



# Efectos del aprovechamiento de madera en bosques latifoliados tropicales con énfasis en Centroamérica

Ethewaldo Estrada Trochez, [Ethewaldo.Estrada@catie.ac.cr](mailto:Ethewaldo.Estrada@catie.ac.cr)

Luis Diego Delgado Rodríguez, [ddelgado@catie.ac.cr](mailto:ddelgado@catie.ac.cr)

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)  
Turrialba, Costa Rica  
2018

# **Efectos del aprovechamiento de madera en bosques latifoliados tropicales con énfasis en Centroamérica**

Ethewaldo Estrada Trochez, [Ethewaldo.Estrada@catie.ac.cr](mailto:Ethewaldo.Estrada@catie.ac.cr)

Luis Diego Delgado Rodríguez, [ddelgado@catie.ac.cr](mailto:ddelgado@catie.ac.cr)

CATIE no asume la responsabilidad por las opiniones y afirmaciones expresadas por los autores en las páginas de este documento. Las ideas de los autores no reflejan necesariamente el punto de vista de la institución. Se autoriza la reproducción parcial total de la información contenida en este documento siempre cuando se cite la fuente.

©Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, 2018

Documento de trabajo

634.9285

F945

Efectos del aprovechamiento de madera en bosques latifoliados tropicales con énfasis en Centroamérica/ Ethewaldo Estrada Trochez... (et al.). -1ª ed. Turrialba, C.R: CATIE, 2018.20P.

ISBN 978-9977-57-650-3

#### CRÉDITOS:

The World Agroforestry Centre (ICRAF) is an autonomous non-profit research organization whose vision is a rural transformation in the developing World as smallholder household increase their use of trees in agricultural landscapes to improve food security, nutrition income, health, shelter, social cohesion, energy resources and environmental sustainability. The Centre generates science-based knowledge about the diverse roles that trees play in agricultural landscapes, and uses its research to advance policies and practices, and their implementation, that benefit the poor and the environment. It aims to ensure that all this is achieved by enhancing the quality of its science work, increasing operational efficiency, building and maintaining strong partnership, accelerating the use and impact of its research, and promoting greater cohesion, interdependence and alignment within the organization. [www.worldagroforestry.org](http://www.worldagroforestry.org)

CATIE (Centro de Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación, y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros son Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana, Venezuela, el Instituto Interamericano en Cooperación la Agricultura (IICA) y el Estado de Acre en Brasil.

## Agradecimientos

Entre los socios de financiación que han apoyado esta investigación están:

Programa de Investigación de CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (CRP-FTA), con el apoyo financiero del Fondo del CGIAR y el Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (CATIE).



Esta investigación fue realizada por CATIE como parte del Programa de Investigación de CGIAR sobre bosques, árboles y Agroforestería (CRP-FTA). El Objetivo del programa es mejorar el manejo y uso de los bosques, agroforestería, y los recursos genéticos de los árboles a lo largo del paisaje, desde bosques hasta plantaciones. CATIE forma parte del programa CRP-FTA en asociación con Biodiversity, CIRAD, CIFOR, CIAT, y el ICRAF.

## Índice

<b>Introducción</b> .....	6
<b>Objetivos</b> .....	8
<b>Normas técnicas para el manejo forestal en Centroamérica</b> .....	9
<b>Impactos del aprovechamiento forestal en bosques naturales</b> .....	13
<i>La estructura y productividad del bosque</i> .....	13
<i>La composición de especies vegetales del bosque</i> .....	14
<i>La riqueza y diversidad florística</i> .....	16
<i>La dinámica del bosque</i> .....	17
<b>Conclusiones</b> .....	19
<b>Recomendaciones</b> .....	20
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	21

## Introducción

Centroamérica tiene una extensión de 532 000 km<sup>2</sup> (Cano y Schuster, 2008) de los cuales un 60% es de vocación forestal (Soto y McCarthy 2008). Existe en la región 20 795 439,5 ha de bosque natural, siendo la cobertura forestal altamente variable en los países (ver cuadro 1 en Anexos). A nivel nacional, Belice, Panamá y Costa Rica son los países que tienen la mayor proporción de bosque, superando todos ellos el 50% de cobertura del territorio. El Salvador y Nicaragua son los que menos porcentaje de cobertura de bosque presentan. Honduras cuenta con la mayor extensión de bosque en la región, su cobertura forestal es de 5 384 424,9 ha, de las cuales el 57% es bosque latifoliado (ICF, 2017). La cobertura de bosque en Panamá tiene una extensión de 4 465 505 ha y equivale al 68% del territorio nacional, siendo en este sentido el país que, porcentualmente, más bosque presenta (Castillo et al. 2015).

En 1990, los bosques en Centroamérica conformaban aproximadamente 269 296 km<sup>2</sup> equivalente a un 51% del territorio, mientras que en el año 2008 se redujo a unos 241,073 km<sup>2</sup> o 45% de la cobertura de suelo de la región (Cherrington et al. 2011). La deforestación en Centroamérica desde mediados de los años 90 se mantuvo constante durante una década, a una tasa de 48 hectáreas por hora, resultando en una pérdida estimada en 375 000 a 400 000 hectáreas anuales (Rodríguez et al. 2005). Según datos de FAO (2010) la tasa de deforestación en la región en los 90s alcanzó un valor del 1,2% anual.

Del total de bosque en la región, se estima que unas 2 650 500 ha se encuentran bajo manejo forestal (ver cuadro 2 en anexo), siendo esta área un 13% de la superficie total de bosque del istmo. Las cifras y el porcentaje real bajo manejo, sin embargo, son mayores, debido a que no se han actualizado muchas bases de datos nacionales, como el caso de Belice. Países como Honduras cuentan con una alta superficie de bosque bajo manejo debido a las cooperativas productoras de resina y madereras, mientras que en Guatemala las concesiones en la zona del Petén son la mayor área bajo manejo nacional. Una lista de las principales especies aprovechadas en la región se encuentra en el cuadro 3 en Anexos.

Los bosques naturales ofrecen una gran variedad de servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas, siendo uno de ellos el aprovisionamiento de madera. Durante los años anteriores a la década de 1980, los bosques en centroamericana fueron aprovechados siguiendo prácticas no sostenibles, lo que conllevó a la desaparición y degradación de mucha área de bosque en la región. A menudo, los aprovechamientos fueron más de naturaleza extractiva que un verdadero manejo de los recursos renovables. Aunque ya existían metodologías para tomar en cuenta la capacidad de renovación de los bosques, no fueron usadas en los países neotropicales hasta la segunda mitad de la década de 1980 (Orozco, 2004). La falta de planificación y control de las operaciones de cosecha en la mayor parte de los países centroamericanos hizo que estas fueran de carácter destructivo y no considerarán principios de sostenibilidad (Quirós et al. 1996), enfocadas solamente en suplir la materia prima para industrias de propiedad estatal o establecidas por capital extranjero.

A mediados de los años 80s, con la adopción del manejo forestal sostenible y la incorporación de prácticas como el Aprovechamiento de Impacto Reducido (AIR), el cual está basado en la cosecha selectiva del bosque, se redujeron los impactos ambientales además de mejorar la cosecha futura del bosque con poca o ninguna necesidad de

tratamiento silvícola posterior (Marsh et al. 2011). Con estas nuevas prácticas el aprovechamiento se volvió una actividad de planificación técnica.

Está claro que las operaciones de manejo forestal -el aprovechamiento de madera, la construcción de infraestructura para acceso y extracción de productos y la aplicación de tratamientos silviculturales- representan perturbaciones y, como tales, provocan cambios inevitables en la estructura del bosque, la disponibilidad de recursos en él, y su ambiente físico (Pickett y White 1985, ver también una revisión extensa de información realizada por Grieser Johns 1997, Haworth 1999 y Sheil y Van Heist 2000). A pesar de que en los últimos años ha incrementado significativamente el volumen de conocimiento sobre los efectos de las perturbaciones en los bosques tropicales falta aún mucho por esclarecer. Uno de los vacíos de conocimiento que es necesario llenar es comprender las relaciones que existen entre la magnitud de la perturbación y la variabilidad de respuesta de las comunidades del bosque en el espacio y tiempo. No obstante, se reconoce que para operaciones como el aprovechamiento y la aplicación de tratamientos silviculturales determinar estas relaciones resulta complicado debido al amplio rango de intensidades que se aplican en bosques tropicales (Putz et al. 2001), esto resulta fundamental si se desean mejorar las prácticas de manejo forestal en favor de la conservación.

La atención de los efectos del manejo sobre la biodiversidad de los bosques tropicales incrementó significativamente a partir de la década de los años 90s. En un principio, la mayoría de los estudios de los efectos del manejo forestal sobre los bosques húmedos neotropicales se concentraban en aspectos generales del daño provocado por el aprovechamiento de madera, señalándose que el daño aumenta con relación a la intensidad de corta, y que puede ser limitado exitosamente a través de una cuidadosa planificación y control del aprovechamiento (Jonkers 1987, Johns 1988, Hendrison 1990, Johns et al. 1996, Favrichon 1998, Sist et al. 1998). En la medida que se enfocaron especies o grupos de especies individuales, el énfasis fue sobre las especies maderables y su regeneración y crecimiento (Graaf 1986, Hutchinson 1988, Poorter et al. 1996). En años recientes, sin embargo, se ha ampliado el enfoque de las investigaciones sobre impactos de biodiversidad en bosques manejados, y aunque en principio muchos de los estudios realizados eran dirigidos principalmente a la fauna de vertebrados (p. ej. Frumhoff 1995), hoy día ha incrementado el interés por conocer los impactos a nivel de comunidad, grupos de especies y especies individuales de plantas, así como en las funciones ecológicas y en las relaciones planta-animal.

Gran cantidad de investigación reciente sobre los efectos del manejo sostenible en bosques tropicales ha sido desarrollada, principalmente relacionada a temas en biodiversidad, productividad, procesos y servicios ecosistémicos. El presente trabajo pretende mostrar resultados relevantes de estudios de impactos del aprovechamiento de madera en bosques tropicales, con énfasis en aquellos desarrollados en la región centroamericana.

## **Objetivos**

### *Objetivo General*

Contribuir al conocimiento sobre los efectos del aprovechamiento de madera en bosques tropicales, con énfasis en la región centroamericana.

### *Objetivos específicos*

Identificar y describir las principales actividades que conlleva un aprovechamiento sostenible de madera en bosques naturales y su impacto potencial.

Establecer los efectos del aprovechamiento de madera en la producción y conservación de bosques naturales con énfasis en la región de Centroamérica.



## **Normas técnicas para el manejo forestal en Centroamérica**

Las leyes forestales de los países de Centroamérica, como normativas jurídicas, no especifican las prácticas que se deben aplicar en los aprovechamientos forestales. En algunos casos los servicios forestales estatales son los responsables de la especificación de las actividades, las cuales pueden contener nombres como: recomendaciones técnicas para aprovechamiento o estándares de manejo de bosques latifoliados. A continuación, se describe para cada país en la región, las normas técnicas para el aprovechamiento sostenible de bosques.

### *Panamá*

El documento de referencia para las actividades de manejo y aprovechamiento en Panamá es *La Guía Simplificada para la Elaboración de Planes de Manejo en Bosques Naturales (2009)*. Esta normativa técnica recomienda tomar como referencia el documento de Orozco et al. (2006), en vista que la legislación vigente solo se limita a describir de manera general las actividades de manejo forestal.

Los ciclos de corta se estipulan para un periodo de 30 años, la intensidad de corta permite la cosecha de hasta un 70% del área basal por especie en aprovechamientos de baja intensidad, aunque no define el significado del término “baja intensidad” (resolución AG-200-2004). El cálculo del incremento diamétrico es de 0,5 cm anual en el bosque húmedo tropical y una mortalidad de 1,5 % anual. Estos valores fueron obtenidos de estudios en parcelas permanentes de Centroamérica, durante un monitoreo de 13 años realizado por CATIE en bosques húmedos similares a los de Panamá. Se recomienda mantener un diámetro mínimo de corta (DMC) general de 50 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) a una altura de 1,3 metros. Sin embargo, hay un listado específico de especies con un DMC distinto.

Se permite el uso del skidder para operaciones de madereo siempre y cuando no exceda una distancia de 500 metros. Utilizando un cable para el arrastre de trozas mínimo de 50 metros de longitud. En lo que corresponde a los patios de acopio se permite establecer un área máxima de 2 000 m<sup>2</sup> cada 100 hectáreas. La regulación técnica para la construcción de caminos es la siguiente:

- Caminos principales: son permitidos en pendientes de hasta un 10%, con un ancho de 5 metros.
- Caminos secundarios: Se construirán en sitios con pendientes máximas de un 12% y contarán con un ancho de 3 metros.

El manejo forestal de Panamá no considera la existencia de los caminos terciarios, ya que los caminos secundarios son los que dan acceso a los patios de acopio o carguío de trozas. De igual manera, no especifican una distancia máxima recomendada para el arrastre de trozas. Al abordar el tema del uso de la maquinaria para el aprovechamiento se limitan a recomendar que los tractores de oruga tengan distancias de arrastre menores en comparación con otros medios mecanizados.

Existe otra restricción para las actividades de manejo basada en las pendientes. En pendientes mayores al 40% está prohibido el aprovechamiento y la construcción de caminos. En pendientes iguales o menores al 40% están permitidas las actividades anteriormente explicadas (resolución AG-200-2004).

## Nicaragua

INAFOR es el ente gubernamental encargado de la aplicación de la *Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense para el Manejo Sostenible de los Bosques Naturales Latifoliados y de Coníferas (2013)*. Nicaragua cuenta con bosques latifoliados y de coníferas por lo que las actividades de aprovechamiento están diferenciadas. Debido a que se encuentran áreas de bosques mixtos, INAFOR ha elaborado una serie de criterios para determinar la categoría de un vuelo forestal.

La extracción del área basal está regulada por la pendiente del terreno. En los bosques latifoliados no se debe extraer más del 40% del área basal de especies en bosques con pendientes que oscilan en el rango 1-35%. En pendientes mayores al 35%, el porcentaje a extraer no debe ser mayor al 25% del área basal. Se recomienda la eliminación de lianas, bejucos y otras plantas parásitas. Los ciclos de corta en los bosques latifoliados de Nicaragua no pueden ser menores a 15 años. Las especies comerciales son aprovechadas a partir de un DMC de 40 cm de DAP, con la excepción de las especies Nancitón (*Hyeronima alchorneoides*), Pansuba (*Lecythis ampla*), Guapinol (*Hymenaea courbaril*) que se aprovechan con un DMC de 50 cm y el Genizaro (*Samanea saman*) que utiliza un DMC de 60 cm.

La extracción mecanizada de la madera se permite hasta en pendientes de 35%. Para la extracción de madera en inclinaciones de terreno superiores se deberá utilizar tracción animal. En bosques ubicados en sitios con pendientes del 75% o superiores está prohibida la tala de árboles.

La pendiente máxima permitida para trazar los caminos y trochas de transporte es del 10-20%. Este criterio se especifica según la categorización de la red de caminos. Los caminos primarios son permitidos en pendientes máximas del 10%. Los caminos secundarios en pendientes límites de 15%, mientras que los terciario se permiten hasta un 20%. Si la pendiente predominante es mayor al 20%, la construcción de caminos debe ser con obras de ingenierías y/o conservación de suelos.

Después de un periodo de 2 años post aprovechamiento se debe realizar un muestreo diagnóstico del estado de los árboles y de la regeneración natural. Para determinar los tratamientos silviculturales a implementarse.

## Costa Rica

Es el país que cuenta con las mayores especificaciones, regulaciones y controles para el aprovechamiento de madera en la región. La resolución R-SINAC-021-2009 que es implementada por el SINAC describe los *Estándares de Sostenibilidad para Manejo de Bosques de Costa Rica*. La normativa se resume de la siguiente manera:

El área basal reducida entre el aprovechamiento forestal y los tratamientos silviculturales no puede exceder el 40% del área basal de todos los individuos con DAP mayor a 10 cm. Al tratarse de un bosque sin registros de manejo ni de extracción de madera el aprovechamiento no debe exceder el 30% del área basal de todos los individuos con DAP mayor o igual a 30 cm. El área basal dañada por el aprovechamiento forestal no debe superar el 20% y la correspondiente a los tratamientos silviculturales no debe superar el 10%. Como norma técnica, el ciclo de corta de un bosque no podrá ser menor de 15 años. La intensidad de cosecha por especie se determina por el número de árboles arriba del DMC y esta nunca deberá superar el 50% del área basal por especie.

El incremento medio anual promedio para todas las especies cosechables con un DAP entre 50 y 60 cm en los bosques naturales de Costa Rica se asume que es de 0,5 cm por año. La mortalidad natural en los bosques de Costa Rica se asume que es de 1,5% anual. El DMC general está establecido en 60 cm de DAP, sin embargo, existe un listado de excepciones para especies a las que se les ha definido un DMC diferente.

En los demás países de Centroamérica la construcción de caminos está regulada según la pendiente, especificando su anchura si se trata de un camino primario, secundario o terciario. En Costa Rica se regula su área como un porcentaje del área total bajo manejo. Los caminos primarios ubicados dentro del bosque, por los que circulan camiones, no deben ocupar más del 1% del área de bosque productor; asimismo, las rondas de estos caminos, no deben sobrepasar el 1% del área de bosque productor. Los caminos secundarios, donde solo circula el tractor o skidder, no pueden sobrepasar el 5% del área de bosque productor, y las pistas de arrastre ocupan un máximo del 3% del área de bosque productor. El área de patios de acopio ubicada dentro del bosque no ocupa más del 1% del área de bosque productor. La sumatoria de impactos anteriores no debe sobrepasar el 15% del área de bosque productor. Este es un aspecto clave que sólo es considerado en la normativa técnica de Costa Rica más no en el resto de Centroamérica.

En el documento de estándares técnicos para el manejo no mencionan una distancia óptima para el arrastre de trozas. En áreas con pendientes mayores a 60% no se realiza aprovechamiento maderable utilizando tractor de oruga, se recomienda cualquier otro método que asegure la conservación del suelo del bosque. Para estas pendientes la tecnología aplicable sería la utilización del cable vía.

### *Guatemala*

El aprovechamiento de bosques latifoliados en Guatemala está basado en los *Lineamientos Técnicos de Manejo Forestal del INAB (2015)*. El criterio para diferenciar un bosque mixto de uno latifoliado guarda un grado de similitud con la definición empleada en Nicaragua. Un bosque mixto es una comunidad arbórea compuesta por especies coníferas y latifoliadas, donde ninguno de estos tipos de especies representa más del 75 por ciento del área basal. Mientras un bosque latifoliado está constituido principalmente por especies arbóreas de hoja ancha.

Para especies de alta demanda comercial y según la abundancia de árboles de futura cosecha, la intensidad de corta máxima en términos de área basal no debe exceder el 80% del área basal disponible. En los bosques de hoja ancha de Guatemala no se permiten los ciclos de corta menores a 20 años. Para los casos en que la proporción del área basal recuperable para un segundo ciclo de corta sea baja, se puede aprovechar hasta un 20 por ciento de área basal no recuperable, toda vez que no se supere el umbral máximo permitido (80 % del área basal), asegurando por otros mecanismos la sostenibilidad y recuperación del bosque a través de su enriquecimiento. Se debe dejar como árboles semilleros remanentes al menos un 15% de los árboles sanos mayores al DMC. En áreas donde la regeneración no sea la adecuada, se debe efectuar enriquecimiento con especies de valor comercial. Esta normativa también especifica la altura de corte de motosierra durante la tala de árboles. El corte se debe realizar lo más bajo posible del fuste, siendo la altura máxima del tocón 30 cm para latifoliadas. Para bosques ubicados en pendientes mayores a 60% deben considerarse preferentemente como de protección, a menos que sea un caso especial donde se justifique la extracción de madera.

La construcción de caminos forestales se define, como en la mayoría de los países de la región, considerando la pendiente. Los caminos principales no pueden ser construidos en sitios con pendientes mayores al 12%. Los caminos secundarios tienen una pendiente límite del 15% para su construcción. Finalmente, las vías de arrastre se pueden establecer en pendientes que oscilan entre 20-40% sin sobrepasar distancias de 100 metros.

### *Honduras*

En Honduras las normas técnicas para bosques latifoliados y coníferas están claramente diferenciadas. A continuación, se resumen las Normas y Pautas Técnicas para la Elaboración de Planes de Manejo Forestal y Planes operativos de Bosque Latifoliado (2012) aplicadas por el ICF.

El sistema de silvicultura en Honduras es policíclico con cortas de entresaca, planificado en ciclos de corta de 30 años. Para la determinación de tratamientos silviculturales, como el caso de la liberación, se recomienda la aplicación de la metodología de Hutchinson (1993). El aprovechamiento del área basal extraíble por hectárea es un porcentaje que oscila en 30-35% del área basal total. Este porcentaje se determina en función de los resultados del inventario forestal (Cuadro 1).

Cuadro 1. Volúmenes de extracción permisible en Honduras

Existencia (m <sup>2</sup> /ha)	Extracción (%)
≥ 25.00	35.00
21.00 – 24.99	30.00
≤ 21.00	31.25

En el caso de un bosque con un área basal total inferior a 21 m<sup>2</sup>/ha, la extracción permitida puede fluctuar en valores superiores a 5 m<sup>2</sup>/ha. Sin embargo, está terminantemente prohibido reducir el área basal total a un valor menor a 10 m<sup>2</sup>/ha. Posterior al aprovechamiento, el ICF recomienda un monitoreo de regeneración 2 años después de la intervención. Se considera un incremento de 0,5 cm anual pero la documentación no menciona la mortalidad calculada. Se asume en un 1,5% ya que es un factor comúnmente utilizado en Centroamérica.

Se recomienda que el arrastre de trozas no supere los 150 metros y que tenga un ancho equivalente al del medio de extracción, sea tracción animal, manual o mecanizado. El uso de arrastre mecanizado y de tracción animal está permitido en áreas con pendientes de hasta el 30%. En pendientes de 30-60% solo se permite el aprovechamiento artesanal de bajo impacto sin arrastre de madera. Este aprovechamiento consta en la tala del árbol, posteriormente el desrame y despunte con motosierra. Para la extracción de la madera se recomienda el uso de un marco de motosierra o gramíl en el dimensionado de la troza. Finalmente, las trozas son cargadas en mulas, extrayendo la madera dimensionada y evitando el arrastre de trozas junto a sus costos económicos y ambientales.

La pendiente máxima para caminos debe estar entre el 10-20%, y los caminos principales no deben exceder los 5 metros de ancho. Ya que el documento no lo especifica, se infiere que este rango de pendientes es aplicable a la red de caminos primarios, secundarios y terciarios por igual. No se menciona la anchura para los caminos secundarios y terciarios, solo para las vías de extracción o saca que recomiendan sean no mayor a 2 metros.

La normativa técnica no define un DMC establecido, este puede ser determinado según el técnico. Sin embargo, debe mostrar un análisis y las justificaciones para el caso. El ICF toma como referencia un documento de CATIE (2004) que enumera los DMC para un listado de especies. Estos DMC están en un rango desde los 40-70 cm.

## **Impactos del aprovechamiento forestal en bosques naturales**

### ***La estructura y productividad del bosque***

El aprovechamiento es una perturbación de carácter antropogénico. Clark (1990) define una perturbación como un evento relativamente discreto que genera un cambio en la estructura física del ambiente. Salgado (2017) califica la perturbación como un factor clave que influencia la estructura de los ecosistemas forestales, refiriéndose a estructura como aquellos parámetros que describen el rodal forestal y las especies en un plano horizontal y vertical. Variables cuantitativas como número de árboles, área basal, alturas, biomasa y número de estratos son comúnmente utilizadas para caracterizar la estructura de un bosque (Delgado et al. 1997).

Es necesario entender que tanto el aprovechamiento de madera como la aplicación de tratamientos silvícolas conllevan cambios inmediatos en el perfil horizontal y vertical del bosque remanente. Esto hace suponer que el mantener la estructura original del bosque no debiera ser una meta del manejo forestal ambientalmente sostenible (Fredericksen 1998), y si evaluar las consecuencias de las diferentes técnicas de manejo en la estructura de los bosques y su dinámica, en lugar de solo medir los daños inmediatos de la tala de árboles (Pélissier et al. 1998).

Dependiendo de la intensidad y magnitud de la cosecha de madera, estas variables cuantitativas pueden ser afectadas significativamente. El grado de alteración en la estructura del bosque puede ser reducido al disminuir la intensidad de cosecha y con la implementación de prácticas mejoradas para el derribo y extracción de madera (Pélissier et al, 1998).

Actividades de aprovechamiento como la construcción de caminos y patios de acopio, el derribo y arrastre de árboles y la formación de claros influyen en la estructura del bosque. Como norma general se tiene que los aprovechamientos convencionales (AC) tienden a tener mayor impacto en el bosque que aprovechamientos con enfoques de sostenibilidad, como el caso de los aprovechamientos de impacto reducido (AIR). También, que para ambos sistemas el aumento en la intensidad de cosecha incrementa el área impactada y su afectación en la estructura del bosque y su capacidad de respuesta o recuperación.

La estructura de bosques está constituida por individuos de diferentes tamaños. En bosque no intervenidos la mayoría son de tamaños pequeños y su cantidad va en descenso hasta los árboles de mayor tamaño, de manera que la distribución diamétrica tiene la forma de una curva decreciente conocida como J invertida (Whitmore, 1990). Esta condición puede cambiar por el aprovechamiento, toda vez que se cosechan árboles grandes y se eliminan pequeños por la caída y arrastre de trozas. No obstante, la afectación en la estructura del bosque por aprovechamiento de madera puede verse reducida significativamente si se aplican técnicas de impacto reducido, como lo demuestra Brown (2000) en Honduras. Él encontró que el aprovechamiento forestal de motosierra con marco y tala dirigida a una baja intensidad no produce diferencias

detectables ( $p < 0.05$ ) entre el bosque aprovechado y el bosque sin aprovechar en cuanto a la estructura horizontal (número de individuos y área basal).

Un estudio en Costa Rica con parcelas permanentes, en que se evaluó la condición de seis bosques muy húmedos tropicales sujetos a un aprovechamiento de madera, indicó que los bosques sufrieron modificación significativa en el número de árboles y área basal (Alfaro, 2006) poco después de la intervención. A 12 y 13 años de aprovechados, sin embargo, la mayoría de estos efectos habían desaparecido y, en algunos casos, hasta se registraron valores de estructura mayores a los mostrados antes de las intervenciones, como el caso del número de árboles. Estos resultados dependieron de la intensidad del aprovechamiento y de la aplicación de tratamientos silviculturales (Alfaro, 2006). En uno de los bosques (Corinto) los 3 tratamientos aplicados mostraron una disminución en el número de individuos. Sin embargo, en dos tratamientos se encontraron leves incrementos (menores al 3%) en área basal, luego de 14 años de monitoreo. En otro bosque con composición similar (La Tirimbina) al comparar dos tratamientos (bosque aprovechado, y bosque aprovechado más aplicación de tratamiento silvicultural de liberación), ambos mostraron aumento en el número de árboles.

En un monitoreo de 16 años luego del aprovechamiento de madera en bosques amazónicos, West et al (2014) estudió la dinámica de recuperación del bosque al comparar bosques sometidos a AC, bosques con AIR, y bosques no intervenidos. El estudio demostró que el bosque con AIR recuperó, luego de 16 años de intervenido, el 100% de su biomasa original mientras que el AC solamente el 77%. Además, que la biomasa de los árboles mayores a 60 cm de DAP no mostró cambios durante el periodo de 16 años post aprovechamiento, mientras que los bosques adyacentes no intervenidos mantuvieron un 96% de su biomasa inicial al finalizar el monitoreo. En un estudio en el este de África realizado por Bonnel et al. (2011), se estimó que la recuperación estructural en términos de área basal para bosques con alta y moderada intensidad de aprovechamiento tomará entre 95 y 112 años al ser comparados con bosques maduros adyacentes no intervenidos. Las tasas de incremento en área basal corresponden a 0,32 m<sup>2</sup> por hectárea en sitios moderadamente aprovechados y de 0,25 m<sup>2</sup> en los altamente aprovechados. Este estudio resalta la importancia de adoptar prácticas de AIR para rotaciones de larga duración.

Contrariamente, una baja intensidad de cosecha en un área amplia puede registrar una mayor productividad a mediano o largo plazo, en comparación con áreas sin intervención. En bosques primarios intervenidos del Peten, Guatemala, específicamente en dos sitios establecidos en concesión comunitaria, se registró un incremento diamétrico anual mayor al doble en áreas intervenidas en comparación al bosque no intervenido (Pinelo 1997).

### ***La composición de especies vegetales del bosque***

Los estudios de composición florística en bosques permiten conocer las especies dominantes, sus distribuciones y cambios debido a la alteración en factores ambientales provocadas por perturbaciones naturales y antrópicas, como el caso del aprovechamiento de madera (Escobar, 2015). Aprovechamientos en bosques provocan cambios en las especies que lo conforman por dos razones principales: i) es una práctica que reduce las poblaciones de especies vegetales, ya sea de forma directa por la

cosecha de madera, o de forma indirecta por la muerte de individuos durante la caída de árboles y su arrastre; ii) por cambios en las condiciones ambientales provocada por la apertura de claros debido al derribo de árboles y la construcción de caminos y patios de acopio. Un aprovechamiento selectivo de árboles representa, en términos de apertura de claros, una perturbación hasta 10-20 veces más extensa que la perturbación natural (Jonkers y Dawkins, 1958 citados por Delgado 1995).

Esta segunda causa es quizás la principal y tiene que ver con las estrategias ecológicas de las especies vegetales una vez que se liberan recursos en el bosque por la intervención, como el aumento de radiación solar en claros y en caminos, la remoción de suelo y el aumento de temperatura hacia el piso del bosque. Muchos estudios demuestran como especies arbóreas pioneras altamente demandantes de luz suelen incrementar sus poblaciones en bosques recién intervenidos, y luego declinar conforme el bosque madura y se cierra paulatinamente el dosel (Delgado 1995, Delgado et al. 1997, Pacheco 2012). Algunos géneros representativos de tales especies en la región centroamericana son: *Cecropia*, *Ochroma*, *Croton*, *Piper*, *Guazuma* y *Spondias*. En Costa Rica, las familias Vochysiaceae y Tiliaceae se consideran características de bosques muy intervenidos, y entre las especies individuales típicas de ambientes perturbados están *Jacaranda copaia*, *Laetia procera*, *Casearia arborea* y *Simarouba amara* (Delgado 1995, Delgado et al. 1997). Especies de maderas muy valiosas como cedro (*Cedrela odorata*), caoba (*Swietenia macrophylla*) y el laurel (*Cordia alliodora*) suelen encontrarse en bosques fuertemente intervenidos.

Algunos grupos de especies suelen considerarse como indicadores de perturbación, como el caso de ciertos helechos arborescentes del género *Cyathea* (p.e. *C. microdonta*), hierbas grandes (p.e. heliconias) y ciertas especies de palma del género *Geonoma*. Estos grupos han incrementado sus poblaciones en bosques aprovechados y tratados silviculturalmente (Delgado et al. 1997). Otro grupo indicador de perturbaciones en los bosques son las lianas.

En cuanto a su ecología, las lianas requieren de más luz que los árboles (Dillenburg et al. 1993). Debido a esto trepan hasta la copa de los árboles, suprimiendo al hospedero que es su soporte mecánico. La competitividad de estas especies es en dos niveles, ya que las lianas también compiten intensamente con los árboles por recursos bajo el suelo, mayormente la humedad y nutrientes (Dillenburg et al. 1993). En doseles cerrados, las lianas no pueden proliferar, pero actividades como el aprovechamiento selectivo liberan espacio en los bosques maduros. A medida que incrementa la perturbación del bosque, también incrementaran en abundancia relativa las lianas (Bongers y Schnitzer, 2002). La abundancia de estas trepadoras, su biomasa y productividad se han visto incrementadas substancialmente en los bosques de los neotrópicos. Esta conclusión se ha tomado de 12 estudios que documentan los incrementos en las lianas respecto a los árboles durante los últimos 30 años (Schnitzer et al, 2015).

Un aumento de lianas puede tener efectos tanto positivos como negativos en el bosque. Las lianas son una importante fuente de alimento para animales (néctar, polen frutas, hojas y savia) además de sitio de anidación, refugio y debido a que se extienden entre las copas de los árboles sirven como vías de comunicación para muchas especies animales. (Schnitzer et al, 2015). Son además competidoras y pueden reducir la productividad y abundancia de árboles. Al evaluar la densidad y diversidad de lianas en un bosque de tierras bajas en Panamá, deWalt et al. (2000) identificaron las especies más abundantes, entre las cuales están: *Clitoria javitensis* (Fabaceae), *Petrea aspera*

(Verbenaceae), *Maripa panamensis* (Convolvulaceae), *Doliodarpus major* (Dilleniaceae) y *Prionostema major* (Hippocrateaceae).

Un monitoreo de los bosques naturales post-intervención es necesario para asegurar que el incremento y la productividad sean concentrados en las especies de maderas comerciales, ya que una elevada abundancia de lianas, así como de especies pioneras, pueden disminuir el valor económico del bosque natural como uso de suelo. Los tratamientos silviculturales pueden elevar la cantidad, calidad y productividad de las especies comerciales del bosque (Hutchinson 1987), sin embargo, estos tratamientos ejercen efectos sobre el bosque a nivel de su composición. La aplicación de aprovechamientos de baja intensidad resulta en cambios en la composición de los bosques, presumiblemente con una mayor proporción de especies comerciales que en bosques no intervenidos (Montagnini et al, 2001). Según un meta análisis los bosques tropicales sometidos a cortas selectivas muestran cambios en su composición de especies comerciales después del aprovechamiento (Constantini et al. 2016).

### ***La riqueza y diversidad florística***

El aprovechamiento de madera puede tener un efecto importante en la diversidad florística de los bosques (Salgado 2007) y su magnitud y recuperación está en función de factores como el tipo de bosque (p.e. bosque de tierras bajas versus bosque de altura) la intensidad de cosecha, el tipo de intervención realizado (tradicional versus AIR), el contexto paisajístico (p.e. disponibilidad de semillas y presencia de dispersores) y el tiempo transcurrido desde la intervención del bosque (Montagnini et al. 2001, Putz et al. 2012). Estudios comparativos de riqueza y diversidad de especies se han implementado ampliamente en las últimas décadas, comparando áreas de bosques bajo diferentes enfoques de aprovechamiento de madera y diferentes intensidades de cosecha. La diversidad de resultados es también amplia, aunque es posible identificar patrones generales de respuesta.

Para bosques muy intervenidos -casi a nivel de degradados -estudios como los de Gardner et al. (2009) y de Carvalho et al. (2017) reportan disminuciones significativas en riqueza de especies, las cuáles son normalmente acompañadas por considerables incrementos de especies generalistas. Este parece ser un patrón común para bosques aprovechados de forma tradicional y con altas intensidades de cosecha. Sin embargo, para bosques aprovechados bajo enfoques de sostenibilidad, resultados de muchos estudios no reportan diferencias en riqueza y diversidad de especies entre estos bosques y bosques no intervenidos (p.e. Delgado et al 1997, Finegan et al. 2001, Medjibe et al 2011), o incluso hasta encuentran aumentos en estos parámetros en bosques aprovechados (Pacheco 2012, Boyle y Sayer 1995, Putz et al, 2012).

Los resultados más concluyentes sobre los efectos del aprovechamiento de madera sobre la riqueza y diversidad de especies en bosques son los que se derivan de los meta análisis elaborados por Constantini et al (2016) y Putz et al. (2012). Ambos concluyen que los bosques tropicales sometidos a cortas selectivas retienen una alta riqueza y diversidad de especies posterior a la extracción de madera.



## ***La dinámica del bosque***

El incremento en el área de claros por el aprovechamiento de madera provoca una liberación significativa de recursos que aumenta la dinámica de los bosques, en términos del crecimiento del rodal, el reclutamiento y la mortalidad de especies. La regeneración y el crecimiento de especies pioneras están directamente relacionadas con la formación de claros (Brokaw 1985). Posterior a las actividades de aprovechamiento, la recuperación de la cobertura arbórea en los claros es esencial para mantener la producción maderera en los bosques naturales.

Los árboles liberados mediante el aprovechamiento o la aplicación de tratamientos silviculturales tienen por lo general un crecimiento mayor que los árboles no intervenidos (Wadsworth 2000). El incremento de los árboles remanentes en un rodal forestal pueden ser medidos en función de ciertas variables. Al comparar parcelas bajo tratamientos de liberación y refinamiento post aprovechamiento versus parcelas no intervenidas en un bosque lluvioso de Costa Rica, Finegan et al. (1999), encontraron que la forma de copa, iluminación de copa y presencia de lianas en la copa mostraron una correlación significativa con el incremento diamétrico de 106 especies, concluyendo que el crecimiento fue significativamente mayor en las parcelas intervenidas silviculturalmente. Además, que un crecimiento rápido (para un grupo diamétrico) fue registrado solamente en las parcelas bajo prescripción silvícola.

Galván (2003) utilizó la variable iluminación de copa para explicar y comparar el crecimiento de dos especies (*Pentaclethra maculosa* y *Goethalsia meiantha*) en bosques intervenidos. El propósito de su estudio fue medir el incremento y determinar las implicaciones de esta variable en la planificación y ejecución de tratamientos silviculturales. Para ambas especies encontró, además de la iluminación de copa, otras variables importantes predictoras del crecimiento de estas especies como: forma de copa, diámetro de copa, DAP, posición topográfica, infestación de lianas y densidad circundante del bosque.

Los claros si bien son necesarios para el desarrollo de ciertas especies, principalmente pioneras, también pueden provocar efectos negativos en otras. En los claros, la mortalidad de los árboles del borde se incrementa, posiblemente debido a una mayor exposición al viento, o a factores como la caída provocada por el crecimiento asimétrico de la copa de los árboles, siendo más pesadas a un lado (Guariguata y Pinard 1998). La formación de claros también favorece el desarrollo de las lianas. Las infestaciones de lianas pueden ser un problema en bosques naturales productivos ya que disminuyen el crecimiento de los árboles, dañan los fustes de los árboles e inhiben su regeneración (Alvira et al. 2004). De acuerdo con ocho estudios consultados se identifica un patrón de aumento de estas plantas trepadoras en abundancia y biomasa en bosques tropicales y subtropicales de América (Schnitzer y Bongers 2011), produciendo cambios que aún no se ha determinado como afectará la dinámica de los bosques.

En algunos casos, se ha observado una reducción en la regeneración de los árboles en bosques aprovechados selectivamente (Hall et al. 2003). Rivett et al (2016) analizaron los efectos del AIR en la densidad de tallos de especies comerciales, concluyendo que estos pueden ser positivos o neutros al compararse con los bosques no aprovechados. En bosques del neotrópico, el AIR presenta un leve efecto en las tasas de regeneración de especies de interés comercial. Aunque la regeneración de árboles puede variar según la perturbación por madereo, un bajo número de individuos de regeneración puede ser producto de una baja disponibilidad de semillas debido a la eliminación de

árboles reproductivos (Makana y Thomas 2004). Una recomendación para favorecer la abundancia de regeneración en sitios explotados es la planificación de los aprovechamientos durante la etapa de producción de semillas de especies maderables para lograr una buena regeneración natural, aprovechando la apertura de claros por la tala de árboles (Mostacedo y Pinard 2001).

El aprovechamiento mecanizado puede afectar la regeneración de especies comerciales en claros de madereo, por efectos de remoción de suelo y compactación. En estos casos, es recomendable la escarificación de suelo en el post-aprovechamiento, demostrándose que este tipo de tratamiento puede aumentar la densidad de regeneración natural en comparación con claros sin escarificar. Esto se ha comprobado en bosques tropicales húmedos en el caso de la regeneración de *Schizolobium amazonicum*, la cual mostró una densidad diez veces mayor y dos veces más de altura, al comparar claros escarificados y no escarificados (Fredericksen y Pariona, 2002).

La mortalidad de la masa forestal también se ve alterada por la cosecha de árboles. En bosques aprovechados de forma tradicional, un considerable número de árboles pequeños son aplastados cuando se derriba o se arrastra un árbol e individuos grandes son colisionados y dañados. En Surinam, Jonkers (1987) concluye que la explotación selectiva tiende a producir hasta un 100% de mortalidad de árboles en claros y senderos de arrastre, así como muchos árboles jóvenes dañados cerca de tales sitios. Esta reducción en la densidad del bosque es, sin embargo, restablecida de forma relativamente rápida con el tiempo. En bosques en Costa Rica se observó una recuperación de la densidad inicial de árboles luego de seis años de la aplicación de tratamientos silviculturales (Aguirre 1999). Delgado et al. (1997) encontraron en un bosque muy húmedo tropical en Costa Rica, que las parcelas con tratamiento silvicultural presentaron una ganancia neta de número de individuo al ser el reclutamiento mayor que la mortalidad. El número de individuos aumentó en el bosque intervenido un 22%, mientras que en el bosque sin tratamiento se presentó un equilibrio dinámico, siendo el reclutamiento y la mortalidad similares. Steege y Hammond (2001) afirman que los incrementos en la perturbación limitan el reclutamiento de las especies de crecimiento lento, por ser especies que pasan largos periodos de tiempo en los estratos bajos.

## Conclusiones

Observando el bosque como un sistema dinámico y cambiante, su estructura está sujeta a cambios por perturbaciones, sean estas naturales o antropogénicas. Las perturbaciones provocadas por el manejo forestal son debidas principalmente a la cosecha de árboles, su caída y posterior arrastre. También, existen tratamientos silvícolas, para favorecer especies comerciales, que eliminan una proporción importante de árboles en el bosque, principalmente de grandes dimensiones. La intensidad del aprovechamiento y de los tratamientos determina el impacto sobre la estructura de los bosques naturales. El criterio más aceptado es que un aprovechamiento tradicional a una alta intensidad afectará severamente la estructura del bosque, retrasando la recuperación de la abundancia y área basal del bosque a su estado original. Un AIR a una baja intensidad facilita la recuperación del rodal intervenido. Es una norma aceptada que un AIR es mejor que un aprovechamiento convencional para la recuperación del bosque. Esto ha sido probado en una mayoría de los estudios en los trópicos y particularmente en los bosques de Centroamérica.

Uno de los efectos directos reconocidos del aprovechamiento y la aplicación de tratamientos silvícolas es la apertura de claros. Esto se convierte en el propulsor de los cambios en la composición de los rodales intervenidos. Al formarse un claro esta apertura facilita la abundancia de luz, favoreciendo la colonización de especies arbóreas heliófilas de rápido crecimiento. La abundancia de géneros de estas especies es un indicador inmediato de maderejo en un bosque. Sin embargo, estas especies de rápido crecimiento tienen un ciclo de vida corto y sus números son reducidos en unos años. Otro indicador de intervención relevante es la presencia de lianas. Estas trepadoras se propagan rápidamente por los bordes de los claros a través de las ramas y troncos de los árboles adultos circundantes. Aunque ecológicamente tienen varias interacciones con la fauna pueden volverse un problema al competir con los árboles y reducir su crecimiento y regeneración. Los aprovechamientos afectan la composición del bosque, pero los AIR ocasionan un impacto menor.

La riqueza y diversidad de especies parecen ser parámetros robustos del bosque que son difícilmente afectados por el aprovechamiento de madera, principalmente si son de impacto reducido. Bosques prescritos con AIR, a una baja intensidad de cosecha, muestran valores de riqueza y diversidad estadísticamente similares a los bosques no intervenidos. Aprovechamientos convencionales, sin embargo, pueden afectar la diversidad y aumentar la proporción de especies generalistas, dependientes de claros.

Aprovechamientos forestales pueden potencialmente modificar la dinámica de los bosques, alterando el balance natural entre reclutamiento y mortalidad. La apertura de claros libera recursos como luz, agua y nutrientes del suelo que se vuelven disponibles para árboles de las clases diamétricas inferiores. Como resultado, el crecimiento del bosque aumenta, así como el reclutamiento y mortalidad de individuos.

## Recomendaciones

El tema de los efectos del aprovechamiento de madera sobre los bosques no es algo que se tenga suficientemente comprendido. Nuestras recomendaciones se dirigen a profundizar más los siguientes aspectos a través de la investigación ecológica:

- Establecer los impactos del aprovechamiento de madera en la funcionalidad de los bosques, haciendo uso del enfoque funcional. Mucha investigación parte del enfoque taxonómico y poco se ha profundizado sobre cómo cambia la cosecha de madera los valores de rasgos funcionales a nivel de comunidad y cómo esto afecta la provisión de servicios ecosistémicos.
- Determinar los efectos aditivos de segundas cosechas sobre los bosques. Se conoce bastante sobre impactos de un primer aprovechamiento de madera, pero no se tienen claros los resultados de una segunda cosecha. ¿Qué tan resilientes son los bosques sujetos a múltiples aprovechamientos?
- Establecer los efectos del aprovechamiento de madera en bosques sujetos a otras presiones antrópicas, como el caso de la fragmentación. Una gran proporción de bosques en paisajes productivos en Centroamérica son fragmentados. ¿Qué lineamientos o criterios de cosecha deben considerarse para asegurar la sostenibilidad de estos ecosistemas?
- Incluir otros elementos de la biodiversidad de los bosques en análisis de impactos, más allá de especies maderables, como el caso de la fauna y de productos no maderables relevantes a las poblaciones humanas.

## BIBLIOGRAFIA

- Aguirre, R. 1999. Mortalidad de arboles en dos tipos de bosques tropical humedo sometidos a manejo forestal en la vertiente Atlantica de Centroamerica Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 81 p.
- Alfaro, T. 2006. Estudio de condiciones para nuevas cosechas en bosques naturales en la zona norte de Costa Rica. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Centro Agronomico de Investigacion y Enseñanza). 134 p.
- Alvira, D; Putz, F; Fredericksen, T. 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia *Forest Ecology and Management* 190(1):73-86.
- Berry, N; Phillips, O; Lewis, S; Hill, J; Edwards, D; Tawatao, N; Ahmad, N; Magintan, D; Khen, C; Maryati, M. 2010. The high value of logged tropical forests: lessons from northern Borneo *Biodiversity and Conservation* 19(4):985-997.
- Blaser, J; Sarre, A; Poore, D; Johnson, S. 2011. Status of tropical forest management 2011 ITTO technical series 38:418.
- Bonnell, T; Reyna-Hurtado, R; Chapman, C. 2011. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest *Forest Ecology and Management* 261(4):855-864.
- Bosques), IINd. 2015. Lineamientos Tecnicos de Manejo Forestal. (Serie Tecnica DT-000).
- Boyle, T; Sayer, J. 1995. Measuring, monitoring and conserving biodiversity in managed tropical forests *The Commonwealth Forestry Review*:20-25.
- Brokaw, N. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest *Ecology* 66(3):682-687.
- Brown, R. 2000. Efectos del aprovechamiento forestal en la riqueza, diversidad y composición florística de un bosque húmedo en la costa norte de Honduras. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) 90 p.
- Cano, E; Schuster, J. 2008. BEETLES AS INDICATORS FOR FOREST CONSERVATION IN CENTRAL AMERICA:
- Castillo, M; Samaniego, R; Kindgard, A. 2015. MAPA DE COBERTURA Y USO DE LA TIERRA 2012. (Programa de colaboración de las Naciones Unidas para la reducción de emisiones de la deforestación y la degradación de bosques en los países en desarrollo ONU-REDD Programa nacional Panamá).
- Costantini, D; Edwards, D; Simons, M. 2016. Life after logging in tropical forests of Borneo: A meta-analysis *Biological Conservation* 196:182-188.
- Curran, L; Caniago, I; Paoli, G; Astianti, D; Kusneti, M; Leighton, M; Nirarita, C; Haeruman, H. 1999. Impact of El Nino and logging on canopy tree recruitment in Borneo *Science* 286(5447):2184-2188.
- Cherrington, E; Hernández, B; García, B; Oyuela, M; Clemente, A. 2011. CAMBIOS EN LA COBERTURA TERRESTRE Y DEFORESTACIÓN EN CENTROAMÉRICA 1990-2008:
- de Avila, A; Schwartz, G; Ruschel, A; do Carmo Lopes, J; Silva, J; de Carvalho, J; Dormann, C; Mazzei, L; Soares, M; Bauhus, J. 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30years following logging and thinning in a tropical rain forest *Forest Ecology and Management* 385:225-235.
- de Carvalho, A; d'Oliveira, M; Putz, F; de Oliveira, L. 2017. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia *Forest Ecology and Management* 392:36-44.
- de Graaf, N. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Tesis PhD. The Netherlands, Landbouwhogeschool Wageningen. 250 p.
- Delgado, L. 1995. Efectos en la riqueza, composición y diversidad florística producidos por el manejo silvícola de un bosque húmedo tropical de tierras bajas en Costa

- Rica Effects of silvicultural management on richness, composition and floristic diversity in a tropical rainforest in the lowlands of Costa Rica. Tesis MSc. Turrialba (Costa Rica), CATIE (Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Enseñanza).
- Delgado, L. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: cambios en la riqueza y composición de la vegetación. CATIE.
- Dewalt, S; Schnitzer, S; Denslow, J. 2000. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest *Journal of Tropical Ecology* 16(1):1-19.
- Digital, GO. 2009. RESOLUCIÓN No. AG-0613-2009 UÍA SIMPLIFICADA PARA LA ELABORACIÓN DE PLANES DE MANEJO EN BOSQUES NATURALES EN LA REPUBLICA DE PANAMÁ
- Edwards, D; Larsen, T; Docherty, T; Ansell, F; Hsu, W; Derhé, M; Hamer, K; Wilcove, D. 2011. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 278(1702):82-90.
- Escobar, N. 2015. Diagnóstico de la Composición Florística Asociada a Actividades Agropecuarias en el Cerro Quinini (Colombia) *Revista Ciencias Agropecuarias* 1(1):10-28.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal (Informe general) FRA2010/041 (p 346). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO):
- Favrichon, V. 1998. Modeling the dynamics and species composition of a tropical mixed-species uneven-aged natural forest: effects of alternative cutting regimes *Forest science* 44(1):113-124.
- Finegan, B; Camacho, M. 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988–1996 *Forest Ecology and Management* 121(3):177-189.
- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest *Forest Ecology and Management* 121(3):159-176.
- Fredericksen, T. 1998. LIMITACIONES DEL APROVECHAMIENTO SELECTIVO DE BAJA INTENSIDAD PARA EL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE EN EL TROPICO. Santa Cruz, Bolivia, No. 68/1998.
- Fredericksen, T; Pariona, W. 2002. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest *Forest Ecology and Management* 171(3):223-230.
- Fredericksen, T; Putz, F. 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation *Biodiversity and Conservation* 12(7):1445-1453.
- Frumhoff, P. 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber *BioScience* 45(7):456-464.
- Gaceta, L. 2009 Estándares de Sostenibilidad para Manejo de Bosques Naturales: Código de Prácticas Resolución R-SINAC-021-200979 p.
- Gaceta, L. 2013. 155, NTON 18 001 – 12. SEGUNDA REVISIÓN. NORMA TÉCNICA OBLIGATORIA NICARAGÜENSE. MANEJO SOSTENIBLE DE LOS BOSQUES NATURALES LATIFOLIADOS Y DE CONÍFERAS.
- Galván, O. 2003. Efecto de la iluminación de la copa sobre el crecimiento de *Pentaclethra macroloba* y *Goethalsia meiantha* e implicaciones para la silvicultura de los bosques tropicales húmedos. Tesis MSc. Turrialba. Costa Rica, CATIE (Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Enseñanza). 79 p.

- Gardner, T; Barlow, J; Chazdon, R; Ewers, R; Harvey, C; Peres, C; Sodhi, N. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world *Ecology letters* 12(6):561-582.
- Gentry, A. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity *Evolutionary biology* 15:1-84.
- Gentry, A. 1986. Species richness and floristic composition of Chocó region plant communities *Caldasia* 15:71-91.
- Gentry, A; Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest *Biotropica*(19):149-156.
- Grieser Johns, A. 1997. Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests. United Kingdom, Cambridge University Press.
- Guariguata, M; Pinard, M. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management *Forest Ecology and Management* 112(1):87-99.
- Hall, J; Harris, D; Medjibe, V; Ashton, P. 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas *Forest Ecology and Management* 183(1):249-264.
- Haworth, J. 1999. Life After Logging: The Impacts of Commercial Timber Extraction in Tropical Rainforests; a Review. Friends of the Earth Trust.
- Hendriksen, J. 1990. Damage-controlled logging in managed tropical rain forest in Suriname. Tesis PhD. The Netherlands, Wageningen Agricultural University,. 204 p.
- Hutchinson, I. 1987. Improvement thinning in natural tropical forests: aspects and institutionalization. *In* Mergen, F; Vincent, J (eds.). . Natural management of tropical moist forests: silvicultural and management prospects of sustained utilization. New Haven, USA, Yale University. p. 113-133.
- Hutchinson, I. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. CATIE.
- Johns, A. 1988. Effects of " selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores *Biotropica* 20:31-37.
- Johns, J; Barreto, P; Uhl, C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon Forest *Ecology and Management* 89(1-3):59-77.
- Jonkers, W. 1987. Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname. Tesis The Netherlands, Wageningen Agricultural University 172 p.
- Macpherson, A; Schulze, D; Carter, D; Vidal, E. 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest *Forest Ecology and Management* 260(11):2002-2011.
- Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton university press. 179 p.
- Makana, J; Thomas, S. 2006. Impacts of selective logging and agricultural clearing on forest structure, floristic composition and diversity, and timber tree regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo *Biodiversity and Conservation* 15(4):1375-1397.
- Marsh, C; Tay, J; Pinard, M; Putz, F; Sullivan, T. 1996. Reduced impact logging: a pilot project in Sabah, Malaysia. *World Scientific*. 293-307 p.
- Mata, R. 1997. Estudio detallado de suelos: área de demostración e investigación La Tirimbina, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica Universidad de Costa Rica, Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA):55.
- Medjibe, V; Putz, F; Starkey, M; Ndouna, A; Memiaghe, H. 2011. Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon *Forest Ecology and Management* 262(9):1799-1806.

- Montagnini, F; Finegan, B; Delgado, D; Eibl, B; Szczipanski, L; Zamora, N. 2001. Can Timber Production Be Compatible with Conservation of Forest Biodiversity?—Two Case Studies of Plant Biodiversity in Managed Neotropical Forests *Journal of Sustainable Forestry* 12(1-2):37-60.
- Mostacedo, B; Pinard, M. 2001. Ecología de semillas y plántulas de árboles maderables en bosques tropicales de Bolivia *Regeneración y silvicultura de bosques tropicales en Bolivia*:11-29.
- Navarrete, D. 1998. Estudio de las comunidades de pequeños roedores y mariposas en un bosque tropical manejado para la producción de madera y sus implicaciones para el monitoreo de la biodiversidad. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 80-81 p.
- Orozco, L. 2004. Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales Turrialba. CATIE. *Manual Técnico*(56):3.
- Pélissier, R; Pascal, J-P; Houllier; Laborde, H. 1998. Impact of selective logging on the dynamics of a low elevation dense moist evergreen forest in the Western Ghats (South India) *Forest Ecology and Management* 105(1):107-119.
- Pickett, S; White, P. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction Academic Press:472
- Pinelo, G. 1997. Dinámica del bosque petenero: avances de investigación en Petén, Guatemala. Turrialba, Catie, (Informe Técnico). No. 296.
- Poorter, L; Bongers, F; van Rompaey, S; de Klerk, M. 1996. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest *Forest Ecology and Management* 84(1-3):61-69.
- Prugh, L; Hodges, K; Sinclair, A; Brashares, J. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(52):20770-20775.
- Putz, F; Blate, G; Redford, K; Fimbel, R; Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview *Conservation Biology* 15(1):7-20.
- Putz, F; Zuidema, P; Synnott, T; Peña-Claros, M; Pinard, M; Sheil, D; Vanclay, J; Sist, P; Gourlet-Fleury, S; Griscom, B. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable *Conservation Letters* 5(4):296-303.
- Putz, FE; Zuidema, PA; Pinard, MA; Boot, RG; Sayer, JA; Sheil, D; Sist, P; Vanclay, JK. 2008. Improved tropical forest management for carbon retention *PLoS biology* 6(7):e166.
- Quirós, D; Campos, J; Carrera, F; der Beek, R; Castañeda, F. 1995. Experiencias del CATIE en el desarrollo de sistemas de aprovechamiento forestal de bajo impacto. *In*. 2. Semana Científica 4-7 Dic 1995 Turrialba (Costa Rica). CATIE, Turrialba (Costa Rica). p.
- Ramos, Z. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: . Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) 108 p.
- Rice, R; Gullison, R; Reid, J. 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American* 276(4):44-49.
- Rivett, S; Bicknell, J; Davies, Z. 2016. Effect of reduced-impact logging on seedling recruitment in a neotropical forest *Forest Ecology and Management* 367:71-79.
- Rodríguez, Q. 2005. Centroamérica en el límite forestal: desafíos para la implementación de las políticas forestales en el Istmo:
- Salgado, B. 2007. Definición de tipos funcionales de especies arbóreas y caracterización de su respuesta a diferentes intensidades de perturbación en un bosque muy húmedo tropical mesoamericano. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 7 p.
- Sayer, J; Wegge, P. 1992. Biological conservation issues in forest management *Conserving Biological Diversity in Managed Forests. The IUCN Forest Conservation Programme, IUCN/ITTO, Gland, Switzerland*:1-4.



- Schnitzer, S; Bongers, F. 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms *Ecology letters* 14(4):397-406.
- Sheil, D; Van Heist, M. 2000. Ecology for tropical forest management *The International Forestry Review*:261-270.
- Silvestre), IldCFAPyV. 2012. Normas y Pautas Tecnicas para la Elaboracion de Planes de Manejo Forestal y Planes operativos de Bosque Latifoliado. Tegucigalpa, Honduras,
- Soto, V; McCarthy, R. 2008. Gobernanza forestal en Centroamérica: una aproximación al conocimiento de la gestión de los ecosistemas forestales San José, CR, UICN:
- ter Steege, H; Hammond, D. 2001. Character convergence, diversity, and disturbance in tropical rain forest in Guyana *Ecology* 82(11):3197-3212.
- Vasquez, R. 1999. Mortalidad de Árboles en dos tipos de bosque tropical húmedo sometidos a manejo forestal en la Vertiente Atlántica de Centroamérica. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Centro Agrícola Tropical de Investigacion y Enseñanza). p 81 p.
- Wadsworth, F. 2000. Producción forestal para América tropical. Washington, USA, Departamento de Agricultura de los EE. UU., Servicio Forestal. 603p. p. ((Manual de Agricultura 710-S)).
- West, T; Vidal, E; Putz, F. 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil *Forest Ecology and Management* 314:59-63.
- Whitmore, T. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford, UK, Clarendon Press. 226 p.

## ANEXOS

Cuadro 1. Cobertura de bosque en la región Centroamericana

País	Cobertura bosques a nivel nacional (%)	Extensión total de bosques (ha)	Extensión de bosque latifoliado (ha)	Cobertura de bosque latifoliado (%)
<b>Belice*</b>	89.6	1,450,736	1,300,773.00	57
<b>Costa Rica*</b>	51.9	2,602,676	1,581,893.00	60
<b>El Salvador</b>	12.5	266,500	43,028.35	16
<b>Guatemala</b>	34.0	3,711,366	2,754,533.40	74
<b>Honduras</b>	47.9	5,384,424	3,069,122.18	57
<b>Nicaragua*</b>	25.0	3,180,466	2,767,018.20	87
<b>Panamá</b>	68.0	4,465,505	2,801,708.00	62

\* Evaluación de los recursos forestales mundiales (FRA 2015)

Cuadro 2. Áreas de bosque bajo manejo según país y volumen anual aprovechado (FRA, 2015)

País	Bosque bajo manejo(ha)	Volumen aprovechado anual (m3)
<b>Belice</b>	N/D	167,000**
<b>Costa Rica</b>	203,000*	454,319.6**
<b>El Salvador</b>	62,500*	4,898,530**
<b>Guatemala</b>	15,000*	1,675,000**
<b>Honduras</b>	1,329,000*	9,619,200**
<b>Nicaragua</b>	691,000*	6,227,872**
<b>Panamá</b>	350,000*	1,299,826**

\*Superficie de bosque según categoría FRA

\*\* Volumen según FAOSTAT (base de datos estadística corporativa de FAO, contiene datos hasta el año 2011)

Cuadro 3. Listado de especies comerciales de bosque húmedo tropical de mayor importancia en Centroamérica según OIMT (Blaser et al, 2011)

País	Nombre científico	Nombre común
<b>Belice</b>	Cedrela odorata	Cedar, Cedro
	Cordia alliodora	Bohun
	Swietenia macrophylla	Mahogany, Caoba
	Tectona grandis	Teak, Teca
<b>Costa Rica</b>	Cedrela odorata	Cedro
	Cordia alliodora	Laurel
	Dalbergia retusa	Cocobolo
	Dipteryx panamensis	Almendro

	Enterolobium cyclocarpum	Guanacaste
	Hieronyma alchorneoides	Palo curtidor
	Swietenia macrophylla	Caoba
	Tectona grandis	Teca
	Terminalia amazonia	Amarillon, Guayabon
<b>El salvador</b>	Cedrela odorata	Cedro
	Cordia alliodora	Calzonte
	Swietenia macrophylla	Caoba
	Tectona grandis	Teca
	Terminalia amazonia	Volador
<b>Guatemala</b>	Castilla elastica	castilla
	Cedrela odorata	Cedro
	Cordia alliodora	Laurel, Bojon
	Dalbergia retusa	Granadillo
	Lonchocarpus castilloi	Machinche
	Taxodium mucronatum	Sabino
	Swietenia macrophylla	Caoba
	Tectona grandis	Teca
	Terminalia amazonia	Canchan, Canxun
	Vochysia guatemalensis	Palo bayo, Robanchab
<b>Honduras</b>	Ceiba pentandra	Ceiba
	Cedrela odorata	Cedro
	Cordia alliodora	Laurel
	Dalbergia retusa	Granadillo
	Dialium guianensis	Paleto
	Hieronyma alchorneoides	Rosita
	Swietenia macrophylla	Caoba
	Tabebuia rosea	Macuelizo
	Tectona grandis	Teca
	Terminalia amazonia	Cumbillo, Guatuso
	Virola koschnyi	Palo de Sangre
	Vochysia guatemalensis	San Juan
<b>Nicaragua</b>	Cedrela odorata	Cedro
	Cordia alliodora	Laurel, Cinchado
	Dalbergia retusa	Ñambar
	Swietenia macrophylla	Caoba
	Tectona grandis	Teca
	Terminalia amazonia	Guayabo, Guayabon

<b>Panamá</b>	<i>Camptosperma panamensis</i>	Orey
	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro
	<i>Copaifera aromatica</i>	cabimo
	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel
	<i>Dalbergia retusa</i>	Cocobolo
	<i>Dipteryx panamensis</i>	Almendro
	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Zapatero
	<i>Miroxylon balsamum</i>	Balsamo
	<i>Ocotea spp</i>	Bambito
	<i>Prioria copaifera</i>	Cativo
	<i>Puteria spp</i>	Platano
	<i>Sabal mauritiiformis</i>	Guagara
	<i>Swietenia macrophylla</i>	Caoba
	<i>Tectona grandis</i>	Teca
	<i>Terminalia amazonia</i>	Amarillo