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de coleópteros en diferente tiempo de manejo forestal, en el Bosque Tratamiento 2, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Cuadro 3. Riqueza total de especies de coleópteros observadas y estimadas tres bosques sometidos a manejo de forestal, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Sitio	Manejo	Riqueza observada	Bootstrap (EE)
Bosque Tratamiento 1 (Otarola)	Antes	12	14 ±1.70
	Durante	9	10 ±1.20
	Después	8	9 ± 1.45
Bosque Tratamiento 2 (Zoila)	Antes	16	17 ± 1.21
	Después	13	15 ± 1.30

En el Bosque Tratamiento 1, se encontró que la composición de especies de coleópteros a través del proceso de manejo fue significativamente diferente ($\chi^2 = 201.02$; $p < 0.0001$). Antes de la intervención del bosque por las actividades de manejo forestal, se registró una abundancia relativa de la especie *C. aequinoctialis* de un 49,45% siendo está la especie con mayor abundancia relativa en este muestreo (Figura 10).

Durante el proceso de corta y extracción de árboles la especie que dominó la muestra fue *Canthidium angusticeps* con una abundancia relativa de un 42,37%, seguida de *Canthidium centrale* con un 20,34% de abundancia relativa para este muestreo (Figura 10). Posterior a las actividades de aprovechamiento, la abundancia relativa fue dominada por tres de las 8 especies registradas, las cuales registraron valores similares: *C. aequinoctialis* (29,81%) *S. ovatus* (28,85%) y *C. angusticeps* (27,88%) (Figura 10).

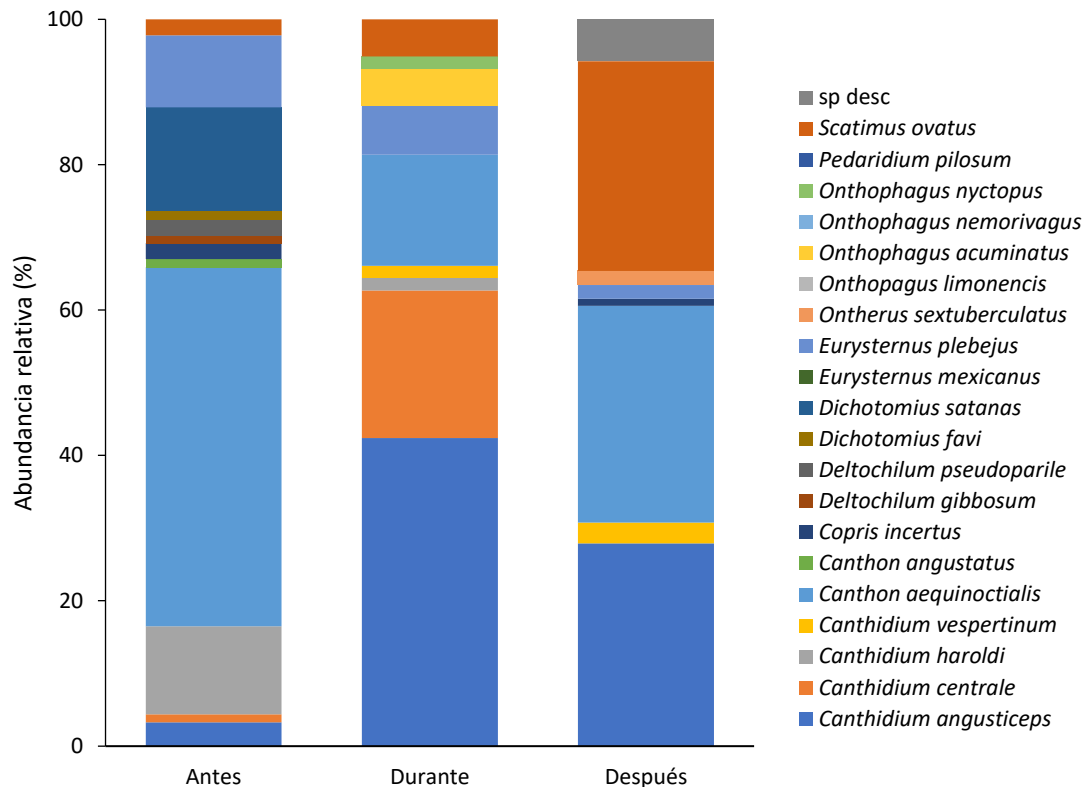


Figura 10. Bosque tratamiento 1. Abundancia relativa de especies de coleópteros colectadas en el Bosque Tratamiento 1, de acuerdo con el período de muestreo, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Se encontró un efecto significativo del periodo de manejo en la diversidad beta de coleópteros en el Bosque Tratamiento 1 (PERMANOVA, $R^2 = 0.61$; $p < 0.001$). En el análisis de NMDS se formaron tres grupos bien definidos, de acuerdo con el tipo de manejo forestal (Figura 11). Además, según el análisis de *envfit* la temperatura tiene una influencia significativa con la diversidad beta de coleópteros ($R^2 = 0.52$; $p = 0.01$), contrario a la cobertura ($R^2 = 0.07$; $p = 0.64$) (Figura 11). Este resultado indica que la temperatura ambiental contribuye en explicar la variación de la comunidad de coleópteros.

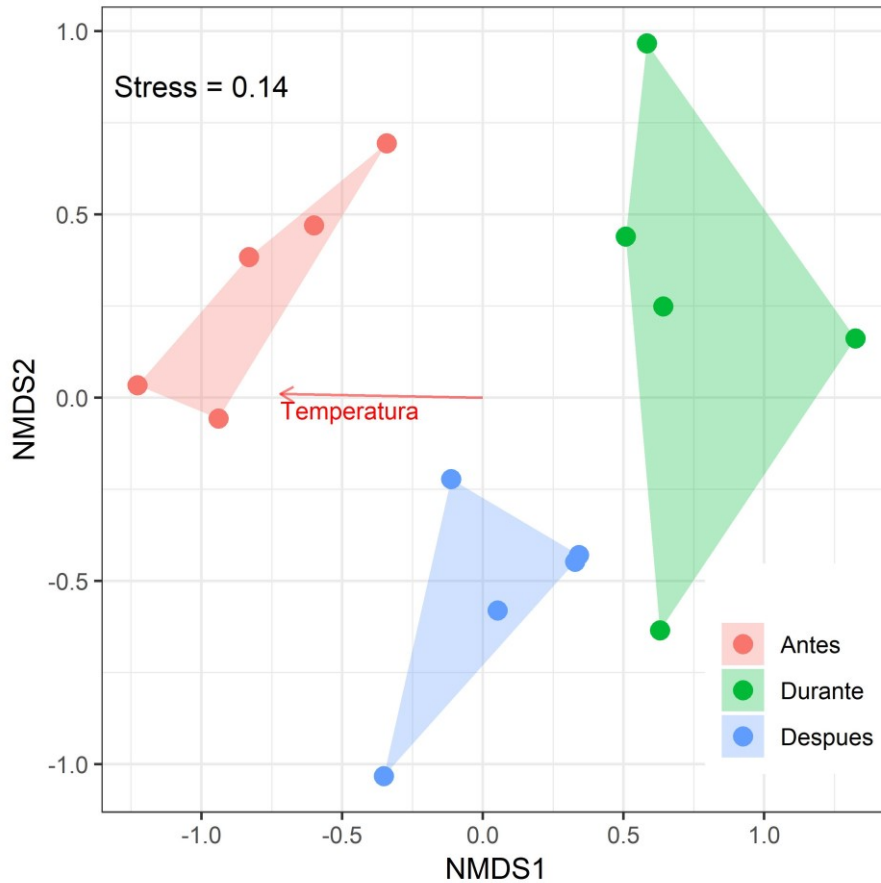


Figura 11. NMDS de diversidad beta de coleópteros en el Bosque Tratamiento 1 bajo tres momentos de manejo forestal y su relación con la temperatura y la cobertura boscosa. Flecha roja indica $p < 0.05$. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Se encontró una diferencia significativa en la composición de especies de coleópteros a través del proceso de manejo en el Bosque Tratamiento 2 ($\chi^2 = 53.30$; $p < 0.0001$). Se observó que antes de que se realizaran en el bosque las intervenciones correspondientes al manejo forestal, la especie con mayor representación fue *Dichotomius satanas* con un 22,29% de abundancia relativa (39 individuos), seguida de *Canthidium haroldi* con un 13,71% de abundancia relativa (24 individuos) (Figura 12). Posterior a la corte y extracción de árboles del bosque, la especie con mayor abundancia relativa fue *Canthidium haroldi* con un 27,78% del total, seguida de *S. ovatus* con un 13,89% y *C. centrale*, *C. aequinoctialis* y *D. satanas* las tres con un 11,11% (Figura 12).

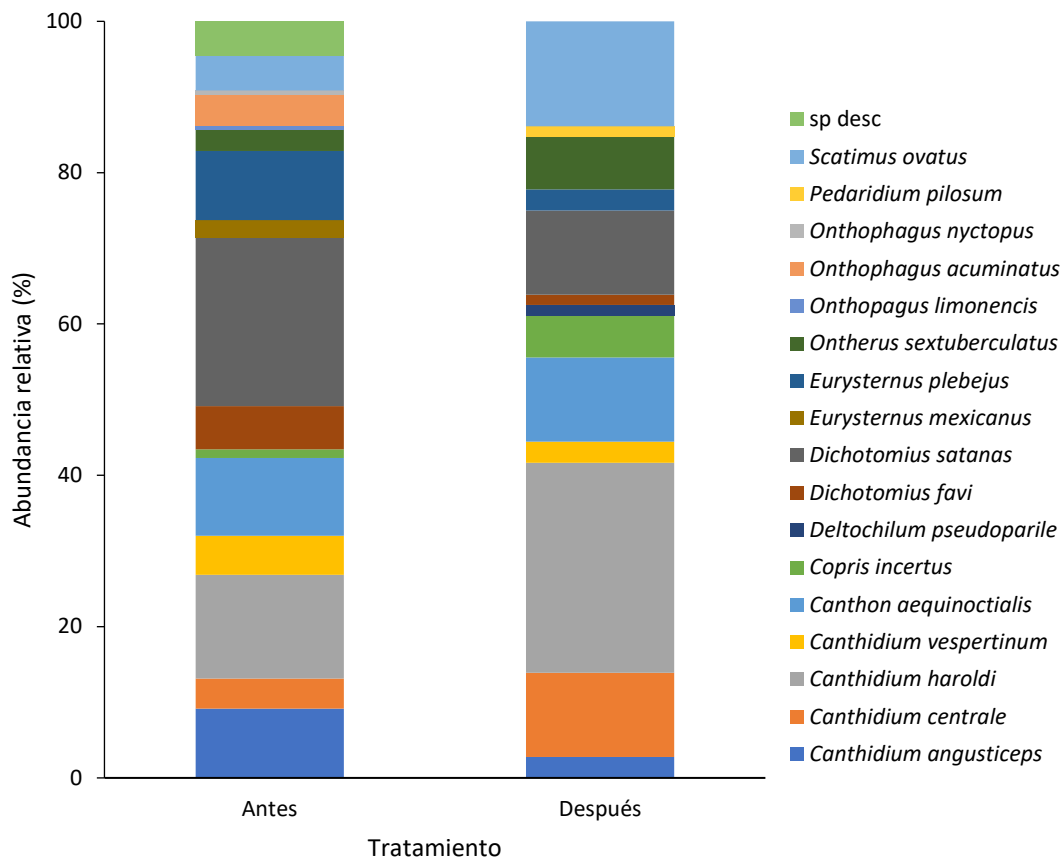


Figura 12. Bosque tratamiento 2. Abundancia relativa de las especies colectadas en el Bosque Tratamiento 2, de acuerdo con el período de muestreo, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017

Según el análisis de PERMANOVA la diversidad beta de coleópteros fue diferente entre los dos periodos de manejo, antes y después de manejo forestal ($R^2 = 0.28$; $p < 0.005$). En el análisis de NMDS se formaron dos grupos, de acuerdo con el tipo de manejo forestal (Figura 13). Luego, según el análisis env.fit tanto la temperatura ($R^2 = 0.18$; $p = 0.45$) como la cobertura boscosa ($R^2 = 0.40$; $p = 0.12$) no influyen significativamente en la diversidad beta de coleópteros en el Bosque Tratamiento 2 (Figura 13).

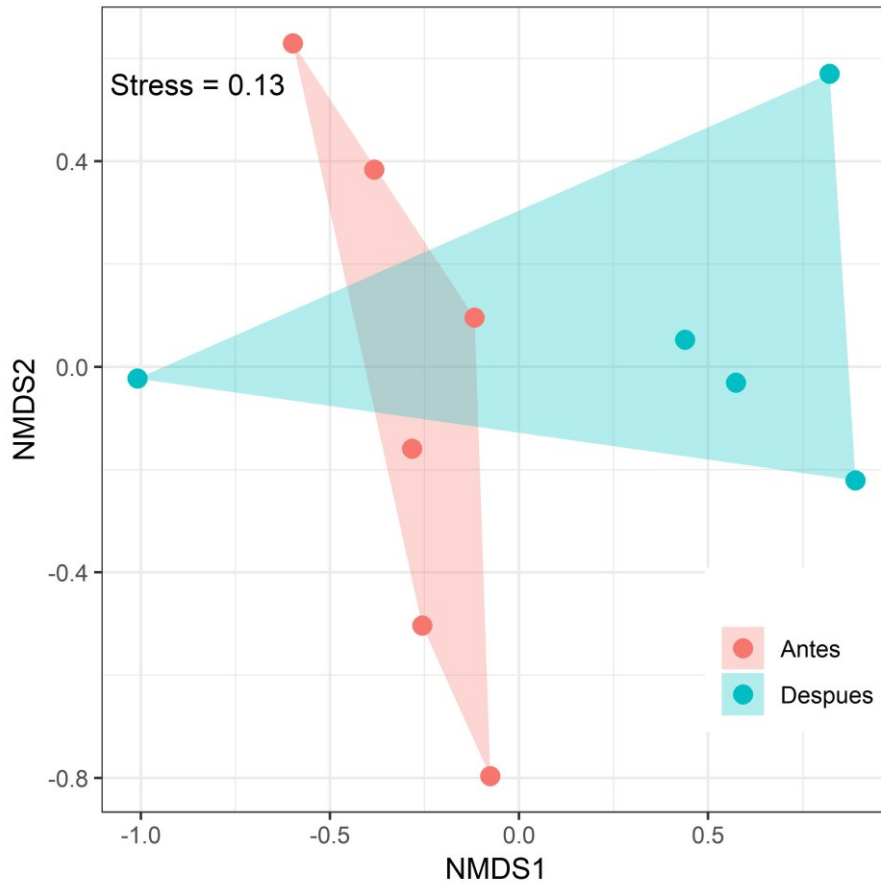


Figura 13. NMDS de diversidad beta de coleópteros en el bosque tratamiento 2 bajo diferentes momentos de manejo forestal y su relación con la temperatura y la cobertura boscosa. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Al tratar a los dos Bosques Tratamiento en conjunto se encontró que la riqueza de especies no difiere antes y después del proceso de manejo de bosques ($\chi^2 = 3.90$; $p = 0.05$). Sin embargo, se observó que la composición de especies de coleópteros en los muestreos antes y después del proceso de manejo de bosques fue significativamente diferente ($\chi^2 = 100.73$; $p < 0.0001$) (Figura 14).

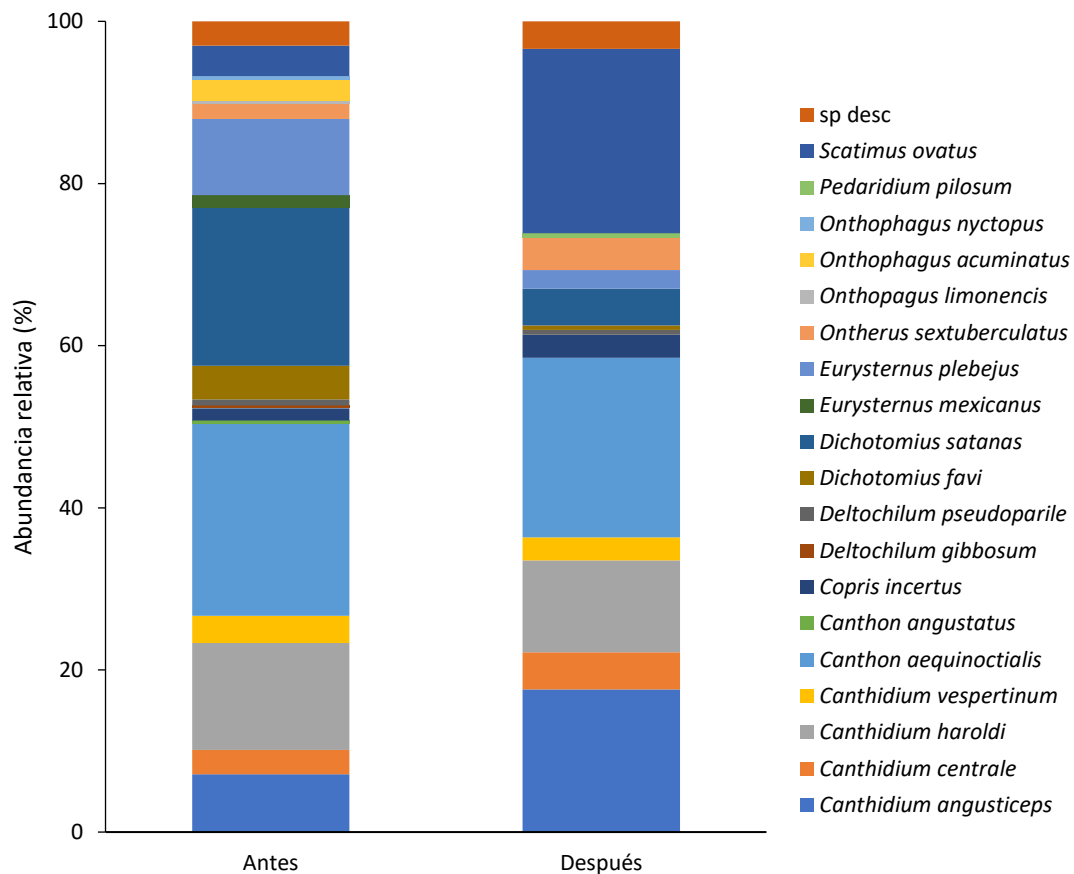


Figura 14. Ambos tratamientos: antes y después del manejo. Abundancia relativa de especies de coleópteros colectados en dos bosques sometidos a manejo forestal. De acuerdo con el período de muestreo. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

4.2 Lepidópteros

Red de mariposas

Con la metodología de red de mariposas se capturaron en total 134 individuos de 21 especies diferentes, de los cuales: 47 se colectaron en el Bosque Testigo, 87 en el Bosque Tratamiento 1 y 0 en el Bosque Tratamiento 2 (Cuadro 4).

De las 21 especies que se encontraron en el Bosque Testigo se capturaron 11 especies y en el BT1 18 especies, 8 de las cuales fueron compartidas entre ambos sitios.

Cuadro 4. Riqueza y abundancia de especies de lepidópteros en bosques sometidos a manejo forestal, capturados mediante red de mariposas. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Especie	BT1: Antes	BT1: Durante	BT1: Después	BT:2014	BT:2017
<i>Adelpha diocles</i>	0	0	0	1	0
<i>Archaeoprepona demophon centralis</i>	1	0	0	0	0
<i>Caligo atreus dionysos</i>	1	2	0	0	0
<i>Catonephele orites</i>	1	0	0	0	0
<i>Cissia confusa</i>	1	0	0	0	0
<i>Cissia themis</i>	0	8	0	0	0
<i>Cithaerias menander</i>	0	7	0	1	0
<i>Heliconius cydno chione</i>	0	7	0	0	5
<i>Heliconius cydno galanthus</i>	0	12	2	7	0
<i>Hypothyris euclea valora</i>	1	5	0	2	4
<i>Lycorea cleobata</i>	0	3	0	0	0
<i>Marpesia merops</i>	0	4	0	4	0
<i>Morpho granadensis</i>	0	3	2	0	0
<i>Opsiphanes cassiae</i>	0	2	0	0	0
<i>Parides childrenae</i>	0	0	0	2	0
<i>Philaethria dido</i>	0	2	0	2	0
<i>Phoebis argante</i>	0	11	0	12	1
<i>Pierella helvetia</i>	0	7	0	0	5
<i>Pierella luna luna</i>	0	2	0	0	0
<i>Taygetis andromeda</i>	0	3	0	0	0
<i>Tithorea tarricina pinthias</i>	0	0	0	1	0
Total de individuos	5	78	4	32	15

La riqueza y abundancia del Bosque Tratamiento 1 estuvo determinada por un total de 18 especies y 87 individuos. Antes de la aplicación de las prácticas de manejo se identificaron 5 especies (5 individuos). Durante la aplicación del manejo forestal hubo un aumento de las especies colectadas a 15 especies (78 individuos). Posterior a la extracción de árboles en el bosque el número de especies disminuyó a 2 (4 individuos).

De las 18 especies identificadas en todo el muestreo, se comparten dos especies entre los períodos antes y durante y dos entre los períodos durante y después, no se presentaron

especies en común entre los tres períodos estudiados, ni entre los muestreos antes y después (Figura 15).

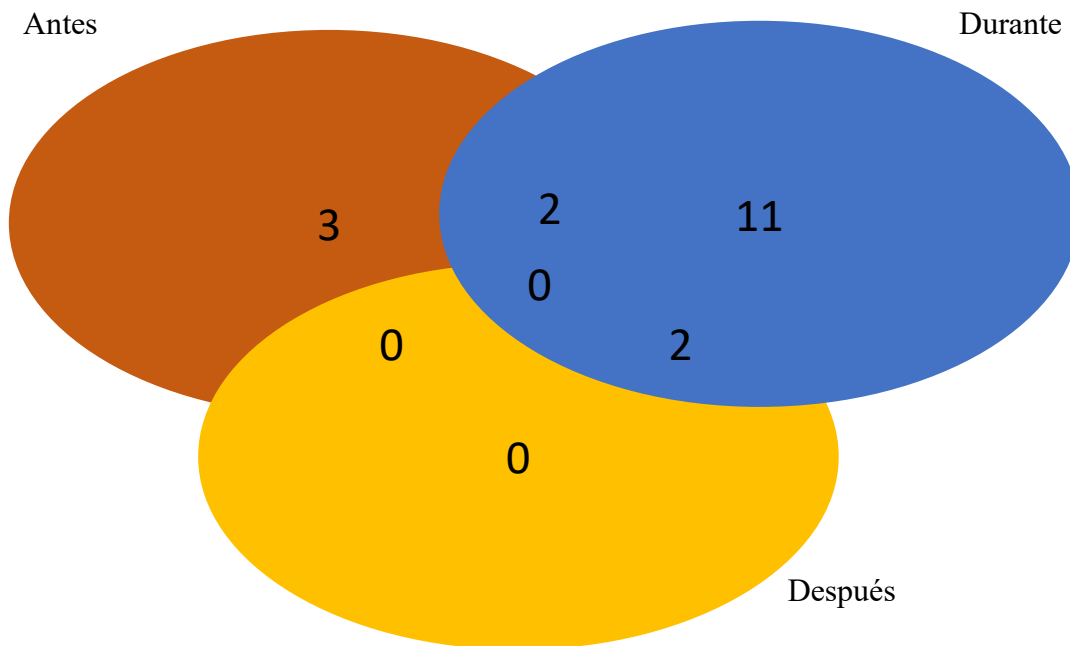


Figura 15. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de mariposas capturadas con red en diferente tiempo de manejo forestal, en el Bosque Tratamiento 1, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

La abundancia relativa de las especies de mariposas capturadas en el BT1 fue variable en los diferentes períodos de muestreo. Antes de la aplicación de las técnicas de manejo forestal la abundancia relativa de las 5 especies registradas fue la misma representada por un 20% para cada especie (Figura 16).

Durante la aplicación del manejo forestal la especie con mayor representación fue *Heliconius cydno galanthus*, con un 15,4% de abundancia relativa (12 individuos) seguida de *Phoebis argante* con una abundancia relativa de 14,1% (11 individuos). Posterior a la corta de árboles las especies registradas fueron *H. cydno galanthus* y *Morpho granadensis* ambas representan un 50% de abundancia relativa para este muestreo (Figura 16)

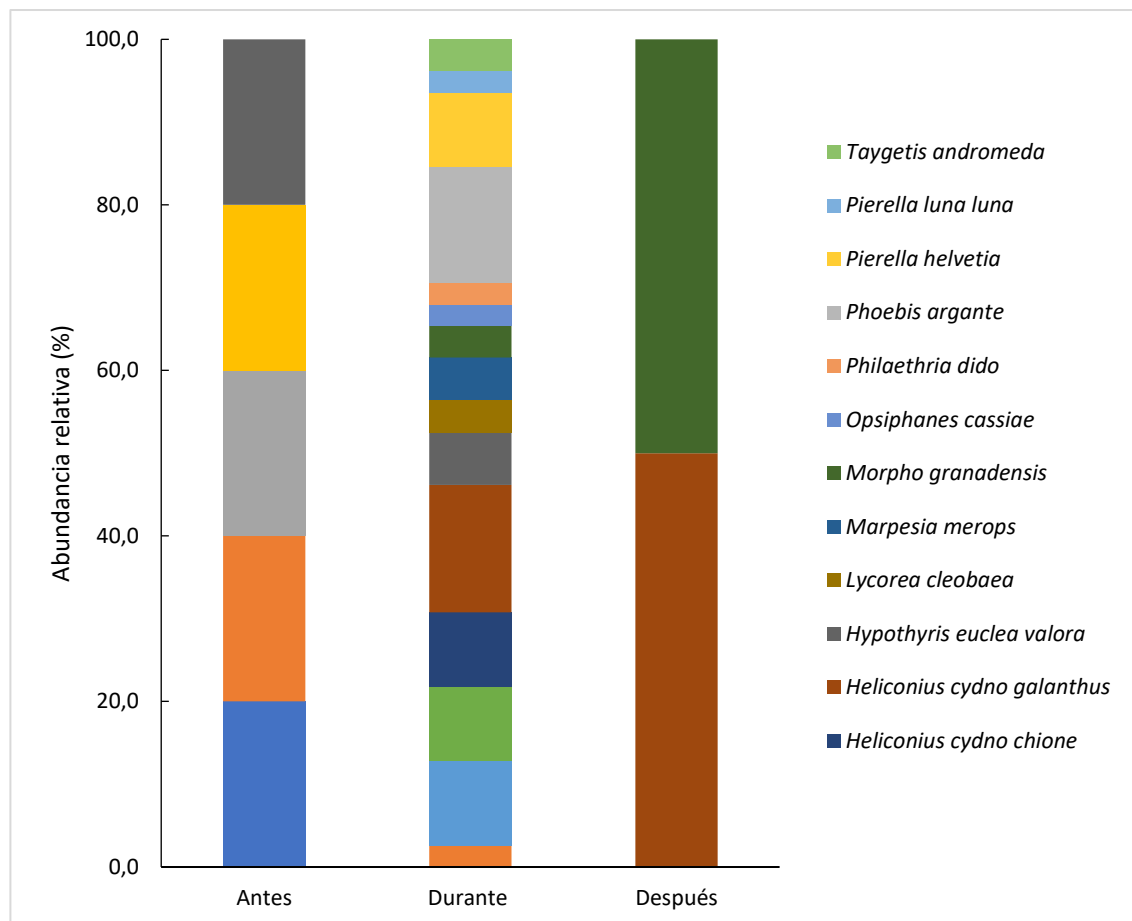


Figura 16. Bosque Tratamiento 1: Mariposas en transectos. Abundancia relativa de las especies de mariposas capturadas con la metodología red de captura en transectos, en tres períodos de muestreo el Bosque Tratamiento 1 sometido a manejo forestal. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Trampa Van Someren-Rydon

Con la metodología de trampas Van Someren-Rydon se capturó un total de 35 individuos de 12 especies diferentes durante todo el período de estudio. En el Bosque Tratamiento 1 se registró 18 individuos y el Bosque Testigo 7, en el bosque Tratamiento 2 no se colocaron trampas Van Someren-Rydon (Cuadro 5).

En el Bosque Tratamiento 1 la riqueza y abundancia de especies fue variable en los tres muestreos. Antes de iniciadas las labores de manejo forestal se registraron 4 especies (4 individuos). Durante el proceso de corta de árboles el número de especies se mantuvo en 4 especies sin embargo existió un aumento a 11 individuos colectados. Posterior a la corta de árboles el número de especies disminuyó a 3 (3 individuos) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Riqueza y abundancia de especies de lepidópteros en bosques sometidos a manejo forestal, con trampa Van Someren-Rydon. Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Especie	BT1: Antes	BT1: Durante	BT1: Después	BC:201 4	BC:201 7
<i>Antirreha miliades</i>	0	2	1	0	0
<i>Archaeoprepona demophon centralis</i>	0	0	0	0	1
<i>Caligo atreus dionysos</i>	0	1	1	1	4
<i>Catoblepia orgetorix championi</i>	1	0	0	0	0
<i>Catonephele orites</i>	1	0	0	0	5
<i>Cissia confusa</i>	0	0	0	1	1
<i>Cithaerias menander</i>	1	5	0	0	0
<i>Hypothyris euclea valora</i>	0	0	0	0	1
<i>Nessaea aglaura aglaura</i>	1	0	0	1	0
<i>Philaethria dido</i>	0	0	0	0	2
<i>Pierella elucia</i>	0	3	0	0	0
<i>Tithorea tarricina pinthias</i>	0	0	1	0	0
Total	4	11	3	3	14

Por su parte, en el Boque Testigo, se puede apreciar una diferencia entre la riqueza y abundancia en los dos tiempos de muestreo. En el año 2014, se registraron 3 especies cada una con un individuo, mientras que en el año 2017 el número de especies registradas aumentó a 6 con 14 individuos identificados. Solamente se compartió una especie entre los períodos de muestreo antes y el durante de realizado el proceso de manejo forestal (Figura 17).

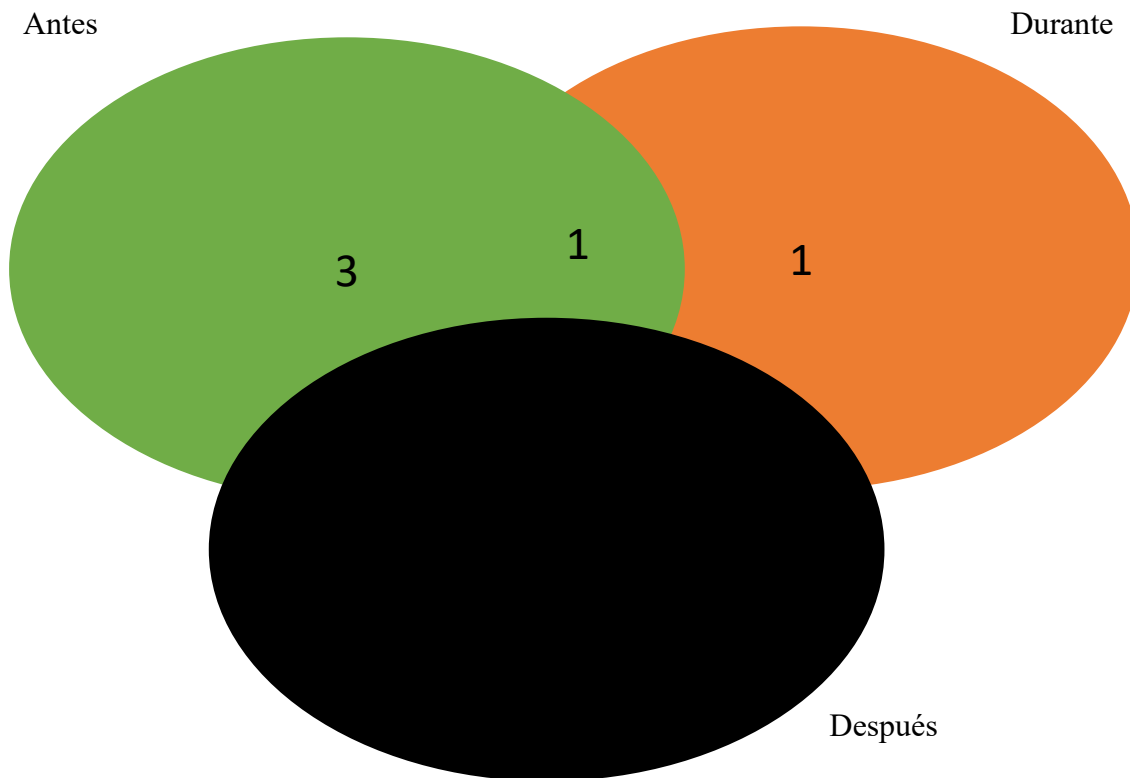


Figura 17. Diagrama de Venn resumiendo el traslape de especies de mariposas capturadas con trampas Van Someren-Rydon en diferente tiempo de manejo forestal, en el Bosque Tratamiento 1, cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

La especie con mayor cantidad de individuos capturados en el BT1 fue *Cithaerias menander* con 6 individuos durante todo el período de muestreo. Mientras que en el Bosque Testigo fueron *Caligo atreus dionysos* y *Catonephele orites*, ambas con 5 individuos registrados.

La abundancia relativa los distintos muestreos del BT1 fue variable. Antes de iniciadas las actividades de manejo en el bosque, las 4 especies registradas *Catoblepia orgetorix championi*, *C. orites*, *C. menander*, *Nessaea aglaura aglaura* tuvieron una abundancia relativa de un 25% cada una. Durante el período de corta de árboles la abundancia relativa fue dominada por la especie *C. menander* con un 45, 5% seguida de *Pierella elucia* con un 27,3%. Posterior al proceso de extracción se registró igual abundancia relativa entre las especies *Antirrhea miliades*, *C. atreus dionysos* y *Tithorea tarricina pinthias* con un 33% (Figura 18).

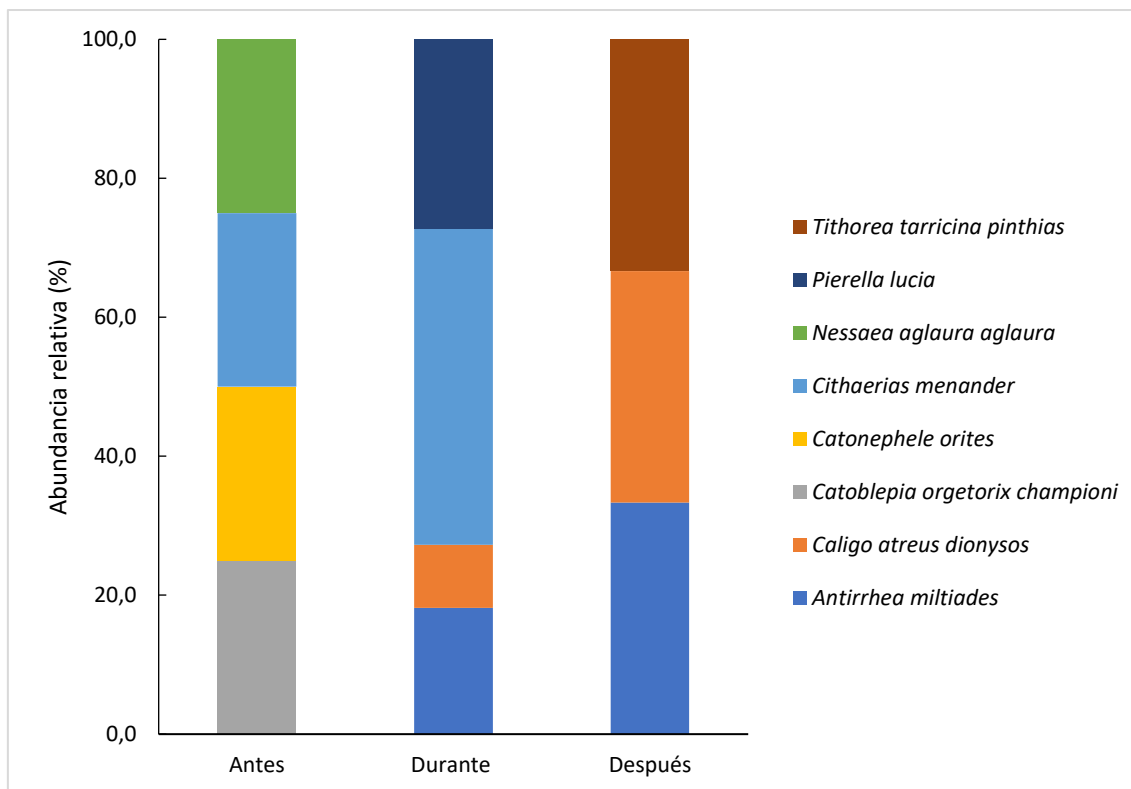


Figura 18. Bosque Tratamiento 1: Mariposas en trampas. Abundancia relativa de especies de mariposas capturadas con el método trampa Van Someren-Rydon en el Bosque Tratamiento 1 sometido a manejo forestal. En tres períodos de muestreo Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

5. Discusión

Coleópteros: Scarabaeinae

Riqueza y diversidad de especies de Scarabaeinae

En el área de estudio se encontró una considerable representación de individuos de la Subfamilia Scarabaeinae en Costa Rica. Se identificaron 5 de las 7 tribus, así como 10 de los 25 géneros reportadas para el país, representando un 40% del total de géneros a nivel nacional. Se encontró un 12,35% de las especies reportadas para Costa Rica (Solís, 2004), esto demuestra la riqueza de especies que los bosques estudiados tienen con respecto a la subfamilia en general.

Este estudio identificó 21 especies y 618 individuos para los tres bosques estudiados, lo que de acuerdo con Aguilar-Amuchstegui (1999) puede considerarse una alta

diversidad y abundancia de especies en la zona de estudio, la cual puede deberse al hecho de que los bosques de la zona poseen un alto grado de cobertura boscosa, y con ello, favorece la presencia de escarabineos.

La riqueza de especies de coleópteros en ambos bosques manejados fue similar entre los diferentes períodos de manejo, esto concuerda con lo reportado por Montoya-Molina, Isaza-López y León (2016) y Nichols *et al.* (2007), donde al comparar bosques con algún tipo de intervención como tala selectiva y bosque secundario tardío con bosques intactos, la riqueza de especies de coleópteros no tuvo variaciones significativas. De acuerdo con Nummelin y Hanski (1989), esto podría evidenciar que, con niveles suficientes de recursos en un bosque, no existe gran diferencia entre el número de individuos y de especies capturados en bosques aprovechados selectivamente y vírgenes.

En el caso de los bosques estudiados, se podría inferir que los mayores niveles de riqueza y diversidad de especies para el BT1 y el BT2 respecto al bosque control, podría deberse a una oferta alimenticia variada, resultado indirecto del aumento de la heterogeneidad ambiental generada por las actividades de aprovechamiento al interior del bosque. Lo anterior coincide con estudios previos realizados en la zona, donde los bosques que han sido sometidos a procesos de manejo presentaron un aumento en la heterogeneidad durante y después de la extracción de madera (Aguilar- Amuchastegui, 1999).

En este estudio la perturbación generada en los bosques sometidos al proceso de corta en manejo forestal parece no representar un hábitat o uso del suelo altamente perturbado para los escarabajos coprófagos que lo habitan, ya que no se encontraron diferencias significativas en la riqueza de los bosques estudiados. Lo anterior concuerda con lo encontrado por Nichols *et al.* (2007) donde se menciona que, los escarabajos coprófagos presentan diferentes niveles y formas de respuesta según el atributo de la diversidad que vaya a ser evaluado: riqueza, abundancia y composición.

Análisis de composición de especies de Scarabaeinae

La composición de especies de coleópteros cambió de forma significativa a lo largo del proceso de manejo selectivo de bosque tanto para el bosque BT1 como para BT2.

Otavo *et al.* (2013) mencionan que, en ambientes con grados de alteración, la riqueza de especies aumenta a medida que la perturbación es mayor, asociándose una mayor riqueza y/o diversidad de especies a una mayor complejidad ecosistémica. En este estudio, la perturbación causada en ambos bosques al someterse al proceso de manejo evidencia una variación en la composición de especies del bosque en los diferentes muestreos.

Algunas de las especies que presentaron mayor cantidad de individuos colectados son especies que prefieren los bosques conservados, como es el caso de *C. aequinoctialis*. Esta especie se encontró en los tres muestreos del BT1 y en los dos muestreos del BT2. Los individuos de *C. aequinoctialis* se caracterizan por alimentarse de las excretas de mamíferos medianos que habitan bosques primarios o secundarios con poca intervención (Cultid *et al.*, 2012). Esto podría indicar que los bosques estudiados conservan recursos suficientes que permiten la presencia de mamíferos medianos de los que se alimentan las especies encontradas.

La especie *S. ovatus*, fue la segunda con mayor cantidad de individuos capturados, la literatura menciona que esta es una especie generalista asociada con ambientes perturbados y en proceso de recuperación (Granados, Kohlmann y Russo, 2010). En este estudio la mayor cantidad de individuos de la especie se capturaron en los muestreos realizados durante la intervención del bosque por corta de árboles, después de haber realizado la extracción de árboles y en el bosque testigo, esto coincide con las características de la especie ante la intervención provocada por el manejo forestal y la recuperación posterior del bosque.

En cuanto a la presencia de *S. ovatus* en el bosque testigo se debe indicar que de acuerdo con el estudio técnico para PSA por protección de Bosque (Chaves, 2012) las áreas colindantes con el bosque son de ganadería, producción de banano, así como carreteras; ambientes perturbados como los preferidos por la especie. Este bosque fue manejado hace aproximadamente 20 años, por lo que aún se encuentra activo el proceso de recuperación.

En el muestreo realizado antes del inicio del proceso de corta, se registró una mayor presencia de las especies *C. aequinoctialis*, *D. satanas* y *C. haroldi*. Entre las

características ecológicas de estas especies se encuentran la preferencia por bosques primarios y secundarios bajo un adecuado proceso de conservación (Montoya-Molina, Isaza-López, y León González, 2016). Lo que podría indicar que previo a ser manejados los bosques considerados en el estudio se encontraban en un buen estado de conservación que permitía la presencia de las especies anteriormente mencionadas.

En los muestreos durante y después de la corta y extracción de madera se registró una cantidad considerable de especies de los géneros *Eurysternus* y *Onthopagus* tanto para el BT1 como en el BT2. Estas especies se caracterizan por tener una amplia distribución y ser más generalistas, por lo que son más tolerantes a la perturbación de su hábitat (Aguilar-Amuchastegui *et al.*, 2000). Al crearse una alteración en el bosque, se propicia la presencia de especies generalistas, reduciendo la representatividad de especies que se encontrarían comúnmente en el bosque sin perturbar (Aguilar-Amuchastegui *et al.*, 2000; Montoya-Molina *et al.*, 2016)

El comportamiento de la comunidad de Scarabinae en este estudio, concuerda por lo descrito por Montoya-Molina *et al.* (2016), donde se observó que, en áreas intervenidas como consecuencia de la corta de árboles en bosque manejados, la composición y estructura de los ensamblajes puede modificarse por influencia de diferentes variables, como la extensión de los hábitats y la complejidad de la estructura vegetal presente.

Con respecto al traslape de especies, en el BT1, de las 4 especies encontradas en los tres muestreos, tres de estas: *C. angusticeps*, *C. aequinoctialis* y *E. plebejus*; son especies asociadas con el interior de bosque, y presentan preferencias alimenticias por excremento de mamíferos que habitan áreas de conservadas, como el pizote (*Nasua narica*), jaguarondi (*Herpailurus yagouaroundi*), tapir (*Tapirus bairdii*), tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y chancho de monte (*Tayassu pecari*) (Aguilar-Amuchastegui *et al.*, 2000), los cuales habitan los bosques de la zona de estudio (Chassot y Monge-Arias, 2002). Esto sugiere que aún con la intervención de los bosques, el ecosistema mantuvo condiciones que permitieron la permanencia de especies mayores como las antes mencionadas.

Se puede inferir que posiblemente el BT1 sea un área de conectividad entre las especies antes mencionadas y sea parte de un corredor biológico que permite la

conectividad entre los diferentes parches boscosos que habitan la zona con las áreas silvestre protegidas como la zona protectora La Selva y el Parque Nacional Braulio Carrillo en donde habitan las especies antes mencionadas (Chassot y Monge, 2002; Ramos y Finegan, 2006).

La presencia de especies pertenecientes al género *Onthopagus* en el bosque BT1 solo se encontraron en el muestreo realizado durante el manejo forestal del bosque, este género presenta facilidad para sobrevivir en potreros y bosques secundarios abiertos (Aguilar, 1999), posiblemente extendiendo su hábitat al bosque manejado debido a la corta y extracción de árboles.

De acuerdo con Montoya-Molina *et al* (2016) al haber una transformación en el hábitat de la comunidad de escarabajos estercoleros, ésta podría estar representada por una mezcla de especies con capacidad de explotar ambientes contrastantes. Esto podría explicar también el incremento en el número de individuos de especies propias de potrero en coberturas arbustivas dentro del BT1, como las de los géneros *Onthopagus* y *Scatimus*.

Entre las 18 especies identificadas para el bosque BT2, 11 especies fueron encontradas en los dos muestreos realizados antes y después del proceso de manejo, de estas resaltan los géneros *Canthidium* y *Dichotomius*, de los cuales las especies encontradas presentan preferencia por bosques de interior bien conservados (Montoya-Molina *et al.*, 2016). Lo cual podría ser un indicativo de que en el bosque BT2, el manejo forestal si bien provocó una perturbación, la misma no representó un cambio en la presencia de especies con preferencia por bosques conservados, manteniendo las características necesarias para la presencia de las especies.

Una mayor cantidad de individuos de las especies *S. ovatus* y *C. incertus*, fueron registrados en el BT2 después del proceso de manejo, momento en el que el bosque se encuentra en un proceso de restauración, que favorece la ocupación de especies generalistas como las antes mencionadas. En el BT2 la composición de escarabineos fue similar en los dos muestreos realizados, lo cual podría deberse a que en zonas tropicales los procesos de recuperación son más rápidos que en otros tipos de bosques, debido a los factores biofísicos y climáticos (Vargas, 2010), por lo que al haber realizado el

muestreo un año después de que las operaciones del proceso de corta finalizaron, las especies que se encontraban en el bosque antes del manejo retornan al mismo.

Es importante mencionar que en el proceso de manejo de este bosque el área de corta fue menor al 12% del área total de bosque de acuerdo con el informe de cierre del Plan de Manejo (Alvarado, 2016) y la perturbación en el bosque fue momentánea (entre 3-6 meses), por lo que la comunidad de especies de escarabajos propia del bosque no se vio altamente modificada ante la perturbación provocada por el manejo.

En los tres bosques muestreados, muchas de las especies de coleópteros identificadas están asociadas a bosques conservados de forma adecuada, donde se alimentan de carroña de mamíferos medianos y grandes (Cuadro 6).

Cuadro 6. Especies de escarabajos estercoleros que se alimentan de las excretas de diferentes especies de mamíferos, en tres bosques del en Cantón de Sarapiquí, Zona Noratlántica, período 2014-2017.

Especie de mamífero	Especie de escarabajo que se alimenta de las excretas
<i>Tapirus bairdii</i> (Tapir)	<i>C. centrale</i> , <i>C. haroldi</i> , <i>C. aequinoctialis</i> , <i>D. satanas</i> , <i>E. plebejus</i> , <i>O. acuminatus</i> , <i>S. ovatus</i>
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (jaguarundi)	<i>C. aequinoctialis</i>
<i>Alouatta palliata</i> (Mono congo)	<i>C. haroldi</i> , <i>D. pseudoparile</i> , <i>D. satanas</i> , <i>E. plebejus</i> , <i>O. acuminatus</i> y <i>S. ovatus</i>
<i>Opossum sp.</i> (Zorros pelones)	<i>C. haroldi</i>
<i>Tayassu pecari</i> (chancho de monte)	<i>O. acuminatus</i> , <i>C. aequinoctialis</i>
<i>Nasua narica</i> (Pizote)	<i>C. angusticeps</i> , <i>C. aequinoctialis</i> y <i>E. Plebejus</i>
<i>Cuniculus paca</i> (Tepezcuintle)	<i>C. angusticeps</i> , <i>C. aequinoctialis</i> y <i>E. Plebejus</i>

Elaboración propia. Con datos de: (Aguilar-Amuchastegui, 1999; Aguilar *et al.*, 2000, Rangel-Acosta y Martínez-Hernández, 2017).

Las especies de mamíferos de las cuales los escarabajos estercoleros se alimentan de sus excretas, han sido reportados en el corredor Biológico San Juan La Selva, principalmente avistados en el Parque Nacional Braulio Carrillo y La Estación Biológica La Selva (Chassot y Monge, 2002), por lo que su presencia en los bosques muestreados indica que si bien han sido sometidos a una alteración por medio del manejo forestal de bosque aún mantienen condiciones adecuadas para la ocurrencia regular de las especies de mamíferos antes mencionadas.

La composición de especies de escarabineos en ambos bosques manejados, entre los muestreos antes y después de la corta y extracción de árboles, fue significativamente diferente. Gonzáles-Hernández *et al.*, (2015) indican que existe una preferencia de distintas especies de escarabajos a determinadas condiciones de cobertura vegetal (bosque, borde, potreros) la cual causa un efecto sobre la abundancia y composición de la comunidad de escarabajos coprófagos en los ecosistemas a evaluar.

Para el caso de los escarabajos estercoleros, es claro que los bosques manejados presentan la mayor diversidad y riqueza. En el estudio de Aguilar-Amuchastegui (1999), al igual que los resultados en esta investigación, el análisis de composición de especies muestra que un amplio porcentaje de los individuos encontrados en los tres bosques pertenecen a especies en común y que aquellas especies raras son localizadas al realizarse la intervención en los bosques. Lo que refuerza la utilización del gremio para evaluar la calidad del hábitat de acuerdo con las especies encontradas.

Efecto de la cobertura y temperatura en la composición

Cobertura

En este estudio, tanto para el BT1 como para el BT2 la cobertura boscosa entre los muestreos no muestra un efecto significativo en la composición de la comunidad de escarabajos en el bosque a lo largo del proceso de manejo. Lo anterior podría deberse a que la distribución de las parcelas de muestreo dentro de ambos bosques fue aleatoria, por lo que no precisamente van a concordar con sitios en los que la corta de árboles produzca un claro en el bosque. Además, de acuerdo con los planes de manejo realizados para los bosques estudiados (Alvarado y Córdoba, 2014; Córdoba, 2014) el proceso de corta en el manejo de ambos bosques fue selectivo y uno de sus objetivos fue procurar que el nivel de impacto del manejo y del aprovechamiento esté dentro de los parámetros establecidos por el país para mantener las funciones ecológicas: procesos de regeneración natural, biodiversidad y sistema natural hídrico y suelo.

Algunos autores como Favila (2004) y González-Hernández *et al* (2015) indican que áreas con mayor cobertura vegetal, como los bosques conservados, provocan un efecto positivo en la abundancia de escarabineos sobre otros tipos de cobertura vegetal como

potreros y bosques fragmentados que se han visto afectados por la acción antrópica, la fragmentación y el cambio de uso de suelo en selvas tropicales. Lo anterior es confirmado en los resultados de este estudio donde la cobertura boscosa entre los muestreos no mostró un efecto en la composición de la comunidad de escarabajos en el bosque a lo largo del proceso de manejo

En este estudio, los valores de cobertura no tuvieron variaciones considerables en los muestreos realizados durante el proceso de manejo en ambos bosques. Lo anterior se debe a que la perturbación provocada por el proceso de manejo dentro de ambos bosques es inferior al 12% del área total de bosque (contando, claros, carriles y patio de embarque), que es el valor máximo permitido en los Principios, Criterios e Indicadores de Manejo de Bosque Natural (MINAE, 2002), por lo que se conserva un alto porcentaje de la cobertura forestal del bosque.

Temperatura

Por otro lado, en el BT1 se encontró que la temperatura tiene un efecto significativo en la composición de la comunidad de coleópteros. Esto puede deberse a los diferentes muestreos (antes, durante y después del proceso de corta y extracción de madera), ya que en el muestreo realizado durante la corta y extracción de árboles se presentaron registros más altos de temperatura en comparación con los muestreos antes y después, además este muestreo registró un aumento en las especies que habitaban el bosque. Lo anterior concuerda con lo observado por Amat-García *et al.*, (2005) donde la corta de árboles al abrir claros en el bosque provoca un aumento en la temperatura condicionando la composición de la comunidad de escarabineos.

Por su parte en el BT2, no se encontró un efecto entre la temperatura y la composición de especies, lo que podría deberse a que este bosque fue muestreado solamente antes y después de la corta de árboles producto del manejo forestal, lo cual evita que la exposición solar por la apertura de claros en el bosque provoque un efecto en los muestreos debido al proceso de recuperación del bosque entre los mismos (Amat *et al.*, 2005).

Lepidópteros

Riqueza y diversidad de lepidópteros

Con las dos metodologías de muestreo la abundancia de individuos aumentó entre el muestreo antes de iniciadas las labores de manejo forestal y durante la corta y extracción, disminuyendo conforme el bosque se empieza a recuperar después de la corta y extracción, tal como se observó en el muestreo realizado 1 año después de terminadas las labores de manejo forestal. Lo anterior concuerda con lo observado por Aguilar-Amuchastegui (1999) y Brown y Hutchings (1997) donde existe una respuesta de las mariposas a variaciones ambientales locales, principalmente por la abertura de claros dentro del bosque.

El aumento en la cantidad especies entre el muestreo antes y el durante, puede explicarse con el aumento en la cantidad de luz que entra al sotobosque al realizarse la corta y extracción de árboles, lo que provoca que el ambiente se vuelva más heterogéneo debido al crecimiento de nueva vegetación en el sotobosque favoreciendo el incremento en la diversidad de especies y un cambio en la comunidad de mariposas en el bosque donde se provoca la perturbación (WWF, 2004). Brown y Hutchings (1997), observaron que perturbaciones en los bosques manejados aumentan la heterogeneidad ambiental favoreciendo la diversidad de mariposas con respecto a bosques que no han sido perturbados.

Análisis de la composición de especies de lepidópteros

Con la metodología de red, en el BT1 sobresale la presencia de las especies *C. atreus dionysos* y *Cissia confusa*, en el muestreo realizado antes de la corta y extracción de árboles. Estas especies se caracterizan por habitar bosques lluviosos primarios y secundarios densos con sombra en su interior (Aguilar-Amuchastegui, 1999; Vega, 2013). La presencia de estas especies indica que antes de iniciar el manejo forestal el BT1 poseía características de un bosque conservado que favorece la permanencia de estas especies.

En el muestreo durante el BT1 existió un aumento en las especies capturadas con respecto al muestreo antes, donde destacan las especies *H. cydno galanthus*, y *P. argante*, que presentaron la mayor cantidad de individuos colectados durante el

muestreo (14 y 11 individuos respectivamente) las cuales poseen preferencia por sitios perturbados, con zonas abiertas, bordes de bosque o márgenes de ríos y quebradas (Tobar y Ibrahim, 2007; INBio, 2008; Nakahara, Marín, y Mitsuhashi, 2012; Vega, 2013).

Entre las especies identificadas en el muestreo realizado durante la corta y extracción de árboles, también se encontraron las especies *C. atreus dionysos* y *M. granadensis*. Estas especies suelen encontrarse en zonas sombreadas dentro de bosque densos (DeVries, Penz, y Hill, 2010; Vega, 2013). Esto podría deberse tal como se mencionó para los coleópteros, a que no existió un cambio significativo en la cobertura de las parcelas de muestreo; por lo que la corta de árboles cerca o dentro de la parcela de muestreo pudo provocar la entrada de más luz al bosque, sin embargo, en gran medida el bosque mantuvo la mayor parte de la cobertura forestal.

En el muestreo realizado después del proceso de manejo solamente se encontraron 2 especies *H. cydno galanthus* y *M. granadensis*, la primera como se mencionó anteriormente con preferencia por claros de bosque (Vega, 2013) y la segunda conocida por encontrarse en zonas sombreadas del bosque. Lo anterior nos hace inferir que los cambios presentados en el bosque ante el manejo forestal podrían haber provocado una variación dentro de las diferentes parcelas, viéndose unas más afectadas que otras de acuerdo a la corta y cantidad de árboles cortados en cada una.

De las especies de mariposas compartidas entre los muestreos sobresalen las especies *H. cydno galanthus*, y *P. argante* ambas especies se conocen por tener preferencia por sitios como: claros, senderos, zonas de sotobosque soleado y áreas que han sido intervenidas (Aguilar-Amuchastegui, 1999).

Por su parte con la metodología de trampas, en el BT1 antes de iniciadas las actividades de manejo forestal, se registraron especies con diferente preferencia de hábitats. La especie *C. orgetorix championi* se ha encontrado principalmente en bosques densos con mucha penumbra, mientras que *C. orites*, es conocida por tener preferencia por el dosel del bosque (Vega, 2013). La presencia de *N. aglaura aglaura*, ha sido reportada en áreas pantanosas de bosques primarios y ocasionalmente en claros de luz y senderos y *C. menander*, se caracteriza por encontrarse en el sotobosque y en claros de luz en todo tipo

de bosque (Aguilar-Amuchastegui, 1999). Lo que muestra que posiblemente existiera una diferencia entre las parcelas muestreadas antes de iniciadas las operaciones de manejo en el bosque.

Durante el período de corta de árboles en el BT1 se identificaron 3 especies: *C. menander*, que como se mencionó anteriormente tiene preferencia por los claros de luz, *P. elucia*, la cual es una especie típica de bosques perturbados (Tobar y Ibrahim, 2007), y *A. miltiades*, la cual se ha observado en bosques húmedos conservados (Maes, 1995; Greeney *et al.*, 2009;). Lo anterior hace pensar que debido al hecho de que la corta fue selectiva, la perturbación produjo algunos claros en el bosque que permitió la presencia de especies con preferencias por ambientes con algún grado de perturbación, pero el bosque también conservó bastante cobertura para permitir la permanencia de especies con preferencias por ambientes conservados.

El aumento y la aparición de especies con preferencia por sitios con luz durante el período de corta concuerdan con la apertura de claros provocada por la corta y extracción de árboles por el proceso de manejo forestal del bosque. Tal y como se observó para este mismo bosque con la metodología de red. Sin embargo, el registro de *A. miltiades* refleja que el bosque aún bajo las operaciones de manejo conserva las condiciones necesarias para la presencia de esta especie con requerimientos de cobertura de calidad en términos de conservación del bosque (Greeney *et al.*, 2009).

Posterior al proceso de corta y extracción, se registraron solamente 3 especies: *A. miltiades*, *C. atreus dionysos* y *Tithorea tarricina pinthias*; las primeras dos especies, tal como se mencionó anteriormente, suelen encontrarse en zonas sombreadas dentro de bosque densos; por su parte *T. tarricina pinthias*, se localiza mayoritariamente en bordes de bosque, claros o sotobosque (Vega, 2013). La captura de especies de dosel en este muestreo, así como en el muestreo que se dio durante la corta y extracción puede deberse a que, al realizarse las acciones de manejo forestal, se pierde la continuidad del dosel logrando que especies que regularmente se encuentran en este desciendan al nivel de la vegetación, esto coincidiría con Aguilar *et al.*, (2000) quienes indican que la visualización de las mariposas o la captura de éstas en las trampas a nivel de sotobosque se hizo más frecuente al eliminarse la continuidad del dosel.

Las actividades realizadas en el manejo forestal en el BT1 generaron cambios en la estructura y composición del bosque y su dinámica debido a la corta y extracción de árboles, con ello se alteró también la estructura y composición de la comunidad de mariposas. Aguilar-Amuchastegui (1999), Brown y Hutchings (1997) y WWF (2004), indican que es común encontrar una mayor diversidad de especies de mariposas en bosques que han sido sometidos a procesos de manejo que en bosques que no han sufrido perturbaciones antropogénicas.

Debido a que el manejo fue selectivo, es probable que ante la corta de árboles unas parcelas se vieron más alteradas que otras, es decir puede que en una parcela se abrieran claros que promovieron la presencia de especies de mariposas que tienen predilección por áreas abiertas (Aguilar *et al.*, 2000; WWF, 2004), mientras que en otras el bosque no se viera afectado por la corta.

De este modo las mariposas responden ante las diferentes variaciones locales que se puedan dar no solo entre los diferentes muestreos realizados en el BT1, si no dentro de un mismo muestreo en diferentes parcelas, siendo la luz y sombra dentro de cada una de las parcelas estudiadas factores que afectan los patrones de vuelo de numerosas especies dentro del bosque (WWF, 2004).

En el caso del BT1 la alteración del bosque ante el manejo forestal selectivo parece no ser intensa, pues las mariposas características del bosque original lograron mantenerse sin cambios aparentes en cuanto a composición durante el muestreo antes y durante, aumentando en el proceso la riqueza y diversidad de mariposas. Niveles bajos de perturbación mantienen la composición de las mariposas del bosque original aumentando la riqueza y composición de especies en comparación con bosques sin ningún tipo de disturbio (Brown y Hutchings, 1997; Aguilar-Amuchastegui, 1999).

6. Conclusiones

La presencia de especies de coleópteros como *C. centrale*, *C. haroldi*, *C. aequinoctialis*, *D. satanas*, *E. plebejus*, *O. acumminatus*, *S. ovatus* y *D. pseudoparile*, que se alimentan de excretas de mamíferos medianos y grandes habitan principalmente

el interior de bosques conservados en los diferentes muestreos sugiere que si bien los bosques estudiados han sido sometidos a una alteración por medio del manejo forestal de bosque, continúan manteniendo condiciones adecuadas para la ocurrencia regular de las especies de mamíferos antes mencionadas.

Los bosques en los que se realizan acciones de manejo forestal poseen importancia a nivel de paisaje en la conectividad de parches de bosque y el mantenimiento de los mamíferos medianos y grandes que habitan la zona, fungiendo como corredores biológicos.

El manejo de bosque produce cambios en la abundancia y diversidad en la comunidad de coleópteros que lo habitan. En el caso los bosques estudiados, los mayores niveles de riqueza y diversidad de especies respecto al bosque control, podría deberse a una oferta alimenticia variada, resultado indirecto del aumento de la heterogeneidad ambiental generado por las actividades de aprovechamiento al interior del bosque.

Para los bosques estudiados la perturbación generada por el proceso de corta no representó una alta perturbación del hábitat a lo largo del proceso de manejo forestal para la comunidad de escarabajos coprófagos que lo habitan.

En bosques ubicados dentro de zonas tropicales como los considerados para este estudio y según los resultados obtenidos, este contexto permite identificar que la composición de escarabineos que se pueden encontrar en un bosque manejado antes de la ejecución de actividades de manejo forestal y tiempo posterior a estas es similar ya que debido a los factores biofísicos y climáticos los procesos de recuperación son más rápidos que en otros tipos de bosques lo que podría permitir que las especies que se encontraban en el bosque antes del manejo retornan al mismo.

Existe una variación en la composición de especies de coleópteros en los bosques muestreados al ser sometidos a las prácticas de manejo forestal, en donde la riqueza de especies aumenta a medida que se da la perturbación en el bosque y disminuye cuando el bosque empieza a recuperarse de la perturbación realizada.

La comunidad de coleópteros antes del manejo forestal se ve caracterizada en su mayoría por especies que prefieren una alta cobertura boscosa y su alimentación se encuentra ligada a excremento de mamíferos medianos y grandes que habitan los bosques.

Las especies de los géneros *Eurysternus*, *Onthopagus* y *Scatimus* se encontrarán fácilmente y con abundancias mayores en bosques que han sido sometidos por las actividades de corta y extracción del manejo forestal, así como en el proceso de recuperación posterior del bosque, la presencia de estos géneros es indicador de áreas que han sido perturbadas.

Las especies del género *Canthidium* se encuentran durante todo el proceso de manejo forestal en los bosques estudiados, con abundancias medias, este género resulta ser de gran importancia para el monitoreo en la zona de estudio debido a que es una especie susceptible a altos niveles de perturbación.

Las especies *C. aequinoctialis*, *D. satanas* y *C. haroldi* se encontrarán en mayor cantidad en bosques que no han sido sometidos a manejo forestal y su presencia disminuirá a medida que la perturbación por las actividades de manejo aumente, de ahí la importancia de que estas especies permanezcan en los bosques que han sido manejados.

Aún después de realizado el proceso de manejo forestal, es posible encontrar especies generalistas que tengan preferencia por ambientes perturbados como *S.ovatus* y *C.incertus*, sin embargo la ocurrencia de estas especies disminuye cuanto más recuperado se encuentre el bosque.

La corta y extracción de árboles debido al manejo forestal produce un aumento en la diversidad de especies de coleópteros y lepidópteros dentro del bosque debido a la heterogeneidad ambiental provocado por el aumento de luz en el interior del bosque.

La alteración provocada en el bosque mediante el proceso de manejo forestal produce diferencias en la abundancia de especies de lepidópteros que lo habitan aumentando en durante la corta y extracción de árboles y disminuyendo posteriormente.

Para el BT1 la alteración del bosque ante el manejo forestal selectivo no fue intensa, pues las mariposas características del bosque original lograron mantenerse sin cambios aparentes en cuanto a composición durante el muestreo antes y durante, aumentando en el proceso la riqueza y diversidad de mariposas.

La intervención del bosque se ve dominada por especies de mariposas que habitan sitios con algún grado de perturbación como, zonas abiertas, bordes de bosque o márgenes de ríos y quebradas como *H. cydno galanthus* y *P. argante*.

El que especies como *C. atreus dionysos* y *M. granadensis* se encontraran durante la corta y extracción de árboles demuestra que no existió un cambio significativo en la cobertura de las parcelas de muestreo permitiendo la permanencia de estas especies aún durante el proceso de manejo forestal.

Al realizarse un manejo forestal selectivo, la entrada de luz por corta de árboles no corresponde de forma exclusiva con las parcelas muestreadas, provocando que se mantenga un alto porcentaje de cobertura boscosa a lo largo del proceso de manejo forestal debido a esto la cobertura boscosa entre los muestreos no muestra un efecto significativo en la composición de la comunidad de escarabajos.

Al realizarse un manejo forestal selectivo, la entrada de luz por corta de árboles no forma claros de manera homogénea en todo el bosque, provocando que se mantenga un alto porcentaje de cobertura boscosa a lo largo del proceso de manejo forestal debido a esto la cobertura boscosa entre los muestreos no muestra un efecto significativo en la composición de la comunidad de escarabajos.

En el caso de los bosques estudiados la comunidad de escarabajos y lepidópteros previa al manejo forestal se mantiene sin cambios considerables después de terminado el proceso de corta y extracción.

En el caso de los bosques estudiados esta investigación contribuyó a validar las prácticas de monitoreo biológico que FUNDECOR realiza dentro de los bosques sometidos a manejo forestal para mantener la certificación forestal de FSC que además

del reconocimiento por las prácticas de manejo sostenible son compensados con ganancias como credibilidad y avances concretos en el manejo.

7. Recomendaciones para el para el monitoreo biológico de bosques sometidos a aprovechamiento

Manejo

Se recomienda continuar con el monitoreo biológico de los bosques manejados y de ser posible incrementar el número de bosques monitoreados para que los datos dentro de la matriz de trabajo de FUNDECOR sean más robustos a lo largo del tiempo y se puedan asociar estos datos a otros colectados en las parcelas de muestreo como especies de árboles e influencia directa en los claros realizados por la extracción.

Se recomienda realizar un análisis profundo de la relación de los grupos estudiados con la vegetación del bosque a manejar.

Se recomienda realizar varios muestreos posteriores al manejo forestal con un período entre cada uno de ellos de al menos un año para ver cuando la comunidad de coleópteros y lepidópteros retorna a su estado inicial.

Metodológicas

Se recomienda tomar en consideración que el muestreo de lepidópteros conllevó un esfuerzo de muestreo intenso, y los datos obtenidos no fueron sustanciosos para realizar análisis robustos, por lo que se debe pensar si el monitoreo de este grupo es rentable para considerar en futuras investigaciones y para los propósitos de la organización que dio apoyo a la presente investigación.

Se recomienda dejar las trampas por más tiempo activas para aumentar el esfuerzo de muestreo, principalmente en el muestreo con lepidópteros, se podrían dejar al menos 48 horas activas.

Para las tramas pitfall se recomienda verificar que el sebo sea fresco y preferiblemente excremento de cerdos que no sean alimentados con concentrado, pues

este desprende menos olor y podría ser menos efectivo para la captura de los escarabajos.

Investigación

Se recomienda monitorear la presencia de especies de mamíferos medianos y grandes en los bosques sometidos a manejo de los cuales los coleópteros son indicadores, como parte de las medidas de efectividad de manejo adoptadas por FUNDECOR.

Se recomienda realizar un análisis de la importancia de los bosques manejados para la conectividad de las especies con otras áreas boscosas y las áreas silvestre protegidas cercanas.

Se recomienda realizar un catálogo con la descripción de las principales especies de coleópteros y lepidópteros de la zona Noratlántica para el uso de asistentes de campo, guías locales y la comunidad en general en el caso que se desee iniciar un monitoreo participativo con los dueños de bosque.

Institucionales

Se recomienda incentivar el monitoreo biológico dentro de todos los bosques que se encuentren bajo la modalidad de manejo forestal de bosque para que estos datos puedan consolidar un referente de la biodiversidad que existe en bosques manejados en la zona Noratlántica del país.

Se recomienda realizar monitoreo en todas las modalidades en las que FUNDECOR actualmente se encuentra trabajando: manejo forestal de bosque natural, protección de bosque, reforestación en bloque, regeneración natural de bosque y sistemas agroforestales y realizar un análisis comparativo del impacto en las comunidades de coleópteros y lepidópteros que se producen en cada una de estas modalidades.

Se recomienda además socializar los resultados de este estudio con los dueños de bosque que se encuentran bajo el esquema de manejo forestal sostenible en bosques

naturales y se encuentran bajo el sistema de certificación forestal a los que FUNDECOR presta asistencia.

8. Referencias bibliográficas

- Acosta, A., Fagua, G., y Zapata, A. (2009). *Técnicas de campo en ambientes tropicales: Manual para el monitoreo en ecosistemas acuáticos y artrópodos terrestres*. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- Aguilar-Amuchastegui, N. (1999). *Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores*. Turrialba: CATIE.
- Aguilar-Amuchastegui, N., Finegan, B., Louman, B., y Delgado, D. (2000). Patrones de respuesta de Scarabaeinae a las actividades de manejo en bosques naturales tropicales. *Revista Forestal Centroamericana*, 40-45.
- Alvarado, J. 2016. Informe de cierre del Plan de manejo policíclico para bosque natural sin registros anteriores. Proyecto: José Antonio Fernández Otárola. Manuscrito sin publicar. FUNDECOR, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.
- Alvarado, J y Córdoba, D. (2014). Plan de manejo policíclico para bosque natural sin registros anteriores. Proyecto: Zoila Rosa Mora Bustamante. Manuscrito no publicado, FUNDECOR, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.
- Alvarado, J., Sanchun Hernández, A., y Aguilar, N. (2013). Monitoreo Biológico para medir los efectos del manejo forestal y la fragmentación del paisaje forestal. *Congreso IUFROLAT*, (pág. 5). San José, Costa Rica.
- Amat, G., Gasca, H., & Amat, E. (2005). Guia Para La Cría De Escarabajos, (November), 24–25. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000100007>
- Anze, R., Franke, M., Zaballa, M., Pinto, M., Zeballos, G., Cuadras, M., y Del Granado, S. (2007). Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *Redesma*.
- Apaza, M. (2005). Apaza Ticona Martín Antonio Universidad Mayor de San Andrés Facultad de Agronomía Carrera de Ingeniería Agronómica, 137. Retrieved from http://www.mariposasandinas.org/country/bolivia/apaza_bioindicadores1.pdf
- Apaza, M., Osorio, F., y Pastrana, A. (2006). Evaluación del grado de amenaza del hábitat a través de bioindicadores (Lepidóptero) en dos comunidades dentro del

- área de influencia de anmi Madidi. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 1(1).
- Arellano, L., León-Cortés, J. L., Halffter, G. y Montero, J. (2013). *Acacia* woodlots, cattle and dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Mexican silvopastoral landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 650–660.
- Atlas Digital. (2009). *Repositorio TEC*. Recuperado el 6 de febrero de 2014, de <http://bibliodigital.itcr.ac.cr/xmlui/handle/2238/3140?show=full>
- Barbier, E., Constanza, R. y R. Twilley. 1994. Lineamientos para la evaluación de humedales tropicales. Serie Técnica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Proyecto Conservación para el Desarrollo Sostenible en América. Turrialba, Costa Rica.
- Bilder, C., y Loughin, T. (2014). *Analysis of Categorical Data with R*. FL, USA.
- Botello, F., Sánchez-Cordero, V., & Ortega-Huerta, M. A. (2015). Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(1), 226–237. <https://doi.org/10.7550/rmb.43353>
- Brown, K., y Hutchings, R. (1997). Disturbance, fragmentation, and the dynamic of diversity in Amazonian forest butterflies. En W. B. Laurance (Ed.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities* (págs. 91-110). University of Chicago Press, Chicago , Illinois.
- Burgos, E. (2011). *Plan de Monitoreo Biológico Ecosistemas humedal de Guaimoreto*. Plan de monitoreo biológico, Fundación Calentura Guaimoreto, Procorredor , Trujillo.
- Carignan, V. y M.A. Villard. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environ. Monitor. Assess.* 78: 45-61.
- Chacón, I. y J. Montero. (2007). *Mariposas de Costa Rica*. Editorial INBio, 366 pp. Heredia, Costa Rica.
- Chassot, O., & Monge-Arias, G. (2002). La biodiversidad amenazada del Corredor Biológico San Juan- La Selva. *Ambien-Tico*, 107, 14–15.
- Chaves, P. (2012). Estudio técnico para PSA por protección de bosque. N° de presolicitud asignado: SA01001012. Manuscrito no publicado, FUNDECOR. Puerto Viejo, Sarapiquí.
- Chediack, S. E. (2009). *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Corredor

Biológico Mesoamericano México. México: Corredor Biológico Mesoamericano México.

- Colwell, K. (2016). *EstimateS 9.1.0*. Obtenido de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Córdoba, D. (2014). Plan de manejo policíclico para bosque natural sin registros anteriores. Proyecto: José Antonio Fernández Otárola. Manuscrito sin publicar. FUNDECOR, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.
- Cultid, M. C. A., Medina, U. C. A., Martínez, Q. B. G., Escobar Villa, A. F., Constantino, C. L., Miguel, & Betancur, P. N. J. (2012). *Escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) del Eje Cafetero: guía para el estudio ecológico. Biota Colombiana*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1013.9049>
- Dale, V.H. y S.C. Beyeler. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indicators* 1: 3-10.
- De Camino, R., De Camino , T., Alvarado, C., Ferreira, O., Ferreira , S., y Eldik, T. (2000). Desarrollo de una metodología práctica de seguimiento y evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal en Bosque Húmedo Tropical Primario en Brasil. En G. E. Julio Berdegué (Ed.), *Seguimiento y evaluación del manejo de recursos naturales* (págs. 81-160).
- Delgado, D., Ramos, Z., & Bouroncle, C. (2009). Evaluación de la efectividad de estrategias de conservación en tierras privadas. *Recursos Naturales y Ambiente*, (54), 59–65.
- DeVries, P. J., Penz, C. M., & Hill, R. I. (2010). Vertical distribution, flight behaviour and evolution of wing morphology in Morpho butterflies. *Journal of Animal Ecology*, 79(5), 1077–1085. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01710.x>
- González-Hernández, A. L., Navarrete-Heredia, J. L., Quiroz-Rocha, G. A., & Deloya, C. (2015). Coleópteros necrócolos (Scarabaeidae: Scarabaeinae, Silphidae y Trogidae) del Bosque Los Colomos, Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(3), 764–770. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.07.006>
- Greeney, H. F., DeVries, P. J., Penz, C. M., Granizo-T, R. B., Connahs, H., Stireman, J. O., ... Dyer, L. a. (2009). The early stages and natural history of *Antirrhea adoptive porphyrosticta* (Watkins, 1928) in eastern ecuador (Lepidoptera: Nymphalidae: Morphinae). *Journal of Insect Science (Online)*, 9(30), 30. <https://doi.org/10.1673/031.009.3001>

- Halffter, G. y Arellano, L. (2002). Response of dung beetles diversity to human changes in a tropical landscape. *Biotropica*, 34, 144–154.
- Hartshorn, G. (2003). *La importancia de manejar los bosques tropicales en América Latina*. INISEFOR, Heredia, Costa Rica.
- Hernández, B., Maes, J. M., Harvey, C. A., Vélchez, S., Medina, A., y Sánchez, D. (2003). Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 10(39-40), 93-102.
- Hodkinson, I. D., & Jackson, J. K. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5), 649–666.
<https://doi.org/10.1007/s00267-004-0211-x>
- INBio. (2008). *Instituto Nacional de Biodiversidad*. Recuperado el 2017, de <http://www.crbio.cr:8080/neoportal-web/species/Marpesia%20merops>
- Jardel, E. 2015. Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. Comisión Nacional Forestal- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Primera Edición. México. 118 pp.
- Louzada, J. (2008). Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) Detritívoros Em Ecosistemas Tropicais: Biodiversidade E Serviços Ambientais. . *Biodiversidade Do Solo Em Ecosistemas Brasileiros*. , 299-322.
- Maes, J. M. (1995). Fauna entomologica de la reserva natural Bosawas, Nicaragua. VII. Dos Morohinae nuevos para la fauna de Nicaragua (Lepidoptera: Nymphalidae). *Rev. Nica. Entomol.* 36:7
- Maes, J. M. (1999). *Insectos de Nicaragua*. Secretaría Técnica BOSAWAS. Managua: MARENA.
- McGinley, K. (2000). El manejo del bosque natural tropical y su impacto en la diversidad de la fauna: una visión general integrada. *Revista Forestal Centroamericana*, 32, 34-38.
- Méndez, J. A. (2008). El manejo silvicultural policíclico en bosques húmedos de bajura en la Región Norte de Costa Rica.
- Meza, V., y Méndez, J. (2006). Segundas cosechadas bajo un sistema policíclico de manejo para bosques húmedos tropicales. Región Huetar Norte, Costa Rica. *Segundo Congreso Latinoamericano IUFRO*. La Serena, Chile.

- MINAE. (2002). Decreto Ejecutivo N° 30763-MINAE. *Principios, Criterios e Indicadores para el Manejo de Bosques Naturales y Certificación en Costa Rica*. San José, Costa Rica.
- Montoya-Molina, S., Isaza-López, L., y León González, J. (2016). Escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) de la Cuenca del Río Dagua, Valle del Cauca, Colombia. *Dugesiana*, 23(2), 125-133.
- Morais Pimenta, S., Palau Peña, A., y Silva Gómez, P. (2009). Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidrelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde Goiás. *Sociedade & Natureza*, 392-412.
- Morán, M., Campos, J., y Louman, B. (2005). *El uso de PC&I para Monitorear y Evaluar las Acciones y el Efecto de Políticas en el Manejo de los Recursos Naturales*. CATIE. Cartago, Costa Rica: Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza.
- Nakahara, S., Marín, M., y Mitsuhashi, W. (2012). First records for *Cissia themis* (Lepidoptera: Nymphalidae) from Colombia and Venezuela. *Revista Colombiana de Entomología*, 2(38), 359-362.
- Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A. L., Escobar, F., Favila, M., & Vulinec, K. (2007). Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137(1), 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>
- Nummelin, M. y Hanski, I. 1989. Dung beetles of the Kibale Forest, Uganda; comparison between virgin and managed forest. *Journal of Tropical Ecology* 5: 349-352
- Ordóñez, Y., Delgado, D., & Finegan, B. (2005). Monitoreo ecológico en bosques húmedos tropicales certificados en la RAAN, Nicaragua. Evaluación del impacto. *Recursos Naturales y Ambiente*, (46), 66–78.
- Orozco Vílchez, L. (2004). Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. *Serie Técnica.Manual Técnico. CATIE. No. 56*. Turrialba, Cartago, Costa Rica.
- Otavo, S. E. ., Parrado-Rosselli, Á. ., & Noriega, J. A. . c. (2013). Scarabaeoidea superfamily (Insecta: Coleoptera) as a bioindicator element of anthropogenic disturbance in an amazon national park [Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un

- parque n. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 735–752. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84877252730%7B&%7DpartnerID=40%7B&%7Dmd5=41c2346511acc6eab2866bec2aa5af8a>
- Pineda, E; Moreno, C; Escobar, F y G. Halfpter. (2005). Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico, *Conservation Biology* 19 (2005), pp. 400–410.
- Proyecto de Bioalfabetización en la Cuenca del Río Frío, H. C. (2008). *INBio*. Recuperado el 06 de Febrero de 2014, de www.inbio.ac.cr/papers/riofrio/es/ubicación-demografía.html
- Ramos Bendaña, Z. S. (2004). Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad, 114.
- Ramos, ZS; Finegan, B. (2006). Red ecológica de conectividad potencial: estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan - La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente* 49-50: 112-123.
- Rangel-Acosta, J., & Martínez, N. (2017). Revista Mexicana de Biodiversidad matriz adyacente en el departamento del Atlántico-Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 389–401. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.012>
- Acosta, A., Fagua, G., y Zapata, A. (2009). *Técnicas de campo en ambientes tropicales: Manual para el monitoreo en ecosistemas acuáticos y artrópodos terrestres*. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- Aguilar-Amuchastegui, N. (1999). *Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores*. Turrialba: CATIE.
- Aguilar-Amuchastegui, N., Finegan, B., Louman, B., y Delgado, D. (2000). Patrones de respuesta de Scarabaeinae a las actividades de manejo en bosques naturales tropicales. *Revista Forestal Centroamericana*, 40-45.
- Alvarado, J. 2016. Informe de cierre del Plan de manejo policíclico para bosque natural sin registros anteriores. Proyecto: José Antonio Fernández Otárola. Manuscrito sin publicar. FUNDECOR, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.
- Alvarado, J y Córdoba, D. (2014). Plan de manejo policíclico para bosque natural sin registros anteriores. Proyecto: Zoila Rosa Mora Bustamante. Manuscrito no publicado, FUNDECOR, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.

- Alvarado, J., Sanchun Hernández, A., y Aguilar, N. (2013). Monitoreo Biológico para medir los efectos del manejo forestal y la fragmentación del paisaje forestal. *Congreso IUFROLAT*, (pág. 5). San José, Costa Rica.
- Amat-García, G., Gasca, H., y Amat-García, E. (2005). *Guía para la cría de escarabajos*. (B. Impresores, Ed.) Bogotá, Colombia: Fundación Natura-Universidad Nacional de Colombia.
- Anze, R., Franke, M., Zaballa, M., Pinto, M., Zeballos, G., Cuadras, M., y Del Granado, S. (2007). Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *Redesma*.
- Apaza, M. (2005). *Evaluación del grado de amenaza al hábitat a través de Bioindicadores (Lepidópteros) en dos comunidades dentro del área de influencia del PN Anmi Madidi*. Trabajo dirigido, Universidad Mayor de San Andrés, Facultad de Agronomía, La Paz, Bolivia.
- Apaza, M., Osorio, F., y Pastrana, A. (2006). Evaluación del grado de amenaza del hábitat a través de bioindicadores (Lepidóptero) en dos comunidades dentro del área de influencia de anmi Madidi. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 1(1).
- Arellano, L., León-Cortés, J. L., Halffter, G. y Montero, J. (2013). *Acacia* woodlots, cattle and dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Mexican silvopastoral landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 650–660.
- Atlas Digital. (2009). *Repositorio TEC*. Recuperado el 6 de febrero de 2014, de <http://bibliodigital.itcr.ac.cr/xmlui/handle/2238/3140?show=full>
- Barbier, E., Constanza, R. y R. Twilley. 1994. Lineamientos para la evaluación de humedales tropicales. Serie Técnica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Proyecto Conservación para el Desarrollo Sostenible en América. Turrialba, Costa Rica.
- Bilder, C., y Loughin, T. (2014). *Analysis of Categorical Data with R*. FL, USA.
- Botello, F., Sánchez-Cordero, V. y M. Ortega-Huerta. 2015. Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86, 226-237.
- Brown, K., y Hutchings, R. (1997). Disturbance, fragmentation, and the dynamic of diversity in Amazonian forest butterflies. En W. B. Laurance (Ed.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities* (págs. 91-110). University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

- Burgos, E. (2011). *Plan de Monitoreo Biológico Ecosistemas humedal de Guaimoreto*. Plan de monitoreo biológico, Fundación Calentura Guaimoreto, Procorredor , Trujillo.
- Carignan, V. y M.A. Villard. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environ. Monitor. Assess.* 78: 45-61.
- Chacón, I. y J. Montero. (2007). *Mariposas de Costa Rica*. Editorial INBio, 366 pp. Heredia, Costa Rica.
- Chassot, O., y Monge, G. (2002). *Corredor Biológico San Juan-La Selva*. Ficha Técnica, Centro Científico Tropical, CCT, San José, Costa Rica.
- Chaves, P. (2012). Estudio técnico para PSA por protección de bosque. N° de presolicitud asignado: SA01001012. Manuscrito no publicado, FUNDECOR. Puerto Viejo, Sarapiquí.
- Chediack, S. E. (2009). *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Corredor Biológico Mesoamericano México. México: Corredor Biológico Mesoamericano México.
- Colwell, K. (2016). *EstimateS 9.1.0*. Obtenido de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Córdoba, D. (2014). Plan de manejo policíclico para bosque natural sin registros anteriores. Proyecto: José Antonio Fernández Otárola. Manuscrito sin publicar. FUNDECOR, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.
- Cultid-Medina, C., Medina-Uribe, C., Martínez-Quintero, B., Escobar-Villa, A., Constantino, L., y Betancur Posada, N. (2012). *Escarabajos coprrófagos (Scarabaeinae) del Eje Cafetero: guía para el estudio ecológico* (Primera Edición ed.). Bogota, Colombia: WCS Colombia. CENICAFE. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia.
- Dale, V.H. y S.C. Beyeler. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indicators* 1: 3-10.
- De Camino, R., De Camino , T., Alvarado, C., Ferreira, O., Ferreira , S., y Eldik, T. (2000). Desarrollo de una metodología práctica de seguimiento y evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal en Bosque Húmedo Tropical Primario en Brasil. En G. E. Julio Berdegué (Ed.), *Seguimiento y evaluación del manejo de recursos naturales* (págs. 81-160).

- Delgado, D., Ramos, Z., y Bouroncle, C. (2008). Evaluación de la efectividad de estrategias de conservación en tierras privadas. *Recursos Naturales y Ambiente*(54), 59-65.
- DeVries, P., Penz, C., y Hill, R. (2010). Vertical distribution, flight behaviour and evolution of wing morphology in *Morpho* butterflies. *Journal of Animal Ecology*. 79: 1077-1085
- Otavo, S., Parrado-Rosselli, Á., y Ari, J. (2013). Superfamilia Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbación antropogénica en un parque nacional amazónico. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 735-752.
- Escobar, F. (2004). Diversity and composition of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages in a heterogeneous Andean landscape. *Tropical Zoology*, 17, 123–136.
- Estrada, A. (2008). Fragmentación de la selva y agroecosistemas como reservorio de conservación de la fauna silvestre en Los Tuxtlas, México. *In* Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica, C.A. Harvey y J.C. Sáenz (eds.). Instituto Nacional de Biodiversidad, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. p. 327–348.
- Favila, M. E. y Halffter, G. (1997). The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 72, 1–25.
- Favila, M. E. (2004). Los escarabajos y la fragmentación. *In*: S. Guevara, J. Laborde & G. Sánchez Ríos (eds.) Los Tuxtlas: El paisaje de la sierra. Unión Europea-Instituto de Ecología A.C. Pp. 135-157
- Finegan, B., Céspedes Agüero, M., Sesnie, S., Herrera, B., Induni, G., Sáenz, J., y Wong, G. (2008). El monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación. Bases conceptuales y estructura del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre en Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*(54), 66-73.
- Finegan, B., Céspedes, M., y Sesnie, S. (2006). *Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica (PROMECC-CR)*. Sistema Nacional de Áreas de Conservación, San José, Costa Rica.
- FSC. (2008). *Forest Stewardship Council*. Recuperado el 4 de febrero de 2014, de Forest Stewardship Council: www.fsc.org

- FSC. (2009). *FSC user-friendly guide to FSC certification for smallholders*. Serie técnica, FSC.
- FUNDECOR. (2015). *Evaluación Social*. Manuscrito no publicado, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.
- García, M. 2009. Identificación de escenarios de calidad de hábitat para fauna silvestre. Caso de estudio; Cuenca media y alta del río Otún (Risaralda). Tesis de Maestría. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ingeniería. Maestría en hidrosistemas. 95 pp.
- Gardner, T. A., Hernández, M. I., Barlow, J. y Peres, C. A. (2008). Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45, 883–893.
- Greeney, H; DeVries, P; Penz, C; Granizo-T, R; Connahs, H; Stireman, J; Walla, T y Dyer, L. (2009). The early stages and natural history of *Antirrhoea adoptiva porphyrosticta* (Watkins, 1928) in eastern Ecuador (Lepidoptera: Nymphalidae: Morphinae). *Journal of Insect Science* 9:26,
- González-Hernández, A., Navarrete-Heredia, J., Quiroz-Rocha, G., y Deloya, C. (2015). Coleópteros necrólogos (Scarabaeidae: Scarabaeinae, Silphidae y Trogidae) del Bosque Los Colomos, Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 764-770.
- Granados, J., Kohlmann, B., y Russo, R. (2010). Escarabajos del estiércol como bioindicadores del impacto ambiental causado por cultivos en la región atlántica de Costa Rica. *Tierra Tropical*, 6(2), 181-189.
- Greeney, H; DeVries, P; Penz, C; Granizo-T, R; Connahs, H; Stireman, J; Walla, T y Dyer, L. (2009). The early stages and natural history of *Antirrhoea adoptiva porphyrosticta* (Watkins, 1928) in eastern Ecuador (Lepidoptera: Nymphalidae: Morphinae). *Journal of Insect Science* 9:26.
- Halffter, G. y Arellano, L. (2002). Response of dung beetles diversity to human changes in a tropical landscape. *Biotropica*, 34, 144–154.
- Hartshorn, G. (2003). *La importancia de manejar los bosque tropicales en América Latina*. INISEFOR, Heredia, Costa Rica.
- Hernández, B., Maes, J. M., Harvey, C. A., Vílchez, S., Medina, A., y Sánchez, D. (2003). Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas

- en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 10(39-40), 93-102.
- Hodkinson, I.D. y J.K. Jackson. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Enviro. Management*. 35: 649-666.
- INBio. (2008). *Instituto Nacional de Biodiversidad*. Recuperado el 2017, de <http://www.crbio.cr:8080/neoportal-web/species/Marpesia%20merops>
- Jardel, E. 2015. Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. Comisión Nacional Forestal- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Primera Edición. México. 118 pp.
- Louzada, J. (2008). Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) Detritívoros Em Ecosistemas Tropicais: Biodiversidade E Serviços Ambientais. . *Biodiversidade Do Solo Em Ecosistemas Brasileiros*. , 299-322.
- Maes, J. M. (1995). Fauna entomologica de la reserva natural Bosawas, Nicaragua. VII. Dos Morohinae nuevos para la fauna de Nicaragua (Lepidoptera: Nymphalidae). *Rev. Nica. Entomol.* 36:7
- Maes, J. M. (1999). *Insectos de Nicaragua*. Secretaría Técnica BOSAWAS. Managua: MARENA.
- McGinley, K. (2000). El manejo del bosque natural tropical y su impacto en la diversidad de la fauna: una visión general integrada. *Revista Forestal Centroamericana*, 32, 34-38.
- Méndez, J. (2008). *El manejo silvicultural policíclico en bosques húmedos de bajura en la Región Norte de Costa Rica*. Artículo, Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos, CODEFORSA, San Carlos.
- Meza, V., y Méndez, J. (2006). Segundas cosechadas bajo un sistema policíclico de manejo para bosques húmedos tropicales. Región Huetar Norte, Costa Rica. *Segundo Congreso Latinoamericano IUFRO*. La Serena, Chile.
- MINAE. (2002). Decreto Ejecutivo N° 30763-MINAE. *Principios, Criterios e Indicadores para el Manejo de Bosques Naturales y Certificación en Costa Rica*. San José, Costa Rica.
- Montoya-Molina, S., Isaza-López, L., y León González, J. (2016). Escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) de la Cuenca del Río Dagua, Valle del Cauca, Colombia. *Dugesiana*, 23(2), 125-133.

- Morais Pimenta, S., Palau Peña, A., y Silva Gómez, P. (2009). Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidrelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde Goiás. *Sociedade & Natureza*, 392-412.
- Morán, M., Campos, J., y Louman, B. (2005). *El uso de PC&I para Monitorear y Evaluar las Acciones y el Efecto de Políticas en el Manejo de los Recursos Naturales*. CATIE. Cartago, Costa Rica: Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza.
- Nakahara, S., Marín, M., y Mitsuhashi, W. (2012). First records for *Cissia themis* (Lepidoptera: Nymphalidae) from Colombia and Venezuela. *Revista Colombiana de Entomología*, 2(38), 359-362.
- Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A., Escobar, F., Favila, M., y Vulinec, K. (2007). Global Dung Beetle Response To Tropical Forest Modification and Fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137, 1-19.
- Nummelin, M. y Hanski, I. 1989. Dung beetles of the Kibale Forest, Uganda; comparison between virgin and managed forest. *Journal of Tropical Ecology* 5: 349-352-
- Ordóñez, Y., Delgado, D., y Finegan, B. (2006). Monitoreo ecológico en bosques húmedos tropicales certificados en la RAAN, Nicaragua. Evaluación del impacto ecológico del manejo forestal. *Recursos Naturales y Ambiente*(46-47), 66-78.
- Orozco Vilchez, L. (2004). Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. *Serie Técnica. Manual Técnico*. CATIE. No. 56. Turrialba, Cartago, Costa Rica.
- Pineda, E; Moreno, C; Escobar, F y G. Halfpter. (2005). Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico, *Conservation Biology* 19 (2005), pp. 400–410.
- Proyecto de Bioalfabetización en la Cuenca del Río Frío, H. C. (2008). *INBio*. Recuperado el 06 de Febrero de 2014, de www.inbio.ac.cr/papers/riofrio/es/ubicación-demografia.html
- Ramos, Z. S. (2004). Estructura y función de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. *Tesis de Maestría, CATIE*. Turrialba, Cartago, Costa Rica.

- Ramos, ZS; Finegan, B. (2006). Red ecológica de conectividad potencial: estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan - La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente* 49-50: 112-123.
- Rangel-Acosta, J., y Martínez-Hernández, N. (2017). Comparación de los ensamblajes de escarabajos copronecrófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) entre fragmentos de bosque seco tropical y lamatriz adyacente en el departamento del Atlántico-Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 389-401.
- Red Natura 2000.2013. Guía para la Evaluación del Estado de Conservación de los Hábitats y Especies en Red Natura 2000. Informe Técnico 06/2013. Servicio de Vida Silvestre. Dirección General de Medio Ambiente. Valencia. España.158 pp.
- Reglamento a la Ley Forestal N° 7575, Decreto Ejecutivo N° 25721-Minae (1996) San José, Costa Rica. [en línea]. Disponible en: http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC¶m2=1&nValor1=1&nValor2=68315&nValor3=81420&strTipM=TC&lResultado=6&nValor4=1&strSelect=sel [2017, 11 de diciembre].
- Samways, J. M., McGeoch, M. A. y New, T. R. (2010). *Insect conservation: a handbook of approaches and methods*. Oxford: Oxford University Press.
- Scholtz C.H., Davis A.V.L., Kryger U. (2009). *Evolutionary Biology and Conservation of Dung Beetles*. Pensoft Publishers, Bulgaria.
- Segnini, S. (2003). Uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición biológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2), 45-63.
- Stork, N.E., T.J.B. Boyle, V. Dale, H. Eeley, B. Finegan, M. Lawes, N. Manokaran, R. Solís, A. (2004). *La Superfamilia Scarabaeoidea De Costa Rica*. Recuperado el 16 de setiembre de 2017, de Inbio: <http://www.inbio.ac.cr/papers/lameli/index.html>
- Solís, A. (2007). Métodos y Técnicas de Recolección para Coleópteros Scarabaeoideos. Instituto Nacional de Biodiversidad, Santo Domingo, Heredia, Costa Rica (Consultado: 15 de mayo 2013, <http://www.inbio.ac.cr/papers/meto-col-scarabaeoidea/metoscar.pdf>).
- Prabhu y J. Soberon. (1997). Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: conservation of biodiversity. CIFOR Working paper. CIFOR, Bogor, Indonesia.

- Tobar, D., y Ibrahim, M. (2007). *Mariposas del paisaje ganadero del bosque subhúmedo tropical Esparza, Costa Rica*. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Vargas, O. (2010). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta biológica Colombiana*. 16(2), 221-246.
- Vega, G. (2013). Portal Nacional de Biodiversidad Costarricense *ECOBIOSIS*. Museo Nacional de Costa Rica.[en línea]. San José, Costa Rica Disponible en: <http://ecobiosis.museocostarica.go.cr/especies/ficha/2/4501> [2017, 18 de diciembre].
- Vulinec, K., Lima, A.P., Carvalho, Jr., y Mellow, D.J. (2006). Long-term habitat fragmentation and dung beetles in Alter do Chão, Amazônia, Brazil *Biotropica*.
- Whitmore, T.C. (1990). *An introduction to tropical rain forests*. . Oxford: Clarendon Press Oxford.
- Wright, S.J. (2005) *Tropical forests in a changing environment, Trends in Ecology and Evolution* 20 (2005), pp. 553–560.
- WWF. (2004). Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo. *Una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en bosques de alto valor para la conservación*.