

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

ESCUELA DE POSGRADO

**Identificación y caracterización de tipos de bosque y
determinación de impactos del aprovechamiento forestal en
bosques próximos a segundas cosechas en Costa Rica**

Por

Edwin Alberto Pacheco Pineda

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
como requisito para optar por el grado de

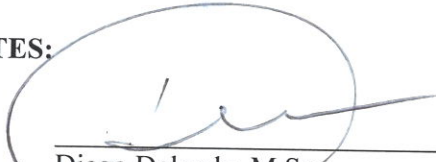
Magister Scientiae en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2013

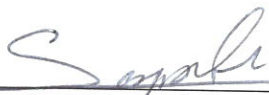
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN
DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

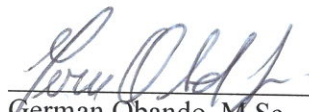
FIRMANTES:



Diego Delgado, M.Sc.
Consejero Principal

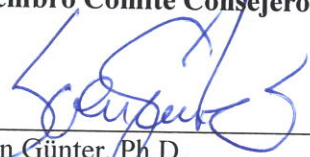


Sergio Vilchez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero




German Obando, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

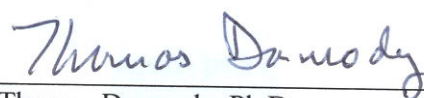
Jhonny Méndez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



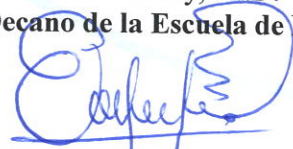
Sven Günter, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Alejandro Imbach, M.Sc.
Coordinador, Especialización en Práctica para el Desarrollo



Thomas Dormody, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado



Edwin Alberto Pacheco Pineda
Candidato

AGRADECIMIENTOS

Mis más sinceros agradecimientos a la Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia y Tecnología (SENESCYT) por el apoyo financiero a través del programa de Formación del Talento Humano mediante la asignación de una beca para realizar mis estudios de posgrado en el extranjero.

A Diego Delgado Rodríguez, por su incondicional asesoría, aporte de ideas y la amistad brindada a lo largo del trabajo y por compartir su entusiasmo en este tema.

A todos los integrantes del comité asesor: Sven Günter, German Obando, Jhonny Méndez, Sergio Vílchez, quienes aportaron con sus amplios conocimientos en el tema y desarrollarlo de la mejor manera.

Al proyecto FINNFOR-CATIE, quien brindó su apoyo financiero adicional en el desarrollo del trabajo investigativo.

A todo el equipo técnico y administrativo de la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR), por el todo el apoyo logístico y la información brindada para llevar a cabo el trabajo investigativo. A sí mismo el reconocimiento y gratitud a German Obando, por la apertura de trabajar en esta investigación.

A Carlos Porras, por su apoyo en la fase de recopilación de información en las unidades de manejo del estudio, mediante su aporte de ideas, conocimiento de las fincas y ayuda en la búsqueda de información.

A Andrés Sanchun quien con su aporte profesional fue segmento fundamental en el proceso de homogenización y depuración de las bases de datos

A la Comisión para el Desarrollo Forestal (CODEFORSA) en especial a Johnny Méndez quien fue el eje comunicador para integrar el trabajo de CODEFORSA en esta investigación y a todo el equipo técnico de esta institución que trabajan en pro del Manejo Forestal Sostenible.

Al departamento de Biometría del CATIE en especial a Sergio Vílchez, por su ayuda en la parte estadística, su confianza, paciencia y sobre todo por su amistad brindada a lo largo del trabajo.

A Hugo Brenes por su ayuda con la revisión de las bases de datos y los análisis de estructura y diversidad. Sin su ayuda este trabajo hubiera resultado más prolongado y complicado.

A Christian Brenes por su asesoría y buena predisposición en todo el trabajo de SIG.

A todos (as) mis compañeros de la promoción 2011 quienes llegaron a formar parte del convivir cotidiano durante estos dos años, hasta convertirse en mi segunda familia y de los cuales me llevo muy gratos recuerdos

Finalmente, con mucho cariño a toda mi familia en especial a mis padres Alberto y Concepción por su constante apoyo y sus consejos.

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	III
ÍNDICE DE CUADROS	VIII
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVOS.....	2
1.1.1 Objetivo General.....	2
1.1.2 Objetivos específicos	3
2 HIPOTESIS.....	3
3 REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
3.1 CARACTERIZACIÓN DE BOSQUES	3
3.2 COMPOSICIÓN, RIQUEZA Y DIVERSIDAD	4
3.2.1 Estructura	5
3.2.2 Factores ambientales determinantes en la composición y diversidad de los bosques	5
3.3 MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE EN BOSQUES TROPICALES	7
3.3.1 Principales actividades o prácticas del MFS	8
3.3.1.1 Aprovechamiento de impacto reducido.....	8
3.4 IMPACTOS DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL.....	11
3.4.1 Fuentes de impacto del aprovechamiento forestal.....	11
3.4.1.1 Construcción de caminos y patios de acopio.....	11
3.4.1.2 Tala o tumba de árboles, apertura de claros	12
3.4.1.3 Arrastre	13
3.5 MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE EN COSTA RICA	13
3.6 ESTUDIOS DE IMPACTO DEL MANEJO FORESTAL.....	16
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	20
ARTICULO 1. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES EN LA REGIÓN HUETAR NORTE DE COSTA RICA A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE DATOS DE INVENTARIOS FORESTALES	25
1 INTRODUCCION	25
2 MATERIALES Y METODOS	27
2.1 AREA DE ESTUDIO	27
2.2 RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN DE BOSQUES	28
2.3 ESTANDARIZACIÓN DE DATOS	30
2.3.1 Estandarización relacionada a la clasificación taxonómica y su codificación.....	31
2.4 VARIABLES AMBIENTALES RELACIONADAS A LOS TIPOS DE BOSQUES	38
2.5 ANÁLISIS DE DATOS.....	38
2.5.1 Caracterización de tipos de bosques.....	38
2.5.2 Estructura, riqueza y diversidad de especies	39
2.5.3 Relación de los tipos de bosque con las variables climáticas y geográficas	40
3 RESULTADOS	41
3.1 CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES SEGÚN SU COMPOSICIÓN FLORÍSTICA....	41

3.2	ESPECIES INDICADORAS POR TIPO DE BOSQUE.....	42
3.3	CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUE.....	44
3.4	RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES POR TIPO DE BOSQUE.....	49
3.5	CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES SEGÚN SU ESTRUCTURA.....	52
3.5.1	Número de individuos y área basal total y por clase diamétrica.....	52
3.5.2	Número de individuos y área basal por gremios ecológicos.....	53
3.5.3	Número de individuos y área basal por grupos comerciales.....	54
3.5.4	RELACIÓN TIPO DE BOSQUE Y VARIABLES AMBIENTALES Y GEOGRÁFICAS.....	56
4	DISCUSIONES.....	58
4.1	CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN POR TIPOS DE BOSQUE.....	58
4.2	ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE LOS BOSQUES ESTUDIADOS.....	60
4.2.1	Abundancia de individuos.....	60
4.2.2	Área Basal.....	61
5	CONCLUSIONES.....	62
	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	63
	ANEXOS.....	67
	ARTICULO 2. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL EN BOSQUES PRÓXIMOS A SEGUNDAS COSECHAS EN LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA.....	73
1	INTRODUCCION.....	73
2	METODOLOGÍA.....	75
2.1	AREA DE ESTUDIO.....	75
2.2	RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN DE BOSQUES.....	77
2.2.1	Censos forestales.....	77
2.2.2	Informes de regencia (datos de aprovechamiento).....	77
2.3	ESTANDARIZACIÓN DE DATOS.....	78
2.4	SELECCIÓN DE LAS PARCELAS DENTRO DEL ESTUDIO.....	78
2.5	DESCRIPCION DE TRATAMIENTOS A NIVEL DE PARCELA.....	79
2.5.1	Revisión del historial de aprovechamiento.....	80
2.6	ANÁLISIS DE DATOS.....	81
2.6.1	Umbrales de aprovechamiento.....	83
2.6.1.1	Valor de Referencia Mínimo de área basal.....	83
2.6.1.2	Valor de Referencia Máximo (VRMax) para especies Heliófitas.....	84
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	84
3.1	EVALUACIÓN DE PARCELAS PERMANENTES DE 0.3 HA.....	84
3.1.1	Riqueza y diversidad de especies.....	85
3.1.2	Estructura horizontal.....	86
3.2	EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN EL BOSQUE DE <i>P. MACROLOBA</i> , <i>BROSIMUM SP</i> Y <i>T. GUIANENSIS</i> 90	
3.2.1	Riqueza y diversidad de especies.....	90
3.2.2	Estructura horizontal.....	91
3.3	RESULTADOS PARCELAS PERMANENTES DE 1 HA.....	93
3.3.1	Riqueza y diversidad de especies.....	93

3.3.2 Estructura horizontal	94
3.3.3 Umbrales de aprovechamiento	98
3.3.3.1 Valor de referencia máximo de las especies HE.	98
3.3.3.2 Valor de referencia mínimo en área basal > 30 cm.	98
IMPLICACIONES DE LA CARACTERIZACIÓN DE COMUNIDADES VEGETALES Y	
EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL PARA EL	
DESARROLLO	100
ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LOS RESULTADOS PARA LA FORMACIÓN DE POLÍTICAS	
102	
4 CONCLUSIONES	104
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	104
ANEXOS	108

ÍNDICE DE CUADROS

ARTICULO 1. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES PRIMARIOS A ESCALA DE PAISAJE A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE DATOS DE INVENTARIOS FORESTALES EN LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA

CUADRO 1. CORRESPONDENCIA DE NOMBRES COMUNES Y CIENTÍFICOS DE ACUERDO A CRITERIOS ECOLÓGICOS Y GEOGRÁFICOS	35
CUADRO 2. COMPLEJOS COMUNES REGISTRADOS PARA LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA.	37
CUADRO 3. NÚMERO DE PARCELAS DE INVENTARIO POR TIPO DE BOSQUE RESULTADO DEL ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS Y DISTRIBUCIÓN POR INSTITUCIÓN QUE LAS ADMINISTRAN	39
CUADRO 4. DIEZ ESPECIES INDICADORAS MÁS IMPORTANTES POR TIPOS DE BOSQUES	43
CUADRO 5. GREMIOS ECOLÓGICOS Y GRUPOS COMERCIALES EN LAS ESPECIES INDICADORAS.	44
CUADRO 6. DIEZ ESPECIES CON MAYOR PORCENTAJE DE IVI POR TIPO DE BOSQUE	45
CUADRO 7. GREMIOS ECOLÓGICOS Y GRUPOS COMERCIALES DE LAS ESPECIES CON MAYOR PORCENTAJE DE IVI EN LOS TIPOS DE BOSQUES.	46
CUADRO 8. RIQUEZA E ÍNDICES DE DIVERSIDAD POR TIPO DE BOSQUES PARA UN $P \leq 0.05$	49
CUADRO 9. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA N Y $G \text{ ha}^{-1}$ POR CLASES DIAMÉTRICAS TOTALES EN LOS DIFERENTES TIPOS DE BOSQUES.	53
CUADRO 10. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN LINEAL ENTRE MATRICES AMBIENTALES Y GEOGRÁFICAS Y SU RELACIÓN CON LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA	57

ARTICULO 2. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL EN BOSQUES PRÓXIMOS A SEGUNDAS COSECHAS EN LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA

CUADRO 1. NÚMERO DE PARCELAS DE 0.3 HA POR TIPO DE BOSQUE RESULTADO DEL ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIAS	85
CUADRO 2. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN LAS VARIABLES DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES	86
CUADRO 3. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN LAS VARIABLES DE $N \text{ ha}^{-1}$ TOTAL Y GRUPOS COMERCIALES	87
CUADRO 4. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN LAS VARIABLES DE $G \text{ ha}^{-1}$ TOTAL Y GRUPOS COMERCIALES	90
CUADRO 5. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EL NÚMERO DE ESPECIES Y PALMAS.	90
CUADRO 6. PRUEBA DE HIPÓTESIS MARGINALES PARA LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y GREMIOS ECOLÓGICOS.	91
CUADRO 7. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN $N \text{ ha}^{-1}$ TOTAL Y GRUPOS COMERCIALES.	91
CUADRO 8. PRUEBA DE HIPÓTESIS MARGINALES PARA EFECTOS FIJOS EN $G \text{ ha}^{-1}$ TOTAL Y GRUPOS COMERCIALES.	93
CUADRO 9. NÚMERO DE PARCELAS DE 1 HA POR TIPO DE BOSQUE RESULTADO DEL ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIAS	93
CUADRO 10. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN LAS VARIABLES DE RIQUEZA, DIVERSIDAD DE ESPECIES Y GREMIOS ECOLÓGICOS	94
CUADRO 11. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN $N \text{ ha}^{-1}$ TOTAL Y GRUPOS COMERCIALES POR CLASE DIAMÉTRICA.	94
CUADRO 12. PRUEBA DE HIPÓTESIS SECUENCIALES PARA EFECTOS FIJOS EN $G \text{ ha}^{-1}$ TOTAL Y POR CLASE DIAMÉTRICA EN LOS GRUPOS COMERCIALES.	96
CUADRO 13. VALOR DE REFERENCIA MÁXIMO PARA EL GREMIO DE LAS HE EN PARCELAS DE 0.3 Y 1 HA	98
CUADRO 14. VALOR DE REFERENCIA MÍNIMO PARA ÁREA BASAL ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) ≥ 30 CM DE DAP EN PARCELAS DE 0.3 Y 1 HA	99

ÍNDICE DE FIGURAS

ARTICULO 1. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES PRIMARIOS A ESCALA DE PAISAJE A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE DATOS DE INVENTARIOS FORESTALES EN LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA.

FIGURA 1. DISTRIBUCIÓN DE LAS UNIDADES DE MANEJO EN LA REGIÓN NORTE ATLÁNTICA DEL PAÍS.....	28
FIGURA 2. DENDROGRAMA RESULTANTE DEL ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS (MÉTODO DE WARD, DISTANCIA BRAY-CURTIS) PARA VEGETACIÓN (ÁRBOLES ≥ 30 CM DE DAP) EN 494 PARCELAS.....	42
FIGURA 3. ANÁLISIS DISCRIMINANTE DE LOS GRUPOS FORMADOS CON SUS RESPECTIVAS PARCELAS.....	42
FIGURA 4. TIPOS DE BOSQUE IDENTIFICADOS EN LAS UNIDADES DE MANEJO EN ESTUDIO.	48
FIGURA 5. TIPOS DE BOSQUE IDENTIFICADOS POR SESNIE ET AL. (2010) EN LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA: QP: Q. POLYCHROMA, D. PANAMENSIS, V. FERRUGINEA Y C. MACROCARPA; DG: D. GUIANENSE Y A. MEMBRANÁCEA; PP: P. MACROLOBA + PALMAS; PC: P. MACROLOBA Y CARAPA GUIANENSIS; TA: T. GUIANENSIS + PALMAS; VA: V. ALLENII Y E. PRECATORIA; CY: GUAREA SPP., HELECHOS ARBORESCENTES.....	49
FIGURA 6. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL RANGO ABUNDANCIA POR TIPO DE BOSQUE.	50
FIGURA 7. CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES DE ACUERDO AL ÁREA DE MUESTREO.	51
FIGURA 8. CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES EN MUESTRAS DE 50 INDIVIDUOS AL AZAR.	51
FIGURA 9. DISTRIBUCIÓN DE N Y G TOTAL HA^{-1} POR TIPO DE BOSQUE.....	52
FIGURA 10. DISTRIBUCIÓN DE N HA^{-1} EN CLASES DIAMÉTRICAS POR TIPO DE BOSQUE.	52
FIGURA 11. DISTRIBUCIÓN DE G HA^{-1} EN CLASES DIAMÉTRICAS POR TIPO DE BOSQUE.	53
FIGURA 12. DISTRIBUCIÓN DEL PORCENTAJE DE N Y G HA^{-1} EN GREMIOS ECOLÓGICOS.	54
FIGURA 13. COMPARACIONES ENTRE TIPOS DE BOSQUES PARA NÚMERO DE INDIVIDUOS Y ÁREA BASAL TOTAL HA^{-1} PARA LAS ESPECIES COMERCIALES Y NO COMERCIALES.	55
FIGURA 14. N Y G HA^{-1} POR CLASE DIAMÉTRICA EN ESPECIES COMERCIALES: A) Y B); Y ESPECIES NO COMERCIALES: C) Y D).....	56
FIGURA 15. CORRELOGRAMA DE PEARSON RELACIONANDO LA DISTANCIA GEOGRÁFICA CON LOS TIPOS DE BOSQUES. LOS PUNTOS NEGROS, DE LA SERIE CORRESPONDEN A CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS ($P < 0.05$), Y PUNTOS TRANSPARENTES CORRESPONDEN A CORRELACIONES NO SIGNIFICATIVAS.	57

ARTICULO 2. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL EN BOSQUES PRÓXIMOS A SEGUNDAS COSECHAS EN LA ZONA HUETAR NORTE DE COSTA RICA

FIGURA 1. DISTRIBUCIÓN DE LAS UNIDADES DE MANEJO CON PPM EN LA REGIÓN NORTE ATLÁNTICA DEL PAÍS.....	76
FIGURA 2. ESTIMACIÓN DE LOS UMBRALES PARA APROVECHAMIENTO: A) VALOR DE REFERENCIA MÁXIMO DEL PORCENTAJE HELIÓFITAS EFÍMERAS; B) VALOR DE REFERENCIA MÍNIMO EN ÁREA BASAL.	83
FIGURA 3. NÚMERO DE PALMAS HA^{-1} EN PARCELAS APROVECHADAS Y TESTIGO A LO LARGO DEL TIEMPO.....	86
FIGURA 4. COMPARACIÓN DEL NÚMERO DE INDIVIDUOS Y ÁREA BASAL HA^{-1} POR TRATAMIENTO Y POR CLASES DIAMÉTRICAS: A): N TOTAL; B): N COMERCIAL; C): N NO COMERCIAL; D): G TOTAL; E): G COMERCIAL; F): G NO COMERCIAL. LOS VALORES DE ABUNDANCIA ESTÁN DADOS POR HECTÁREA, Y LOS DE ÁREA BASAL ESTÁN EN $M^2 HA^{-1}$	88
FIGURA 5. NÚMERO DE INDIVIDUOS Y ÁREA BASAL HA^{-1} POR CLASES DIAMÉTRICAS EN LOS PERIODOS DE MEDICIÓN: A): N TOTAL Y CLASE 10 – 19.9; B): INTERACCIÓN TRATAMIENTO*MEDICIÓN, N CLASE 30 – 39.9; C): N TOTAL POR GRUPOS COMERCIALES; E): INTERACCIÓN TRATAMIENTO*MEDICIÓN, G CLASE 30 – 39.	89
FIGURA 6. DIFERENCIAS ENTRE TRATAMIENTOS Y A LO LARGO DEL TIEMPO EN N Y G HA^{-1} . A): N TOTAL Y POR GRUPOS COMERCIALES; B): N POR CLASES DIAMÉTRICAS; C): N CLASE 10 – 19 CM; D): N TOTAL; E): N TOTAL NO COMERCIAL; F): G CLASE 10 – 19.	92
FIGURA 7. DISTRIBUCIÓN DE N HA^{-1} : A): EFECTOS DE TRATAMIENTO POR CLASE DIAMÉTRICA; B): INTERACCIÓN TRATAMIENTO*MEDICIÓN PARA LA CLASE 20 – 29; C): INTERACCIÓN TRATAMIENTO*MEDICIÓN PARA N TOTAL.	95
FIGURA 8. ÁREA BASAL HA^{-1} TOTAL Y GRUPOS COMERCIALES POR CLASE DIAMÉTRICA: A): G CLASE 20 – 29.9; B): CLASE 30 – 39.9; C): CLASE 40 – 49.9; D) CLASE 10 – 19.9 NO COMERCIAL; E) CLASE (40 – 49.9 NO COMERCIAL.....	97

RESUMEN

Una gran extensión de bosques tropicales en Costa Rica, son considerados productivos, en los cuales se desarrollan actividades de aprovechamiento y monitoreo de la dinámica del bosque luego de una perturbación. Un aspecto a considerar respecto a la planificación del manejo y la determinación de impactos de aprovechamiento, es el tipo de comunidad vegetal. Por ello, el presente trabajo evaluó el estado de los bosques próximos a una segunda cosecha de madera en la zona Huetar Norte de Costa Rica; partiendo de la caracterización de comunidades vegetales, posteriormente la evaluación del impacto que el aprovechamiento forestal ejerce sobre los valores de producción y conservación de los bosques. Además evaluar el estado de dichos bosques y la posibilidad de ser sometidos a una segunda cosecha de madera con base a los umbrales del estándar costarricense de manejo forestal. Los resultados generados en este estudio parten de datos tomados en parcelas de inventarios forestales y parcelas permanentes de monitoreo establecidas y monitoreadas por tres instituciones (CATIE, FUNDECOR y CODEFORSA). Con datos de parcelas de Inventarios, se realizaron análisis de conglomerados, similaridad y especies indicadoras, para determinar comunidades vegetales y sus parámetros de composición estructura y diversidad en cada comunidad. Así mismo con datos de PPM se realizaron análisis de composición, estructura y diversidad de especies forestales y palmas, tanto a nivel de rodal como en una comunidad vegetal específica (*Pentaclethra macroloba*, *Brosimum* sp, y *Tapirira guianensis*) con el fin de observar cambios en los parámetros composicionales y estructurales como consecuencia del aprovechamiento forestal. Además se analizó los parámetros composicionales con los valores de referencia máximo en especies heliófitas efímeras (HE) y los valores de referencia mínimo en área basal (G). Umbrales establecidos en el estándar costarricense de para el manejo policíclico en bosques naturales. Se identificaron 4 tipos de bosques, dos de los cuales son dominados por *Pentaclethra macroloba*, asociados con especies características de bajura (Bosque de *Pentaclethra macroloba*, *Goethalsia meiantha* y *Carapa guianensis* y Bosque de *Pentaclethra macroloba*, *Brosimum* sp, y *Tapirira guianensis*) y un bosque posiblemente nuevo, dominado por *Guarea* sp, *Warszewiczia uxpanapensis* y *Pterocarpus hayesii*, el mismo que presenta altos valores en cuanto a producción y biodiversidad. Dentro de la evaluación de impactos, se observan disminuciones en parámetros estructurales en parcelas permanentes bajo aprovechamiento y tratamientos silviculturales, no obstante no se

observan mayores impactos del aprovechamiento en composición, estructura y biodiversidad.

PALABRAS CLAVE: Tipos de Bosque, Manejo forestal, Impactos, Heliófitas efímeras, composición, estructura, diversidad.

SUMMARY

A large area of tropical forests in Costa Rica is considered productive, in which are involved in the development and monitoring of forest dynamics following a disturbance. One aspect to consider regarding management planning and determination of impacts of development is the type of plant community. Thus, this study assessed the status of forests close to a second timber harvest in the North of Costa Rica Huetar and based on the characterization of plant, and then assessing the impact that logging has on the values of production and forest conservation. Besides assessing the status of these forests and the possibility of being subjected to a second timber harvest based on the threshold of the Costa Rican forest management standard. The results generated in this study are based on data collected in plots of forest inventory and monitoring plots established and monitored by three institutions (CATIE FUNDECOR CODEFORSA). With Inventory plot data were performed cluster analysis, similarity and indicator species to determine plant community composition and parameters of structure and diversity in each community. Likewise with PPM data analyzes were performed composition, structure and diversity of forest species and palms, both at the stand level as in a specific plant community (*Pentaclethra maculosa*, *Brosimum* sp and *Tapirira guianensis*) to observe changes in compositional and structural parameters as a result of logging. We also analyzed the composition parameters with reference values heliophilous maximum transient species (HE) and minimum reference values of basal area (G). Thresholds in the Costa Rican standard polycyclic management in natural forests. We identified 4 types of forests, two of which are dominated by *Pentaclethra maculosa* associated with inshore species characteristics (maculosa *Pentaclethra* Forest, *Goethalsia meiantha* and *Carapa guianensis* and maculosa *Pentaclethra* Forest, *Brosimum* sp and *Tapirira guianensis*) and a forest possibly new, dominated by *Guarea* sp, *Pterocarpus Warszewiczia uxpanapensis* and *hayesii*, featuring the same high values in terms of production and biodiversity. Within the impact assessment, there are decreases in structural parameters in plots under development and

silvicultural treatments, however there were no major impacts of logging on composition, structure and biodiversity.

KEY WORDS: Types of Forest, Forest Management, Impacts, heliophilous ephemeral, composition, structure, diversity.

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

AIR: Aprovechamiento de Impacto Reducido
AFE: Administración Forestal del Estado
bh-T: Bosque Húmedo Tropical
bmh-T: Bosque Muy Húmedo Tropical
CAF: Certificado de Abono Forestal
CAFA: Certificado de Abono Forestal por Adelanto
CAFMA: Certificado de Abono Forestal para Manejo
DMC: Diámetro Mínimo de Corta
DAP: Diámetro a la Altura del Pecho
MINAE: Ministerio de Ambiente y Energía
MFS: Manejo Forestal Sostenible
MAG: Ministerio de Agricultura y Ganadería
ONF: Oficina Nacional Forestal
OIMT: Organización Internacional de Maderas Tropicales
PC&I: Principios, Criterios e Indicadores
PGM: Plan General de Manejo
UM: Unidad de manejo
PPM: Parcelas Permanentes de Muestreo
VRM: Valor de Referencia Mínimo
VRMx: Valor de referencia Máximo
TB: Tipo de Bosque
N: Número de individuos
G: Área basal
S: Riqueza de especies
HE: Heliófitas efímeras
HD: Heliófitas durables
ECS: Esciófitas
VI: Valor Indicador

1 INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales son considerados sistemas complejos que brindan gran variedad de bienes y servicios a la sociedad (Gadow *et al.* 2004). En Costa Rica, los bosques naturales comprenden una extensión de 2'605.000 ha (Fao-Fra 2010) que representan el 46.8 % del territorio nacional, de las cuales 377. 000 ha están designadas para la producción de madera, fibras, bioenergía y/o productos forestales no madereros. Estas actividades de aprovechamiento están sujetas a estándares de manejo sostenido orientados a mantener la integridad ecológica del recurso.

El manejo forestal y la silvicultura tienden a jugar un papel relevante en la economía y medios de vida de las comunidades. Actualmente existe mayor conciencia sobre la multifuncionalidad de los bosques y se considera que su sostenibilidad debe tomar en cuenta los usos y costumbres de las personas, así como la necesidad de generar beneficios económicos y sociales que competan con los usos alternativos del suelo (Meza 2008).

Entre los aspectos relacionados a la sostenibilidad del manejo forestal que requieren investigación, está el tema de la determinación de los impactos ecológicos y productivos del aprovechamiento de madera. La generación de conocimiento en este tema es clave para poder mejorar las prácticas de manejo y dirigir la dinámica del bosque hacia una producción sostenible de bienes y servicios de los ecosistemas forestales productivos.

La evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal es una medida esencial en el mantenimiento de la producción, y las funciones ecológicas y socioeconómicas de los sistemas forestales (Stork *et al.* 1997; Mcginley 2000; Finegan *et al.* 2001). En Costa Rica, el manejo forestal sostenible se enmarca en una serie de principios criterios e indicadores de sostenibilidad regidos en un estándar donde se establecen prácticas de buen manejo que pretenden mantener viables los procesos que aseguran la integridad y productividad de los bosques. Los criterios más relevantes dentro de este marco comprenden por ejemplo; periodos de aprovechamiento policíclico de no menos de 15 años, el uso de diámetros mínimos de corta (DMC) de 60 cm de DAP, restricciones de aprovechamiento para segundos aprovechamientos con base en umbrales de abundancia de gremios ecológicos y áreas basales de los rodales y determinación de zonas de protección del recurso hídrico y

suelos, entre otros. Todas estas actividades parten de una planificación detallada desde los inventarios, censos comerciales hasta el monitoreo de actividades luego del aprovechamiento (Zelaya 2008; Decreto N° 34559 2008).

Un aspecto a considerar con respecto a la planificación del manejo y la determinación de impactos de primeras y segundas cosechas en bosques, es el tipo de comunidad presente. Tipos de bosques diferentes contienen normalmente valores de conservación y de producción distintos. Las dinámicas y las respuestas a las intervenciones también pueden diferir. Por ello, el presente trabajo pretende evaluar el estado de los bosques próximos a una segunda cosecha de madera en la zona Huetar Norte de Costa Rica; partiendo de la caracterización de comunidades vegetales, mediante el análisis de variables de composición, estructura y diversidad de especies arbóreas.

En este sentido se evalúa el impacto que el aprovechamiento forestal ejerce sobre los valores de producción y conservación de los bosques, y en qué medida los umbrales del estándar costarricense de manejo forestal permite evaluar el potencial de los bosques para ser sometidos a una segunda cosecha de madera. Los resultados generados en este estudio parten de datos tomados en parcelas de inventarios forestales y parcelas permanentes de monitoreo establecidas y monitoreadas en la zona norte de Costa Rica por instituciones como el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) y la Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos (CODEFORSA) además de la información contenidas en sus respectivos planes de manejo y aprovechamiento.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo General

- Contribuir al conocimiento sobre la tipificación y caracterización de bosques naturales a nivel de paisaje y los impactos del manejo forestal.

1.1.2 Objetivos específicos

- Identificar y caracterizar comunidades vegetales (TB) en la zona Huetar Norte de Costa Rica en términos de su composición, estructura y diversidad de especies.
- Evaluar los impactos de la primera intervención en cuanto a su estructura, composición y diversidad de especies
- Evaluar el estado de bosques aprovechados de acuerdo a los umbrales de impacto definidos por el estándar costarricense de manejo forestal.

2 HIPOTESIS

- En la zona norte de Costa Rica es posible identificar tipos de bosques con base en la composición de especies arbóreas y palmas.
- El estado de los bosques y su respuesta a la intervención, en estructura, composición y diversidad, difieren entre tipos de bosque e intensidades de intervención.
- Los valores de umbrales de impacto muestran relación con las intensidades de intervención a que son sujetos los bosques durante una primera cosecha de madera.

3 REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 CARACTERIZACIÓN DE BOSQUES

Tras varios estudios sobre la identificación y caracterización de comunidades vegetales en bosques naturales (Gallo 1999; Finegan *et al.* 2001; Perdomo *et al.* 2002; Murrieta 2006; Chain 2009; Sesnie *et al.* 2010); existen vacíos de información que dificultan la definición de estrategias y políticas para la conservación y manejo a escalas territoriales amplias. Existe mucho desconocimiento sobre los tipos de ecosistemas que se encuentran dentro y fuera de áreas protegidas, los estados en que se encuentran y las respuestas que tienen ante perturbaciones naturales y antrópicas.

Entender y conocer las comunidades vegetales, sobre todo aquellas con una gran biodiversidad, permite enfocar de manera más efectiva los esfuerzos de conservación (Bermúdez y Sánchez 2000).

3.2 COMPOSICIÓN, RIQUEZA Y DIVERSIDAD

La composición florística comprende la identidad y variedad de elementos en una comunidad (Noss 1990). En general, los estudios de composición florística en bosques se enfocan en la presencia de especies arbóreas, ya que constituyen la mayor parte de la biomasa y determinan en gran parte su estructura y funcionamiento (Berry 2002).

La riqueza y diversidad de especies es un elemento clave de la biodiversidad de un sitio y su estimación permite comparar y determinar áreas prioritarias para la conservación. La riqueza se considera una caracterización simple de la diversidad y se refiere al número de especies en la comunidad o ecosistema (Pielou 1995, Moreno 2001, Begon *et al.* 2006). La diversidad se estima a través de distintos índices (Pielou 1995), éstos son generalmente calculados con base en la riqueza de especies y las abundancias de las diferentes especies en la comunidad (Pielou 1995, Finegan *et al.* 2001, Moreno 2001, Smith y Smith 2001, Begon *et al.* 2006).

Uno de los índices más utilizados para medir la diversidad de especies es el índice de Shannon (H'), el cual proyecta valores de diversidad con base en el número de especies y la proporción de individuos en el total de una muestra para cada una de las especies encontradas. Este índice mide el grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo sacado al azar de una muestra; así, si la diversidad es baja, la seguridad de tomar una determinada especie por azar es alta –la incertidumbre por tanto es baja- y el índice tendrá un valor bajo, comparado con el caso en que la diversidad de la comunidad sea alta –alta incertidumbre, alto valor del índice- (Smith y Smith 2001). Otro índice comúnmente utilizado es el índice de Simpson (D), el cual calcula la probabilidad de que al sacar dos individuos al azar de una muestra sean de la misma especie. Si la probabilidad es alta – alto valor del índice-, la diversidad es baja (Smith y Smith 2001).

Otra herramienta para el análisis de la riqueza específica, son las funciones de acumulación de especies. Estas funciones se basan en diferentes modelos que permiten la predicción de la riqueza específica. Permiten conocer el esfuerzo de muestreo requerido

para añadir un determinado número de especies a una muestra (Moreno 2001). Para eliminar el sesgo del tamaño de la muestra a la hora de comparar la riqueza de especies entre comunidades, es recomendable utilizar, de forma conjunta con la riqueza específica, funciones de acumulación de especies o métodos no paramétricos que permiten extrapolar tamaños de muestra para observar la tendencia de la riqueza específica (Chain 2009).

3.2.1 Estructura

Las comunidades vegetales también son caracterizadas de acuerdo a su estructura. La estructura indica la organización física de elementos en el plano horizontal y vertical e indica desde el patrón de una población, la complejidad del hábitat dentro de una comunidad hasta el patrón de parches y otros elementos a nivel de paisaje (Noss 1990). El componente horizontal comprende la distribución de abundancia (N), área basal (G) y el contenido de biomasa, y el componente vertical los estratos en altura de la vegetación (Louman *et al.* 2001). Los criterios estructurales son informativos y relativamente fáciles de medir, aunque investigadores como Finegan *et al.* (2001), y Cushman *et al.* (2008) mencionan que no deben ser el único criterio para diferenciar los tipos de bosque.

3.2.2 Factores ambientales determinantes en la composición y diversidad de los bosques

Tradicionalmente ecólogos e investigadores no sólo utilizan criterios de composición y estructura para describir tipos de bosque, sino también condiciones ambientales bajo las cuales ciertas características estructurales y florísticas tienden a definirse (Finegan *et al.* 2001, Montagnini y Jordan 2005). Algunos estudios como los de Matteucci y Colma (1982), Montagnini y Jordan (2005), Moseley *et al.* (2010) sostienen que la vegetación es el resultado de la acción de los factores ambientales sobre el conjunto de especies que interactúan y habitan en un espacio continuo, de manera que la composición y diversidad de especies de un sitio reflejan el tipo de clima, suelo, disponibilidad de agua, nutrientes y la elevación.

La elevación representa una compleja combinación de variables climáticas, (Neave y Norton 1998; Lomolino 2001) a las cuales las especies se ajustan, y es considerada un factor ambiental clave en la determinación de la estructura, composición y diversidad

(Gentry 1995, Lieberman *et al.* 1996, Vázquez y Givnish 1998, Montagnini y Jordan 2005).

Las interacciones entre elevación, temperatura y precipitación resultan en un complejo mosaico de comunidades de plantas (Kattan y Alvarez-López 1996), de manera que los cambios en variables ambientales (humedad, temperatura, etc.) dentro de gradientes altitudinales conllevan a una alta diversidad de especies (Guindon 1996). Las especies pueden existir dentro de secciones limitadas dentro del gradiente altitudinal o depender del seguimiento de los recursos o condiciones estacionales a lo largo del mismo (Guindon 1996). En general se sostiene que la riqueza de especies disminuye con la elevación, pero no que ésta sea necesariamente generalizada, sino que hay variación en la relación riqueza-elevación para diferentes taxas y áreas geográficas (Rahbek 1995).

En general, hay tres patrones principales en el comportamiento de la riqueza de especies a lo largo de un gradiente altitudinal: uno donde la riqueza declina de manera continua de elevaciones bajas a altas, un patrón con forma de campana con una riqueza máxima a elevaciones medias, o una constante de las tierras bajas a las elevaciones medias, seguida de una fuerte declinación más arriba (Rahbek 1995).

Hubbell (1997) establece que en una comunidad donde se asume que todos los individuos tienen las mismas probabilidades de reproducción y muerte, y donde existe limitación en la dispersión, la similaridad florística entre parcelas se espera que decrezca conforme se incrementa la distancia geográfica. Así la distancia geográfica puede ser un factor importante relacionado a la composición de los bosques que explicaría variables no medidas o barreras a la dispersión de semillas (Tuomisto *et al.* 2003, Chust *et al.* 2006). Sin embargo parece que la explicación de la distribución y composición de los bosques no puede ser únicamente atribuida a la limitación en la dispersión y que los factores ambientales, edáficos o climáticos, juegan un papel importante en la misma (Condit *et al.* 2002, Tuomisto *et al.* 2003, Chust *et al.* 2006, Jones *et al.* 2006). La teoría de la heterogeneidad espacial asume que hay un incremento general en la complejidad ambiental conforme se avanza hacia los trópicos; entre más heterogéneo y complejo es el ambiente físico, más complejas y diversas tienden a ser las comunidades de plantas y animales sostenidas por ese ambiente (Montagnini y Jordan 2005). De esta manera la variación

ambiental entre sitios, además de la distancia geográfica existente entre ellos, arrojaría una explicación más exacta sobre el recambio de especies en los bosques tropicales.

3.3 MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE EN BOSQUES TROPICALES

Se define al MFS como “un proceso consistente en manejar un bosque para lograr uno o más objetivos de ordenación, claramente definidos con respecto a la producción de un flujo continuo de productos y servicios forestales deseados, sin reducir indebidamente sus valores inherentes ni su productividad futura, y sin causar ningún efecto indeseable en el entorno físico y social” (Oimt-Iito 2005). Además, comprende todas las funciones de los bosques como la captura de carbono, regulación del ciclo hidrológico y provisión de agua para consumo, incluyendo la conservación de la biodiversidad y optimizando la contribución de los bosques al desarrollo y el bienestar de la sociedad (Morán 2005). El objetivo del manejo es asegurar un flujo constante o creciente de bienes y servicios ambientales (Wadsworth y Zweede 2006; Fao 2008). Los esfuerzos dirigidos a asegurar un suministro futuro de madera son una de las principales características que distinguen el MFS de la tradicional explotación maderera (Rice *et al.* 2001; Wadsworth y Zweede 2006; Putz *et al.* 2008).

A partir de la Cumbre de Río, se inicia una serie de esfuerzos para fomentar el MFS con el propósito de llegar a un entendimiento común de este concepto. Diversas iniciativas consideran evaluar los avances y logros del MFS que se han de conseguir, así como la forma de medirlos, controlarlos y demostrarlos, mediante la formulación de estándares de sostenibilidad (FAO 2003). Un estándar es un conjunto de normas y procedimientos a seguir con el fin de lograr un aprovechamiento sostenido de los bosques con un impacto controlado que mantenga la integridad ecológica del bosque (Decreto N° 34559 2008). Estos estándares varían de país a país y se compone básicamente de los siguientes elementos: Los Principios que son pautas fundamentales, de carácter objetivo que enfoca la función del ecosistema forestal; los Criterios son categorías de valores de los bosques que se desea mantener; designan los elementos o principios esenciales según los cuales se mide la sostenibilidad del manejo forestal, tomando en debida consideración los papeles que los bosques desempeñan desde los puntos de vista ambiental, económico y sociocultural, y los Indicadores que básicamente son parámetros cualitativos o cuantitativos que permiten

describir y evaluar, en relación a un criterio, las características del ecosistema forestal (Fao 2001; Morán 2005; Decreto N° 34559 2008).

3.3.1 Principales actividades o prácticas del MFS

3.3.1.1 Aprovechamiento de impacto reducido

El aprovechamiento de impacto reducido (AIR), a diferencia del aprovechamiento tradicional, tiene como principio minimizar los daños ocasionados por la tala de árboles y a su vez maximice las utilidades. El AIR es de tipo selectivo y de baja intensidad, lo que significa que se extraen unos pocos árboles por unidad de área de especies comerciales (Fredericksen y Putz 2003). Se basan especialmente en límites diamétricos, lo que significa que solo los árboles de ciertas especies, y de ciertos tamaños diamétricos, pueden ser aprovechados. El AIR es interesante tanto para el sector forestal como conservacionista, ya que mantiene un alto grado de cobertura boscosa remanente que implica potencialmente una posible provisión de madera aprovechable a mediano y largo plazo (Fredericksen 1998; Pokorny *et al.* 2005).

La mayoría de iniciativas sobre MFS, emplean sistemas de tala policíclica, tales como el sistema Celos (de aprovechamiento selectivo) desarrollado en Surinam (Boxman *et al.* 1985; Graaf *et al.* 1990). Este sistema se basa en el aprovechamiento de los árboles más grandes en una cosecha inicial, para que los árboles más pequeños puedan proporcionar otra cosecha en 25 a 40 años. Se motiva la regeneración mediante una combinación de tala y transporte cuidadoso, realizando labores silviculturales como eliminación de lianas que conectan las partes altas de los árboles antes de la cosecha, dejando árboles semilleros, plantando líneas de enriquecimiento y eliminando árboles no comerciales (Rice *et al.* 2001; Montagnini *et al.* 2002). Montagnini *et al.* (2002) afirman que los bosques cosechados utilizando prácticas sostenibles pueden tener mayor regeneración arbórea y mayor biodiversidad en el sotobosque que bosques cortados utilizando métodos convencionales y si se aplica tratamientos silviculturales pos cosecha, aumentan el crecimiento diamétrico de árboles futura cosecha. Louman *et al.* (2006) establecen 9 etapas para el aprovechamiento de impacto reducido:

- ***Capacitación***

La capacitación apunta a obtener mayor conocimiento y habilidad para la ejecución del aprovechamiento y cada operación requiere un nivel mínimo de capacitación que mejore la ejecución técnica de las tareas, aplicando nuevas tecnologías o mejorando las existentes, lo que se traduce en mejorar la eficiencia en las actividades, reducción de riesgos laborales e impactos al ambiente.

- ***Planificación***

En esta fase se desarrollan las actividades del inventario preliminar de la unidad de manejo y la estructura del plan general de manejo (PGM), en el cual se planifica el manejo a largo y mediano plazo. Uno de los instrumentos de la planificación es el plan operativo anual (POA) y la principal fuente de información biofísica para su elaboración es el censo comercial. Las actividades de planificación se clasifican en tres fases: una de pre-aprovechamiento, que consta de las actividades del censo comercial del área de corta, el plan de aprovechamiento y la planificación y construcción de vías de extracción.

- ***Construcción de la red de caminos***

Es recomendada realizarlo antes del aprovechamiento, o como la primera actividad dentro de la operación extractiva. Debe coincidir con las proyecciones establecidas en los mapas del plan operativo con modificaciones en condiciones especiales y previas al acuerdo entre el profesional forestal y el tractorista. En cuanto a la calidad de los caminos forestales, estos deben responder al uso proyectado, siendo los más transitados los que requieran de mayores actividades de drenaje y mantenimiento. La actividad es considerada costosa y de gran impacto a la masa remanente, lo que amerita de una buena planificación para minimizar los impactos al bosque y los costos operacionales.

- ***Tala dirigida, desrame y descope***

Consiste en el derribo de un árbol en una dirección deseada para su procesamiento o para facilitar las operaciones de arrastre. Está en función de la dirección natural de caída, ubicación de pistas de arrastre, posición conveniente para el procesamiento, minimizar daños a otras especies, menor riesgo para operarios, entre otros. Por lo general se suele

efectuar luego de abrir las vías principales, no obstante, en algunos casos se suele realizar antes de la construcción de caminos, con el fin de hacer correcciones si los árboles no caen en el lugar deseado.

- ***Transporte menor***

Consiste en el traslado de la madera de diferentes dimensiones desde el sitio de la tala hasta los patios de acopio, las cuales se realizan ya sea por vía terrestre, acuática o aérea, siendo más común el transporte terrestre con tracción animal o mecánica como el tractor skidder o tractores de oruga y agrícolas; considerando la capacidad de extracción del equipo, la cantidad de madera y la época en la que se extrae la madera.

- ***Troceo***

El arrastre de fustes completos, tiene la finalidad de maximizar el rendimiento de la maquinaria utilizada y el troceo se lo realiza en los patios de acopio para continuar a la carga de los mismos. Además en los patios de acopio se tiene mejores condiciones de visibilidad que permiten optimizar el producto y concentrar los residuos en un lugar accesible. Está en función del producto a obtener, del mercado y las posibilidades de transporte.

- ***Carga***

Puede realizarse de forma mecánica o manual, aunque es recomendable un cargador frontal o por lo general la misma máquina del arrastre se usa para esta actividad. Estas actividades deben realizarse de manera tal donde se asegure un transporte eficiente donde se minimice el riesgo de accidentes bajo un volumen óptimo de carga.

- ***Transporte mayor***

Es la última etapa dentro del sistema de aprovechamiento donde los medios de transporte juegan un papel importante dentro del proceso, entre los más destacados está el transporte terrestre y fluvial medios por los cuales se transporta la madera desde los patios de acopio hasta los centros de transformación.

- **Monitoreo**

La importancia del monitoreo radica en la corrección de operaciones inadecuadas antes y durante la ejecución. El monitoreo debe ser continuo y enfocado en principios como los desperdicios, daños producidos y todo lo relacionado a rendimientos y costos en todas las etapas del aprovechamiento.

3.4 IMPACTOS DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL

3.4.1 Fuentes de impacto del aprovechamiento forestal

Aunque varios autores mencionan varias actividades como generadoras de impactos durante todo el proceso del aprovechamiento, Gullison *et al.* (1993) señalan que las principales fuentes de impacto son la apertura de caminos, la tumba y el arrastre.

3.4.1.1 Construcción de caminos y patios de acopio

El tránsito de maquinaria y la extracción de los árboles talados por las pistas de arrastre provocan cambios sobre el suelo, alterando las condiciones en las que la regeneración se establece (Bedoya 1997). Si bien el daño al bosque residual y a los árboles comerciales en los claros de corta es bajo, las especies arbóreas comerciales que requieren grandes disturbios para regenerarse pueden beneficiarse con las alteraciones causadas por el aprovechamiento, contrarrestando la importancia de la reducción del área alterada (Snook 1996; Jackson *et al.* 2000). Sin embargo el grado de impacto en la construcción de caminos se ve relacionado con el tipo de suelo y la pendiente del mismo. Así, Camacho (1997) deduce que a medida que se incrementa el área del camino, dentro de una gradiente dada, también se incrementa la erosión. Esta situación es razón suficiente para señalar que las actividades de manejo deben considerar prioritariamente la planificación de los caminos a fin de promover una mínima degradación ambiental. Actualmente rige en el estándar costarricense valores de referencia del impacto del aprovechamiento en la masa residual ocasionada por la construcción de caminos, en la cual considera que este tipo de actividad no debe sobrepasar un 3% del área del bosque productor (Decreto N° 34559 2008).

3.4.1.2 Tala o tumba de árboles, apertura de claros

La tala de árboles puede producir daños significativos a la vegetación circundante si esta no es realizada correctamente, además el área de claros, dependiendo de su magnitud, estimulan el crecimiento de especies pioneras, y algunas como hierbas y trepadoras pueden impedir el desarrollo de especies comerciales. No obstante también estimulan la regeneración natural de especies comerciales tolerantes a la luz y en áreas con una menor apertura de claros la regeneración no presenta deficiencias en su desarrollo (Centeno 1997; Peña *et al.* 2008b). La caída de un árbol puede ocasionar varios impactos como daños a la masa residual y la remoción de la capa superficial del suelo facilitando su pérdida con la precipitación que por la apertura de claros cae directamente sobre el suelo removido (Galvanin 2006). En ese sentido, Luna y Sánchez (2008), indican que el derribo de un árbol puede producir un grado de afectación promedio a dos árboles residuales.

El daño causado por el aprovechamiento aumenta con la intensidad de éste, no obstante la relación no es lineal. Sist *et al.*, (2003) en un estudio en bosques de dipterocarpaceas recomiendan como intensidad máxima de aprovechamiento para una explotación de impacto reducido, la extracción de 8 árboles/ha. El concepto de que la disminución de la intensidad del aprovechamiento forestal sería mejor para la conservación de los bosques es erróneo, ya que implica una intrusión a una área mayor en bosques primarios (Peña *et al.* 2008a; Putz *et al.* 2008). El aprovechamiento de baja intensidad requiere, también, mayor extensión de tierra por unidad de volumen extraído, que el aprovechamiento de mayor intensidad, además que los caminos necesarios para sustentarlo hacen accesible una mayor área de bosque a impactos secundarios dañinos como la llegada de personas al sitio. El aumento del acceso puede causar la llegada de amenazas más serias para el bosque, como extracción ilícita de madera, cacería y colonización (Stork *et al.* 1997; Dauber *et al.* 2005; Wadsworth y Zweede 2006).

En Costa Rica las intensidades de aprovechamiento por hectárea varían entre 5 y 15 árboles. A estas intensidades de cosecha muchos estudios no refieren impactos significativos causados en el bosque (Delgado Rodríguez 1995; Delgado 1997; Quirós y Gómez 1998; Meza y Méndez 2006; Méndez 2008)

3.4.1.3 Arrastre

Las actividades de arrastre, impactan al suelo en forma significativa. Se estima que por cada metro cúbico de madera arrastrada en pistas de arrastre dentro del bosque, se produce una remoción de un volumen de suelo y materia orgánica aproximada de 0.17 m³ (Luna y Sánchez 2008).

3.5 MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE EN COSTA RICA

En el contexto latinoamericano, Costa Rica muestra una buena posición en cuanto a políticas y legislación ambientales y en el desarrollo de instituciones a cargo de la gestión de recursos (Zelaya 2008). Estas políticas han sido fuertes e innovadoras en el tema forestal que muestran los esfuerzos de este país por la conservación y el manejo de sus recursos. Lo anterior se refleja en las cuatro leyes forestales promulgadas desde los años 60. Su primera ley N°: 4465 aprobada en 1969 designa el manejo del recurso al Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG) mediante un Consejo Forestal Nacional que tiene el control del aprovechamiento, conservación y fomento de los recursos forestales. Con esta ley se creó un sistema de incentivos a la reforestación al descontar los gastos de reforestación por medio de la reducción de pagos de impuestos, por ejemplo el impuesto sobre la renta (Ley Forestal 4465 de 1969).

La Ley Forestal 7032, aprobada en 1986, creó el Certificado de Abono Forestal (CAF) para incentivar la reforestación. El aprovechamiento forestal estaba dado mediante la posibilidad de otorgar concesiones para el aprovechamiento de recursos forestales provenientes de terrenos y bosques del patrimonio forestal del Estado, salvo parques nacionales y reservas biológicas. El aprovechamiento forestal estaba dado por medio de un plan de manejo (artículo 55). El plan de manejo forestal constaba de un conjunto de normas que regulaban el aprovechamiento como el uso de un diámetro mínimo de corta de 60 cm, un ciclo de corta propuesto por el encargado del plan, que por lo general se establecía para 20 años, y los tratamientos silviculturales que fueran necesarios para garantizar un futuro aprovechamiento. Información que se originaba a partir de un censo comercial. Sin embargo existían falencias. Quirós¹ (comunicación personal) califica la

¹ David Quirós, ingeniero forestal especialista en manejo de bosques. Ex funcionario de CATIE, tuvo a cargo

forma de elaborarse el plan de manejo de acuerdo a esta ley como “desordenado”, donde se realizaba un inventario forestal pero sin contemplar variables como el tamaño, distribución e intensidad del muestreo, salvo un error menor del 20%, y no contemplaba lineamientos técnicos para el estudio de impacto ambiental, a pesar de ser requisito del plan. Además no contemplaba la intensidad de aprovechamiento a realizarse, un ciclo de corta específico ni especificaciones como el área para la apertura de caminos y patios de acopio. El plan de manejo solo mencionaba que la proyección del segundo ciclo de aprovechamiento estaba dado para 20 años, un diámetro mínimo de corta de 60 cm y un anillamiento de las especies no comerciales como tratamiento silvicultural post cosecha. Todos estos aspectos lo convertían no en un plan de manejo sostenible sino en un permiso de manejo del área a intervenir (Quirós entrevista personal).

No es hasta inicios de los 90's donde se incorporan temas claves vinculados al manejo forestal sostenible. La iniciativa de los CAF fue expandida en la tercera ley N° 7174 en 1990 creándose los Certificados de Abono Forestal por Adelanto (CAFA) y los certificados de Abono Forestal para Manejo (CAFMA), dirigido a promover el manejo de bosque natural. El CAFMA cubría los costos adicionales en que se incurría al someter un bosque a manejo forestal tecnificado, lo cual implica la preparación y ejecución de un Plan de Manejo dentro de un esquema de aprovechamiento mejorado o de bajo impacto, y la planificación y ejecución de tratamientos silviculturales post-cosecha.

En 1992 se inicia una serie de iniciativas encaminadas a una mejor definición de parámetros de manejo sostenido que da lugar a la actual ley forestal N° 7575 aprobada en 1996, la cual delega responsabilidades al Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), profesionales forestales y ciudadanía sobre el manejo y desarrollo de los recursos forestales y reconoce explícitamente que los ecosistemas boscosos proveen importantes servicios ambientales que es necesario conservar y donde se basa el manejo en base a principios criterios e indicadores de sostenibilidad (ley forestal 7575 1996).

Dentro de este marco legal, el manejo forestal sostenible en Costa Rica está actualmente estructurado dentro de un estándar de sostenibilidad que define de forma clara y concisa las funciones de los actores involucrados en el manejo de los bosques mediante la utilización de tres instrumentos de acción: principios, criterios e indicadores (PC&I); un código de prácticas y un manual de procedimientos que consideran las medidas de

reducción y mitigación de impactos del aprovechamiento y los tratamientos silviculturales sobre el ecosistema forestal. Un estándar es un conjunto de normas y directrices elaboradas para garantizar la integridad ecológica del bosque y minimizar el impacto del aprovechamiento definiendo la forma de intervenir el bosque en el cumplimiento de los objetivos de manejo, pero garantizando el menor impacto sobre el ecosistema (Decreto N° 34559 2008). Los PC&I velan por los intereses de la sociedad y pretenden medir la integridad de los bosques manejados, el código de prácticas es un instrumento que regula las actividades de manejo y define los roles del Ingeniero, regente forestal y dueños de los bosques; y el manual de procedimientos es considerado un instrumento de la Administración Forestal del Estado (AFE) para garantizar una gobernabilidad y un acceso a la legalidad del aprovechamiento forestal (Decreto N° 34559 2008).

Bajo este contexto el manejo forestal en Costa Rica se basa en tres principios comprendidos en: seguridad jurídica del manejo forestal, el mantenimiento de las funciones ecosistémicas del bosque disetáneo y la función de los bosques en la protección de suelos, agua y el control de actividades antrópicas que afecten la integridad ecológica. Dentro de estos principios rigen una serie de criterios que apuntan a la sostenibilidad ecológica del manejo forestal, donde se establecen aspectos de relevancia como la elaboración de planes de manejo, planes operativos anuales (POA), donde se incluye: un inventario forestal con el objeto de proporcionar información general sobre la producción maderera y censos de todos los árboles de las especies con diámetros \geq a 60 cm, indicando los individuos a aprovechar. La ley indica que el aprovechamiento no podrá superar el 60% del total de individuos comercialmente aprovechables por especie incluidos en el referido censo. Cuando se cuenta con registros confiables de manejo, la intensidad de corta está en función del exceso de árboles o G sobre el remanente superior al DMC de la cosecha anterior. Cuando no se cuenta con registros del historial de la unidad de manejo, el G reducida entre el aprovechamiento forestal y los tratamientos silviculturales (cuando se aplican) no debe exceder el 30% del G de todos los individuos con dap mayor o igual a 30 cm. El G cosechada y dañada por el aprovechamiento forestal no debe superar el 20% y la correspondiente a los tratamientos silviculturales, no debe superar el 10%. Así mismo se manejan valores de referencia mínimo (VRM) como por ejemplo el G de individuos, establecido de forma general en $11 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ calculado en especies comerciales y no comerciales con diámetros superiores a 30 cm de DAP y la presencia de especies Heliófitas

efímeras menor al 15% del total de árboles \geq a 10 cm de DAP. Los árboles a cortar deberán estar distribuidos en toda el área efectiva a intervenir y las especies a cosechar no deben presentar una abundancia menor a 0,3 individuos ha^{-1} sin considerar la selección de individuos comerciales remanentes aparte de individuos defectuosos o ubicados en zonas de protección (Decreto N° 34559 2008).

Para la minimización del impacto sobre la masa residual y el suelo, se establecen normas como que el área de claros ocasionada por la corta no sobrepase el 12% del área definida como bosque productor. Además la construcción de patios de acopio, caminos primarios, secundarios y pistas de arrastre no deben sobrepasar el 15% del área del bosque. Bajo estos parámetros el funcionario del SINAC, realiza una visita conjunta con el profesional forestal responsable del plan de aprovechamiento y el propietario de la finca para la evaluación de las operaciones y permitir la ejecución de las actividades de aprovechamiento (Decreto N° 34559 2008).

3.6 ESTUDIOS DE IMPACTO DEL MANEJO FORESTAL

Corral *et al.* (2005) estudiaron el efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural y de especies en un bosque latifoliado de montaña “El Cielo” en México. Para ello, seleccionaron dos parcelas de muestreo con características ecológicas similares (altitud, exposición, tipo de suelo, etc.), la primera con el menor grado de perturbación posible y una superficie de 3.150 m^2 y la segunda con 5.100 m^2 de superficie en donde se ha realizado aprovechamientos forestales hace aproximadamente 15 años. El aprovechamiento consistió en la implementación de cortas selectivas dirigidas principalmente a la especie *Liquidambar styraciflua*, sin embargo otras especies como *Quercus germana* y *Quercus sartorii* también fueron aprovechadas en menor proporción. Midieron las principales variables estructurales (especie, DAP, altura total, coordenadas, etc.) en todos los árboles con $\text{DAP} \leq 5$ cm dentro de las parcelas. En su estudio determinaron que en los sitios intervenidos bajo actividades de manejo forestal, predominaba una vegetación densa de especies heliófilas. Además, la abundancia y diversidad de esos bosques disminuyó con las intervenciones realizadas.

Finegan y Camacho (1999) evaluaron el efecto de tres tratamientos silviculturales aplicados a un bosque húmedo tropical de Costa Rica luego de un aprovechamiento

forestal que en promedio consistió en la extracción de 4 individuos por ha. Los tratamientos fueron: aprovechamiento forestal (tres parcelas), refinamiento y liberación de individuos para futura cosecha (tres parcelas) y eliminación del dosel medio e inferior (tres parcelas). Los resultados mostraron que luego del aprovechamiento, el bosque bajo aprovechamiento presentó un incremento estadísticamente significativo en el N por ha (504 en 1990 y 1993 y 533 en 1996), el cual difiere en gran medida con el de los tratamientos silviculturales aplicados en donde se presentan tendencias similares (Liberación 483 en 1990, 393 en 1993 y 418 en 1996; dosel protector: 495 en 1990, 420 en 1993 y 428 en 1996). En cuanto a G su reducción fue menor en las parcelas bajo eliminación del dosel medio e inferior, sin embargo en el tratamiento de liberación el G de las especies maderables comerciales luego de 6 años se incrementó en $0,9 \text{ m}^2 \text{ ha}$. Las clases diamétricas entre 10-20 y 20-30 cm de DAP tuvieron altas tasas de mortalidad en el tratamiento de liberación (tasa de mortalidad superiores al 2,5%), e individuos con $\text{DAP} \geq 70$ cm se vieron más afectadas con el tratamiento de dosel protector (tasa de mortalidad superior al 2%).

Ochoa (1998) en un análisis preliminar de los efectos del aprovechamiento forestal en la composición y estructura de bosques en Guayana venezolana, menciona que las actividades implícitas en los métodos de extracción selectiva (principalmente la tumba de árboles, el acarreo mecanizado de trozas y la construcción de infraestructuras), generan una serie de efectos sobre la fracción del estrato arbóreo que conforma el potencial de regeneración del bosque. El cambio de uso del suelo asociado con la construcción de infraestructuras constituyó un factor adicional que incrementó aún más los daños causados a la masa forestal.

Jackson *et al.* (2000) en una evaluación de los disturbios y daños causados al bosque residual durante el aprovechamiento selectivo en un bosque tropical de Bolivia, concluyen que las alteraciones causadas por la extracción forestal no tienen impactos adversos en la regeneración y, por consiguiente, este tipo de aprovechamiento no puede afectar las futuras cosechas. Su estudio parte de un aprovechamiento de 4.35 árboles/ha correspondientes a $12.1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de madera, además analizan una serie de prácticas de aprovechamiento de impacto reducido tales como inventarios previos a la corta, planificación de caminos y pistas de arrastre, corta de bejucos y corta dirigida. En este estudio observan que el área alterada y el daño causado al bosque residual es menor a los reportados en otras

operaciones de aprovechamiento forestal en el neotrópico, exceptuando la mayor alteración y los daños causados por pistas de arrastre, y las mayores aperturas del dosel creadas por la corta de árboles.

Sánchez *et al.* (2008) evaluaron la composición florística de la regeneración natural en individuos mayores de 20 cm de altura y menor de 10 cm de DAP antes y después de un aprovechamiento forestal realizado aproximadamente 20 años atrás, con diferentes intensidades de aprovechamiento en Venezuela. En su estudio analizaron la aplicación de tres tratamientos con tumba y extracción de árboles con diferentes diámetros mínimos de corta: mayores de 20, 40 y 60 cm de DAP, distribuidos en 28 parcelas permanentes de regeneración natural de 100 m² distribuidas en dos tipos de hábitats: cerca de pistas de extracción y en áreas sin intervención. Antes del aprovechamiento identificaron 39 especies arbóreas, 36 géneros y 30 familias botánicas de las cuales siete eran pioneras. A los 19 años después del aprovechamiento identificaron 70 especies arbóreas, pertenecientes a 61 géneros y 39 familias botánicas, donde 14 eran pioneras. De sus resultados se puede concluir lo siguiente: dentro de la composición florística, la intervención forestal trajo como consecuencia la apertura de claros de diferentes tamaños. En estos claros, se ha establecido la regeneración de varias especies pioneras que antes del aprovechamiento no se encontraban. Dentro de la diversidad deducen que a medida que aumenta la intensidad del aprovechamiento disminuye la diversidad en la regeneración, y que conforme aumenta el tiempo después del aprovechamiento la diversidad florística es mayor.

Chávez *et al.* (2007) evaluó el manejo policíclico realizado a 12 bosques sometidos a un segundo aprovechamiento propiedad de Tecnoforest del Norte S.A. en Costa Rica. El primer aprovechamiento en dichas unidades de manejo (UM) se realizó desde 1998 hasta 1994 y las segundas cosechas desde el 2003 hasta el 2005. En la primera cosecha se aprovecharon en promedio 5,09 ind ha⁻¹ con un volumen de 22,6 m³ ha⁻¹. Las especies aprovechadas fueron *Carapa guianensis* y *Pentaclethra macroloba*. En la segunda cosecha se extrajeron 3,5 ind ha⁻¹ correspondiente a 20,48 m³ ha⁻¹ y un *G* de 1,98 m² ha⁻¹, siendo la mayoría del volumen extraído de *C. guianensis* y *P. macroloba*. En los planes de manejo para la segunda cosecha, censaron un promedio de 7,27 árboles ha⁻¹, con un volumen de 38,84 m³/ha y *G* de 3,83 m²/ha. Los bosques del estudio eran dominados por *Pentaclethra macroloba* y *Carapa guianensis*. Según sus análisis, concluyen que el bosque recupera el

volumen y G del primer aprovechamiento, además la composición florística del bosque, tanto en la evaluación pre-aprovechamiento como post-aprovechamiento fue similar.

Méndez (2008) evaluó el manejo silvicultural de un bosque húmedo de la región norte de Costa Rica, “La Legua”. Su estudio analizó dicha unidad de manejo 15 años después del primer aprovechamiento. En 1992 existían aproximadamente 286 árboles $\text{ha}^{-1} \geq 10$ cm de DAP y luego del aprovechamiento en 1993 se registró una disminución a 277 árboles ha^{-1} , pero desde 1994 hasta el 2007, se registraron aumentos en la densidad de árboles hasta superar la densidad inicial. Similar comportamiento se registra en el G , que va desde 29.05 m^2/ha en 1992, disminuyendo en 1993 a 27.28 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ y a partir de ese mismo año incrementa y recupera el G inicial en 1995.

Meza y Méndez (2006) en su estudio sobre segundas cosechas para bosques húmedos del norte de Costa Rica, determinaron los periodos donde los bosques recuperan su volumen y densidad a niveles similares al encontrado antes del primer aprovechamiento. En su estudio analizaron los sitios de “la Legua y la Montura”, donde en 1992 se realizó un aprovechamiento mejorado, consistente en la selección y extracción de, en promedio, 3,95 individuos ha^{-1} para San Jorge, 2.48 en La Legua y 6.72 en La Montura. En 1993, un año después del aprovechamiento, aplicaron tratamientos silviculturales (liberación y refinamiento). En su estudio evaluaron el volumen comercial y el N a partir del diámetro mínimo de corta fijado para nuevas intervenciones (60 cm de DAP) durante once años de monitoreo en Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM). En La Legua determinaron que, antes del aprovechamiento, el volumen comercial era de 47,14 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ y nueve años después de 52,83 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, superando al volumen antes del aprovechamiento. En el caso de La Montura el volumen 11 años después de las intervenciones fue de 32,59 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, en comparación con los 30,82 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ del año del aprovechamiento. Con ello concluyen que, a 11 años después del aprovechamiento, es posible encontrar un volumen comercial igual o superior al inicial.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Bedoya, R. 1997. Relación entre la compactación del suelo y el establecimiento de regeneración natural en pistas de extracción en un bosque aprovechado en Bolivia.

- En Seminario Internacional de Capacitación en Investigación Sobre Aprovechamiento Forestal de Impacto Reducido y Manejos de Bosques Naturales. Bolivia.
- Boxman, O; Graaf, N; Hendrison, J; Jonkers, W; Poels, R; Schmidt, P; Tjon Lim Sang, R. 1985. Towards sustained timber production from tropical rain forests in Suriname. Netherlands Journal of Agricultural Science (Netherlands).
- Bull, G; Pulkki, R; W, K; O, S. 2001. Extracción de impacto reducido. ¿Tiene un costo o se paga por sí sola?. Actualidad Forestal Tropical. OIMT. ISSN 1022-632X.
- Centeno, L. 1997. Regeneración Natural de *Astronium Urundeuva* (Allemao) Engl. en Pistas de Extracción y en Bosque Adyacente en el Norte de Concepción, Bolivia. En Seminario Internacional de Capacitación en Investigación Sobre Aprovechamiento Forestal de Impacto Reducido y Manejos de Bosques Naturales. Bolivia.
- Corral, J; Aguirre, O; J, J; Corral, S. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas – México. 217 – 228 p.
- Cushman, SA; McKelvey, KS; Flather, CH; McGarigal, K. 2008. Do forest community types provide a sufficient basis to evaluate biological diversity? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(1):13-17.
- Chain, A. 2009. Factores que influyen en la composición y diversidad de bosques en una red de conectividad ecológica en un paisaje fragmentado mesoamericano. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba - Costa Rica.
- Dauber, E; Fredericksen, T; Peña, M. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214(1-3):294-304.
- DECRETO. N° 34559 2008. Estándares, código de prácticas y manual de procedimientos administrativos para el manejo policíclico de bosques naturales de Costa Rica.:115 p.
- Delgado, D. 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*. p.
- Delgado Rodríguez, 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*.
- FAO-FRA. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe Nacional:80.
- FAO. 2001. El Uso de Computadoras, Programas e Instrumentos Electrónicos en la Planificación y Seguimiento de Planes de Manejo del Bosque Húmedo Tropical - Un Caso en Costa Rica. Roma.

_____. 2008. MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE. Quito – Ecuador.4.

- 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; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2001. Ecosystem-level Forest Biodiversity and Sustainability Assessments for Forest Management. *Criteria and indicators for sustainable forest management*:341.
- Fredericksen, T. 1998. Limitaciones del aprovechamiento selectivo de baja intensidad para el manejo forestal sostenible en el tropico. Documento Técnico. USAID/Bolivia.
- Fredericksen, T. 2000. Aprovechamiento forestal y conservación de los bosques tropicales en Bolivia. Documento Técnico 95.
- Fredericksen, T; Putz, F. 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12(7):1445-1453.
- Gadow, K; Sánchez, S; Aguirre, C. 2004. Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques* 10(2):3-16.
- Galvanin, D. 2006. Evaluación de impacto ambiental en concesiones de recursos maderables en el departamento de Madre de Dios - Perú.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Graaf, N; Poels, R; Anderson, A. 1990. Sistema de manejo de los celos: un método policiclico para producción sostenible de arboles en el bosque humedo de sur América]. celos management system: a polycyclic method for sustained timber production in South American rain forest.
- Gullison, R; Hardner, J. 1993. The effects of road design and harvest intensity on forest damage caused by selective logging: empirical results and a simulation model from the Bosque Chimanes, Bolivia. *Forest ecology and management* 59(1-2):1-14.
- Jackson, S; Fredericksen, T; Malcolm, J. 2000. Evaluación de los disturbios y daños causados al bosque residual durante el aprovechamiento por selección en un bosque tropical de Bolivia. Documento Técnico 91.
- Lomolino, M. 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography* 10(1):3-13.
- Luna, H; Sánchez, J. 2008. Evaluación operacional y ambiental del abastecimiento forestal en el Ejido San Pablo, Pueblo Nuevo, Durango. Tesis. Instituto Tecnológico de “El Salto”.
- McGinley, K. 2000. Determinación de un conjunto integrado de principios, criterios, indicadores y verificadores para la evaluación de la sostenibilidad ecológica del

manejo forestal en Costa Rica. Determination of an integrated set of principles, criteria, indicators and verifiers for the evaluation of ecological sustainability of forest management in Costa Rica.

- Méndez, J. 2008. El manejo silvicultural policíclico en bosques húmedos de bajura en la Región Norte de Costa Rica. . Ciudad Quesada: CODEFORSA.
- Meza, V; Méndez, J. 2006. Segundas cosechas bajo un sistema policíclico de manejo para bosques húmedos tropicales. Región Huetar Norte, Costa Rica. Segundo Congreso Latinoamericano IUFRO. La Serena, Chile.
- Meza, V. 2008. Evaluación de la eficiencia económica y la integridad ecológica para dos tipos de bosques húmedos intervenidos bajo manejo forestal con diferentes intensidades de cosecha en la Región Norte y Atlántica de Costa Rica. Tesis de Mag. Sc. Turrialba, CR.
- Montagnini, F; Campos, J; Cornelius, J; Finegan, B; Guariguata, M; Marmillod, D; Mesén, F; Ugalde, L. 2002. Environmentally-friendly forestry systems in Central America. *Bois et Forêts des Tropiques* 272(2):33–44.
- Morán, M. 2005. Evaluación de la sustentabilidad del manejo forestal comunitario para identificar prioridades de inversión en ejidos de México. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE:195 p.
- Moseley, K; Shaver, PL; Sanchez, H; Bestelmeyer, BT. 2010. Ecological site development: a gentle introduction. *Rangelands* 32(6):16-22.
- Murrieta, E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis Mg Sc CATIE, Turrialba, CR.
- Neave, HM; Norton, TW. 1998. Biological inventory for conservation evaluation:: IV. Composition, distribution and spatial prediction of vegetation assemblages in southern Australia. *Forest ecology and management* 106(2-3):259-281.
- Ochoa, J. 1998. Análisis preliminar de los efectos del aprovechamiento de maderas sobre la composición y estructura de bosques en la Guayana Venezolana. *Interciencia* 23(4):197-207.
- OIMT-IITO. 2005. Status of tropical forest management. Summary report:35.
- Peña, M; Fredericksen, T; Alarcón, A; Blate, G; Choque, U; Leño, C; Licona, J; Mostacedo, B; Pariona, W; Villegas, Z. 2008a. Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256(7):1458-1467.
- Peña, M; Peters, E; Justiniano, M; Bongers, F; Blate, G; Fredericksen, T; Putz, F. 2008b. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255(3-4):1283-1293.

- Perdomo, M; Galloway, G; Louman, B; Finegan, B; Velásquez, S. 2002. Herramientas para la planificación del manejo de bosques a escala de paisaje en el sudeste de Nicaragua. Tools for forest management planning on a landscape scale in the Nicaraguan Southeast. *Revista Forestal Centroamericana (CATIE)*. Abr-Jun 2002.(38).
- Pokorny, B; Sabogal, C; Silva, J; Bernardo, P; Souza, J; Zweede, J. 2005. Compliance with reduced-impact harvesting guidelines by timber enterprises in terra firme forests of the Brazilian Amazon. *International Forestry Review* 7(1):9-20.
- Putz, F; Sist, P; Fredericksen, T; Dykstra, D. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256(7):1427-1433.
- Quirós, D; Gómez, M. 1998. Manejo sustentable de un bosque primario intervenido en la Zona Atlántica Norte de Costa Rica. Análisis financiero. Serie Técnica. Informe Técnico.
- Rice, R; Sugal, C; Ratay, S; da Fonseca, G. 2001. Manejo Forestal Sostenible: Revisión del saber convencional. *Advances in Applied Biodiversity Science*, no. 3. .35.
- Sánchez, D; Arends, E; Villarreal, A; Serrano, J. 2008. Composición florística de la regeneración natural en áreas de aprovechamiento forestal, Estación Experimental Caparo, Barinas-Venezuela.
- Sesnie, SE; Finegan, B; Gessler, PE; Thessler, S; Bendana, ZR; Smith, AMS. 2010. The multispectral separability of Costa Rican rainforest types with support vector machines and Random Forest decision trees. *International Journal of Remote Sensing* 31(11):2885-2909.
- Sist, P; Sheil, D; Kartawinata, K; Priyadi, H. 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management* 179(1-3):415-427.
- Snook, L. 1996. Catastrophic disturbance, logging and the ecology of mahogany (*Swietenia macrophylla* King): grounds for listing a major tropical timber species in CITES. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122(1):35-46.
- Stork, N; Boyle, T; Dale, V; Eeley, H; Finegan, B; Lawes, N; Manokeran, N; Prabhu, R; Soberon, J. 1997. Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: conservation of biodiversity. Center for International Forestry Research. CIFOR. Bogor - Indonesia, Center for International Forestry Research. p.
- Wadsworth, F; Zweede, J. 2006. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. *Forest Ecology and Management* 233(1):45-51.
- Zelaya, S. 2008. Planificación e implementación del manejo forestal al nivel operacional en Centro America. Compendio técnico de los planes de manejo forestal en Centro America (Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras,

Nicaragua y Panama). Estudio de caso. Documento de Trabajo sobre Ordenacion Forestal (FAO) - Roma.

ARTICULO 1. Identificación y caracterización de tipos de bosques en la región Huetar Norte de Costa Rica a través del análisis de datos de inventarios forestales

1 INTRODUCCION

El manejo y conservación de los bosques tropicales es un tema que, desde décadas, ocupa la atención de la comunidad científica internacional y de actores alrededor del mundo involucrados en la gestión de recursos forestales (Bengtsson *et al.* 2000; Neumann y Starlinger 2001; Kuuluvainen 2002; Banda *et al.* 2006; Liira *et al.* 2007). La preocupación por la conservación de los bosques, en general, gira en torno a su importancia fundamental para la sociedad, y los impactos que las actividades humanas provocan en ella, conduciendo como resultado a una disminución de los recursos forestales (Coomes y Barham 2001; Banda *et al.* 2006; Maguire *et al.* 2007).

El cambio de uso de los bosques a tierras agrícolas, los incendios forestales no controlados, la extracción no sostenible de productos forestales maderables y no maderables, el pastoreo en el sotobosque y la caza no controlada, son las principales causas de degradación de los bosques, la perturbación del hábitat y la pérdida de biodiversidad (Ramírez *et al.* 2001; Reyers 2004). Las perturbaciones creadas por estas actividades influyen en la dinámica del bosque y comunidades vegetales, tanto a escala local como regional (Sumina 1994; Hubbell *et al.* 1999; Lichstein *et al.* 2004; Maguire *et al.* 2007), además es evidente que el impacto se enfoca principalmente a las especies económicamente importantes (Luoga *et al.* 2004; Maguire *et al.* 2007).

Ante la actual problemática, investigadores y tomadores de decisiones centran sus esfuerzos en consolidar una estrategia que permita una gestión sostenible de los bosques mediante programas integrados de conservación y desarrollo (Primack 1993; Bruner *et al.* 2001; Brearley *et al.* 2004; Borgerhoff y Coppolillo 2005; Banda *et al.* 2006). Lo anterior implica tener conocimiento acerca de los ecosistemas que están siendo intervenidos, sus valores de producción y conservación, y la forma que responden a la perturbación. La identificación y caracterización de tipos de bosques forma parte de la línea base de conocimiento de la cual el manejador parte para definir su estrategia de intervención.

En este sentido una caracterización sencilla de las comunidades vegetales en cuanto a su composición, estructura y diversidad de especies, juega un papel crucial para la posterior toma de decisiones sobre los usos potenciales a los cuales pueden ser sujetos los bosques en zonas productivas (Utterera *et al.* 2000; Finegan *et al.* 2001; Ramos y Finegan 2006). A escalas espaciales grandes, la tipificación de bosques constituye una herramienta importante para la planificación y ejecución del manejo forestal y la conservación de la biodiversidad (Finegan *et al.* 2001; Ramos y Finegan 2006; Sesnie *et al.* 2010). No obstante, se reconoce que los conocimientos sobre la composición florística de los bosques tropicales son aún pobres y que limitan la posibilidad de generalizar patrones de diversidad (Utterera *et al.* 2000; Berry *et al.* 2002).

En Costa Rica, trabajos realizados durante los últimos 10 años han permitido identificar y caracterizar una serie de tipos de bosques, principalmente en la Región Huetar Norte (Gallo 1999; Ramos 2004; Murrieta 2006; Sesnie 2006; Chain 2009; Sesnie *et al.* 2010). Sin embargo, debido a la complejidad y heterogeneidad de factores, tanto florísticos como ambientales, asociados a dichos ecosistemas (Gadow *et al.* 2004; Liira *et al.* 2007), faltan más investigaciones para abarcar una mayoría de la comunidades que potencialmente podrían existir. La importancia de una clasificación exhaustiva de la vegetación, permitiría una mejor planificación de sitios tanto para la conservación como para el manejo (Gallego 2002; Bonifaz 2003; Sesnie *et al.* 2010; Doblado 2011).

Información florística detallada de bosques *in situ*, a escalas espaciales amplias, conlleva un gran despliegue de recursos humanos y económicos, que normalmente se encuentran fuera del alcance de proyectos de investigación. Una forma de tener acceso a datos útiles para la tipificación y caracterización de bosques es recopilando la información que se genera de los dispositivos de muestreo para la planificación del manejo forestal, como es el caso de los inventarios forestales. En el presente estudio se analizó información de inventarios forestales y planes de manejo realizados por FUNDECOR y CODEFORSA, entre los años 1988 y 2000 en 34 unidades de manejo en la Zona Huetar Norte, correspondientes a un área total de 2862.64 ha. Se identificaron y caracterizaron tipos de bosques, en términos de su composición, estructura y diversidad de especies y se evaluaron sus potenciales productivos.

Este estudio, como otros realizados a escalas locales y de paisaje (Gallo 1999; Perdomo *et al.* 2002; Bonifaz 2003; Serrano 2003; Ramos 2004; Murrieta 2006; Sesnie 2006; Chain 2009; Sesnie *et al.* 2010; Pérez 2000), se suma a los esfuerzos por determinar las características de los ecosistemas, su distribución, y la relación de estos con variables ecológicas y geográficas. Se pretende establecer la importancia de los ecosistemas forestales tropicales en el mantenimiento de la biodiversidad y aportar elementos para la priorización de zonas para la planificación del manejo de bosques y territorios.

Los objetivos de este estudio son: i) identificar y caracterizar tipos de bosques en la zona Huetar Norte de Costa Rica de acuerdo a información contenida en inventarios forestales; ii) establecer la relación entre los tipos de bosque identificados y factores climáticos y geográficos.

Hipótesis del estudio:

i) En los bosques de la Zona Norte de Costa Rica existen tipos de bosques claramente identificados, con distintos valores de producción y conservación. Esto a partir del análisis de datos de inventarios forestales; ii) Los tipos de bosques identificados se distribuyen de acuerdo a factores climáticos y geográficos.

2 MATERIALES Y METODOS

2.1 AREA DE ESTUDIO

El trabajo se desarrolló con información de inventarios forestales en bosques húmedos tropicales de tierras bajas del norte de Costa Rica donde FUNDECOR y CODEFORSA, brindan asistencia técnica a propietarios de bosques en diferentes actividades encaminadas al manejo y conservación de las áreas boscosas.

Los bosques se hallan dentro de las zonas de vida bosque húmedo (bh-T) y muy húmedo tropical (bmh-T) según el sistema de (Holdridge 2000); y se encuentran dentro de un rango altitudinal de 70 y 1500 msnm, con temperaturas medias anuales de 21 a 27,5 ° C y precipitaciones medias anuales entre 2500 y 4000 mm. (Sabogal *et al.* 1991; Quirós y Finegan 1994; Quiros y Finegan 1998).

Bajo este contexto, se seleccionaron 34 unidades de manejo forestal (UMF) donde CODEFORSA y FUNDECOR han liderado las operaciones de aprovechamiento de madera (Figura 1). Del total de unidades de manejo, cuatro son administrados por CODEFORSA y las restantes por FUNDECOR.

El estudio comprende aproximadamente un área total de 2862.64 ha, de las cuales 2009.84 ha corresponden a áreas efectivas donde tuvieron lugar uno e incluso dos aprovechamientos de madera. La primera intervención se llevó a cabo entre los años 1991 y 2000 y se hizo de acuerdo a las leyes vigentes en esa época, la Ley Forestal 7032 del 2 de mayo de 1986, la No.7174 de 28 de junio de 1990 y la 7575 del 2 de abril de 1996.

Durante los años 80's y 90's, se realizó en estos bosques un inventario forestal con el cual se elaboró el primer plan de manejo para aprovechamiento de madera. Para propósitos de este estudio, se trabajó con la información correspondiente a este primer inventario

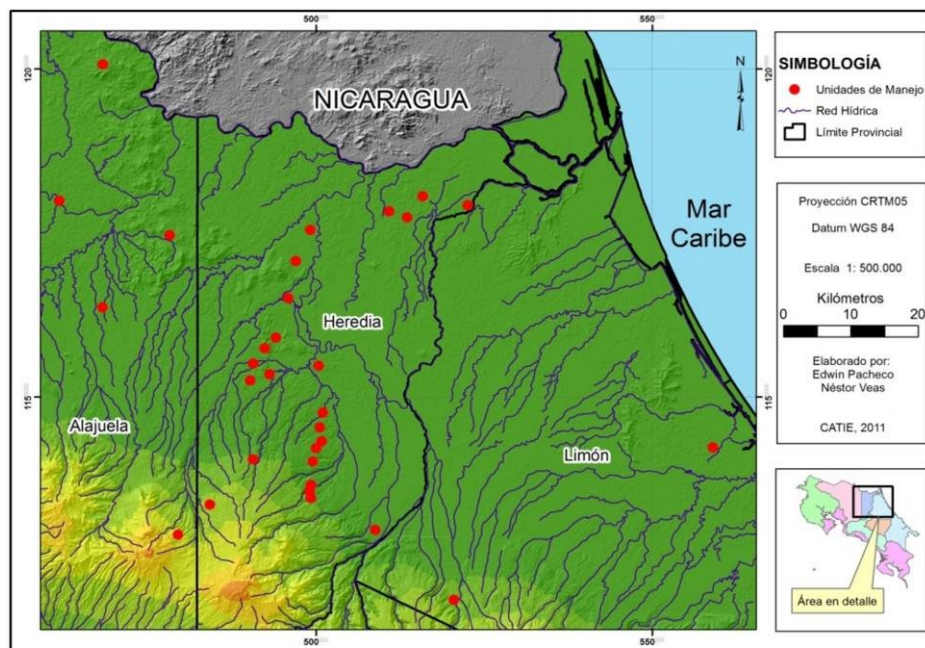


Figura 1. Distribución de las unidades de manejo en la región norte atlántica del país

2.2 RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN DE BOSQUES

Se recopiló información de un total de 494 parcelas de inventario forestal, de 0,3 ha (100 m x 30 m), correspondientes a un área de muestreo de 148.2 ha. Las parcelas se encuentran distribuidas en 34 unidades de manejo forestal (UMF). Los bosques en estudio

son por lo general unidades pequeñas que van desde 17 hasta 350 ha pertenecientes a propietarios privados. Los datos analizados en esta investigación se obtuvieron a partir de a) expedientes administrativos que detallan el historial del bosque, b) planes de manejo y c) bases de datos digitales de los inventarios en las UMF. Toda esta información fue proporcionada por técnicos responsables del manejo de datos de FUNDECOR y CODEFORSA, información suficiente para establecer las características de los sitios antes del aprovechamiento.

- **Inventarios Forestales**

Los inventarios constituyen parte de los requisitos mínimos para la planificación del manejo forestal ya que a partir de sus resultados se define de manera cuantitativa y cualitativa el potencial forestal del bosque (Pinelo 2004). En Costa Rica los inventarios durante los años 80's e inicios de los 90's se realizaban de acuerdo a lo especificado en las leyes 7032 del 2 de mayo de 1986, la No.7174 de 28 de junio de 1990 y la 7575 del 2 de abril de 1996. Donde según el artículo 55 (Ley 7032). Estos eran -y son- un requisito ineludible en los planes de manejo forestal y se llevaban a cabo de la siguiente manera:

Primeramente se conformaban equipos de trabajo de un mínimo de tres personas (un técnico y dos baqueanos), los cuales cumplían la función de apertura de picas, ubicación de sitios para la instalación de la unidad experimental, instalación de la parcela propiamente dicha, limpieza y marcación de los árboles e incluso la identificación a nivel de nombre común de las especies registradas en las parcelas. De acuerdo al nivel de experiencia del técnico encargado de la toma de datos y elaboración del plan de manejo, la nomenclatura a nivel de nombres científicos estaba dada por identificaciones *in situ* y la correspondencia de nombres comunes (dados por los baqueanos) a nombres científicos se realizaba en gabinete mediante revisión bibliográfica.

La información contenida en los primeros inventarios refiere a todo individuo de árbol -comercial y no comercial- mayor a 30 cm de dap, los cuales eran identificados en su mayoría a nivel de nombre común, tanto para especies comerciales y no comerciales. La Información cuantitativa utilizada dentro del presente estudio corresponde a: nombre común, nombre científico, DAP, altura total y comercial, *G* y volumen. En algunos casos se obtuvo información respecto a calidad de fuste (parte de la observación del individuo y

se estima de acuerdo a escalas simples que evidencian si un fuste tiene buena forma desde el punto de vista comercial o si existen daños o torceduras), entre otras.

Dentro del estudio, los datos de inventario de la primera cosecha, en su mayoría, se obtuvieron de documentos impresos, mediante la revisión de expedientes y planes de manejo, situación en la cual fue necesario digitalizar los datos a un medio electrónico. El rescate de esta información se realizó por medio de un escaneo de imágenes, digitalizadas posteriormente con los “software” Lightroom 3.3 y ABBYY Finereader CorpE PL que facilitaron obtener la información en hojas electrónicas como Excel para los análisis.

2.3 ESTANDARIZACIÓN DE DATOS

Una vez recopilada la información de inventarios en las UM, los datos con los que se trabajó fueron sujetos a una revisión exhaustiva de las variables con el fin de obtener una base de datos consistente, con información confiable y bajo un mismo tipo de medida o descripción. En total se logró reunir 11055 registros de árboles de las 494 parcelas de inventario correspondientes a 34 unidades de manejo.

La estandarización de las bases de datos fue fundamental dentro del estudio. Un primer paso fue colocar la información bajo un solo formato (XLSX), ya que los formatos en los cuales se encontró la información fue variable, teniéndose archivos de tipo DAT, XLS, QW1, WB1, WB2, WB3, BNL, TXT, etc. Bajo un solo formato se asegura un uso eficiente de los datos y una mayor confiabilidad en los resultados dentro del análisis.

Con el fin de consolidar una base de datos actualizada que facilite el cumplimiento de los objetivos de la presente investigación, el proceso de estandarización consistió en una homogenización, verificación y validación exhaustiva de los mismos. Referente a la homogenización, esta consistió en la unificación de las bases de datos de inventarios en un lenguaje común, donde se tengan nombres de códigos únicos que albergan una misma unidad de variables (por ejemplo el nombre de las especies y las unidades de medición). Esta homogenización se realizó para los casos donde se observó nombres o códigos distintos para una misma variable y cuando la organización de los datos fue diferente (por ejemplo la organización de las variables dentro de las bases). Dentro del proceso de verificación y validación de la información se procedió a detectar inconsistencias en los datos, por ejemplo en el caso de nombres mal escritos o que tenían una escritura o

caracteres diferentes como: “magna larga” en lugar de “manga larga”, o en el caso de algunas mediciones, las cuales aparecían por debajo de 30 cm (cuando en el inventario constaba que las mediciones fueron tomadas en individuos mayores a 30 cm de DAP). Una vez identificadas las inconsistencias se realizó un proceso de corrección con apoyo de literatura y consultas a personal técnico con conocimiento en temas de taxonomía y clasificación de especies (por ejemplo con respecto a gremios ecológicos y aspectos de comercialización de maderas), entre otros.

2.3.1 Estandarización relacionada a la clasificación taxonómica y su codificación

La estandarización relacionada a la clasificación taxonómica comenzó con un proceso de detección y corrección de inconsistencias, debidas a una escritura incorrecta de nombres científicos y comunes. Ejemplos de tales casos son: *Prottium* en vez de *Protium*; Anona de Montana en vez de Anona de Montaña, *Brossimun alicastrum* por *Brosimum alicastrum*; *Dendropanax arboreum* por *Dendropanax arboreus*; *Geothalsia meintha* por *Goethalsia meiantha*, etc. Una vez depurada de esta forma la base de datos se procedió a desarrollar una lista única de especies.

Por tratarse de inventarios forestales realizados hace más de 15 años, el trabajo de identificación taxonómica no era muy riguroso. Para individuos mayores a 30 cm de DAP, los técnicos y baquianos encargados de los inventarios tenían un conocimiento bastante aceptable de la identidad de las especies comerciales, y no tanto de las no comerciales. Las especies comerciales eran identificadas en los inventarios a nivel de nombre científico, en tanto los nombres de las no comerciales eran dados principalmente a nivel de nombre común. Lo que se hacía normalmente era hacer corresponder los nombres comunes de las especies comerciales identificados en los inventarios (p.e. cedro macho) con los nombres científicos que aparecían en listados en publicaciones (p.e. *Cedrela odorata*), dejándose el nombre común de las especies no comerciales tal cual. Esta situación llevó a que una mayoría de los inventarios consultados mostraran una combinación de nombres científicos y comunes, mientras algunos pocos presentaban sólo el nombre común de los individuos.

Reconociendo este hecho se tuvo que realizar un esfuerzo importante en consolidar una lista única de especies a nivel de nombre científico y nombre común, para aquellos casos donde no fue posible establecer su identidad taxonómica.

Este proceso fue clave para el trabajo posterior de identificación de tipos de bosques y se realizó con el apoyo de personal de FUNDECOR y CODEFORSA, como Andrés Sanchun Hernández, Carlos Porras Salazar, Harold Víquez, Randall Vásquez García, Gilbert Solano; los parataxónomos de CODEFORSA Nicolás Guzmán Gonzáles y Mateo Oporta Reyes, entre otros. En el caso de la depuración taxonómica el MSc. Andrés Sanchún, profesional de FUNDECOR tuvo un papel preponderante. A. Sanchún es encargado de la identificación botánica de especies en inventarios y parcelas permanentes de medición y cuenta con más de 12 años de experiencia como dendrólogo en bosques de la zona norte del país y su conocimiento de la vegetación es bastante reconocido. También fueron consultadas publicaciones en medios electrónicos y físicos como: (Zamora 1993; Zamora y Pennington 2001; Zamora y Penninigton 2001 ; Zamora *et al.* 2003) e información por medios web como <http://www.tropicos.org>, <http://sura.ots.ac.cr/local/florula3/index.htm>, <http://inbio.ac.cr>, <http://darnis.inbio.ac.cr>.

Características de las especies, como sus rangos de distribución geográfica (por ejemplo altitudinal), tamaños (DAP) y requerimientos biofísicos (suelos, drenajes etc.) fueron de gran utilidad para definir la identidad taxonómica para el caso de muchos nombres comunes de inventarios. El Msc. Andrés Sanchún lideró el proceso de consolidación de la lista única de especies, el cual se realizó de acuerdo a los siguientes procedimientos:

- **Inventarios con nombres científicos asignados**

Cuando en los inventarios aparecían nombres científicos la depuración se realizó siguiendo los siguientes pasos:

- i) Si era una especie muy conocida, en general por técnicos y baquianos, y la distribución geográfica de la especie coincidía con la zona de estudio, se dejaba el mismo nombre. Por ejemplo: *Pentaclethra macroloba*, *Carapa guianensis*, *Dipteryx panamensis*, *Minuartia guianensis*, *Qualea paraensis*, *Laetia procera*, *Vochysia ferruginea*.

- ii) Si el nombre científico asignado no es propio de la zona, y no existe certeza de que otra especie del mismo género pudiera tomar su lugar, se dejaba únicamente el nombre del género. Ejemplos de aquello están: Manilkara zapota reportada para la zona del Pacífico a la cual fue manejada como la morfoespecie *Manilkara* sp; *Brosimum utile* por *Brosimum* sp, entre otras.
- iii) Si la especie que aparece en el inventario no se distribuye en la zona de estudio, pero se tiene certeza que se trata de otra especie relacionada por su nombre común, se coloca el nombre de esta segunda especie. Por ejemplo, al ceibo en Costa Rica se le denomina como *Ceiba pentandra* en la zonas de la región norte-atlántica y como *Pseudobombax septenatum* en la zona del Pacífico. Por tanto, en este estudio los registros con el nombre de *P. septenatum* fueron cambiados a *C. pentandra*. Otros ejemplos de este caso se destacan: *Inga coruscans* por *I. alba*, *Cordia nitida* por *C. bicolor*, *Cedrela fissilis* por *C. odorata*.

Para todos estos casos, los nombres científicos, fueron revisados en cuanto a su escritura utilizando la página del Missouri Botanical Garden (<http://tropicos.org/>) y fueron codificados uniendo las primeras cuatro letras del género y las primeras dos letras de la especie. Ejemplo: *Laetia procera* (LAETPR), *Brosimum* sp (BROSSP).

- **Nombres comunes de correspondencia conocida a nombre científico.**

Existen especies a nivel de nombre común bastantes conocidas en la zona norte por propietarios de bosques, técnicos, asistentes de campo y baquianos, y donde la posibilidad de cometer errores en una asignación de nombres científicos es mínima. Ejemplo son gavilán (*Pentaclethra macroloba*), caobilla (*Carapa guianensis*), cedro macho (*Cedrela odorata*), Manú (*Minuartia guianensis*), Almendro (*Dipteryx panamensis*), Areno (*Qualea polycroma*), manga larga (*Laetia procera*). Para tales casos la correspondencia a nombres científicos se hizo a través de revisión bibliográfica (Zamora 1993; Zamora y Pennington 2001; Zamora y Pennington 2001 ; Flores y Obando 2003; Zamora *et al.* 2003) además de consultas a Andrés Sanchún de FUNDECOR y personal de CODEFORSA. La codificación de estas especies se realizó de la misma forma que en el caso anterior.

- **Nombres comunes conocidos con correspondencia a nombre científico para dos o más especies. Aplicación de criterios ecológicos para asignación de nombre científico: distribución geográfica y tamaños**

Para algunos nombres comunes que pudieran ser aplicados a dos o más especies es posible determinar una única identidad taxonómica partiendo del conocimiento de la ecología de tales especies, por ejemplo en el caso de sus rangos de distribución geográfica y sus tamaños de DAP, característico de cada especie (arbórea o arbustiva). Por ejemplo, en la zona norte de Costa Rica el nombre “tabacón” suele asignarse a individuos de dos especies de la familia OCHNACEAE, *Cespedesia macrophylla* y *Grias cauliflora* (LECYTHIDACEAE). Estas especies, no obstante, crecen en diferentes rangos altitudinales. *Cespedesia macrophylla* crece principalmente en sitios a elevaciones superiores a 300 msnm y *Grias cauliflora* en tierras más bajas. De este modo, para aquellos individuos nombrados “tabacón” en los inventarios se les asignó el nombre de *C. macrophylla* o *G. cauliflora* dependiendo de la elevación sobre el nivel del mar en que estuviera colocada la parcela de inventario.

Para el caso de asignación de nombre científico de acuerdo al tamaño de las especies se tiene el siguiente ejemplo: el nombre común “papayo” está asociado a las especies *Jacaratia dolichaula*, *Jacaratia* sp. y *Jacaratia spinosa*. Sin embargo, *J. spinosa*, es la única especie que crece en diámetros superiores a 30 cm. Así mismo, la especie “cafecillo” se registró en los inventarios como *Faramea occidentalis* (RUBIACEAE) sin embargo esta especie es por lo general un arbusto que raramente alcanza los 30 cm de DAP y en la zona este nombre común se relaciona también con *Ferdinandusa panamensis* (RUBIACEAE) que es un árbol que fácilmente sobrepasa los 30 cm de DAP y los 20 m de altura. Este proceso fue realizado para las especies de nombre común que aparecen en el cuadro 1.

Cuadro 1. Correspondencia de nombres comunes y científicos de acuerdo a criterios ecológicos y geográficos

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO ASIGNADO DE ACUERDO A SU RANGO ALTITUDINAL Y GEOGRÁFICO DE DISTRIBUCIÓN Y TAMAÑO	
<i>Tabacón</i>	<i>Cespedesia macrophylla</i> (≥ 300 msnm)	<i>Grias cauliflora</i> (≤ 300 msnm)
<i>Espino blanco</i>	<i>Macrohasseltia macroterantha</i> (≥ 600 msnm)	<i>Homalium racemosum</i> (≤ 500 msnm)
<i>Guácimo molenillo</i>	<i>Quararibea ochrocalyx</i> (zonas drenadas)	<i>Quararibea bracteolosa</i> (zonas inundadas)
<i>Ajillo</i>	<i>Balizia elegans</i> (≥ 300 msnm)	<i>Abarema macradenia</i> (≤ 300 msnm)
<i>Yos</i>	<i>Manilkara zapota</i> (Pacífico)	<i>Sapium Sp.</i> (Caribe)
<i>Cafecillo</i>	<i>Faramea occidentalis</i> (≤ 30 cm DAP)	<i>Ferdinandusa panamensis</i> (≥ 30 cm DAP)
<i>Costilla de Danto</i>	<i>Swartzia cubensis</i> (Pacífico)	<i>Lecointea amazónica</i> (caribe)
<i>Papayo</i>	<i>Jacaratia dolichaula</i> (≤ 30 cm DAP)	<i>Jacaratia spinosa</i> (≥ 30 cm DAP)

- **Nombres comunes que contienen complejos de especies**

Algunos de los nombres comunes que aparecen en inventarios forestales pueden albergar varios nombres científicos a nivel de especie, e incluso a nivel de géneros dentro de una misma familia.

Estos nombres comunes contienen entonces lo que se conoce como “complejos”. Un complejo es un grupo de especies, o géneros de una misma familia, que están contenidos dentro de un mismo nombre común. En el Cuadro 2 se muestran los principales complejos reconocidos en el presente estudio. Como ejemplo se citará el caso del nombre común “anonillo”. La revisión de literatura, más el conocimiento de los técnicos de FUNDECOR CODEFORSA sobre la flora de la zona, indica que podrían encontrarse bajo este nombre un complejo de hasta 18 especies de la familia ANONACEAE, representados por 7 géneros (Cuadro 2). Esta situación hace que se nombre en la base de datos a todos estos individuos como una sola entidad: “anonillo”. Situación similar a esta se tiene con Ira/Aguacatillo/Quizarrá, un complejo de individuos de la familia Lauraceae, y Sapotillo (Sapotaceae). La codificación en estos casos puede tomar dos formas:

- Quando solo es posible agruparlos a nivel de familia. El código se construye considerando todo el nombre de la familia (por ejemplo los individuos de anonillo se nombraron en la base de datos como ANNONACEAE, y los de Ira/Aguacatillo/Quizarrá como LAURACEAE)

ii) Cuando individuos de una misma familia es posible agruparlos a nivel de morfoespecie; siendo esta una entidad taxonómica que se reconoce cómo distinta al resto de individuos, pero que no puede ser asignada a un nombre taxonómico completo. Las morfoespecies se codifican tomándose las primeras cuatro letras del nombre del género (según sean el nivel de identificación alcanzado) más un número consecutivo que denota que son entidades distintas entre sí, por ejemplo *Pouteria* sp. 01 (POUT01), *Pouteria* sp 02 (POUT02), *Guarea* sp 01 (GUAR01), etc.

Algunos complejos se pudieron nombrar con base en el nombre del género. Para estos casos se tienen dos situaciones:

- i) Cuando individuos bajo un mismo género no podían ser ubicados dentro de una especie en particular. En estos casos se asignó el nombre del género únicamente. Este es el caso de “fruta dorada”, un nombre común al cual están asociadas para la zona norte las especies de *Virola guatemalensis*, *Virola koschnyi*, *Virola multiflora*, *Virola sebifera* y *Virola* sp., es decir más de 5 especies; la codificación se realizó asignando las cuatro primeras letras del género y luego colocando “sp”, en este caso la codificación para fruta dorada fue VIROSP;
- ii) Cuando a un conjunto de especies comprendidas en varios géneros era posible agruparlos como morfoespecie, asociándoles un número que los diferencia. Este fenómeno se observó en las especies Ira, Ira rosa, Aguacatillo, Quizarrá y otras de la familia LAURACEAE, la cual muestra gran presencia y diversidad en bosques tropicales y su nivel de clasificación se realizó a nivel de familia, debido a que se trata de un complejo comprendido de 9 géneros y 45 especies aproximadamente. En este sentido la codificación se realizó considerando una diferenciación por nombre común. Por ejemplo: Aguacate (LAUR01), Aguacatillo (LAUR02), Aguacatón (LAUR03), Ira (LAUR05), Quizarrá (LAUR08), etc.

Cuadro 2. Complejos comunes registrados para la Zona Huetar Norte de Costa Rica.

Nombre Común	Familia	Género	Especies	Identificación	Formas de identificación
Anonillo	1	7	18	Familia	ANNONACEAE
Arenillo	1	3	16	Genero	Licania Sp.
Cocora/Ocora/Pocora	1	1	8	Género	Guarea Sp.
Fruta Dorada	1	1	5	Género	Virola Sp.
Guaba/guabillo/guabo colorado	1	1	16	Género	Inga 01, Inga 02
Ira/Aguacatillo/Quizarra/aguacaton	1	9	45	Familia	AUR01, LAUR02
Ojoche/O. Colorado/ojochillo	1	2	7	Genero	Brosimum Sp.
Sangrillo	1	1	4	Genero	Pterocarpus Sp
Sapotillo	1	3	15	Genero	Pouteria Sp,
Targuayugo	1	1	4	Género	Dussia Sp.
Caimito/ Caimito de Montaña	1	1	3	Género	Micropholis Sp.
Alcanfor/canfin	1	1	7	Genero	Protium Sp.
Chaperno	1	1	3	Genero	Lonchocarpus Sp.
Guarumo	1	1	5	Genero	Cecropia Sp.
Zopilote	1	1	2	Genero	Hernandia Sp.
Yos	1	1	3	Genero	Sapium Sp.
Guayabo/Guayabo colorado/Guayabo blanco	1	1	3	Genero	Guettarda Sp.

- **Especies desconocidas**

Dentro de la información recopilada, se encontró registros de individuos (5.81 % del total recopilado) que aparecían como desconocidos, espacios en blanco o nombres comunes que no pudieron ser asociados a una entidad taxonómica en particular, muchos de los cuales eran de muy baja abundancia (menos de 5 registros) como: “pimiento”, “garacho”, “melón”, “pacum”. También hubo casos donde los nombres científicos asignados eran de especies no registradas para la zona y cuya identidad no fue posible asociarla a los niveles taxonómicos de familia y género (Alcornoque, Cativo, Corchillo, entre otros). Todos estos individuos fueron tomados como desconocidos y codificados como DESC.

Otros registros que presentaban un nombre común que no fue posible asignarlo a un nivel taxonómico, pero cuya abundancia fuera mayor a 5 individuos, se les asignó el código de DESC precedido de una numeración consecutiva, reconociéndose la posibilidad que pudieran agrupar una entidad taxonómica particular. Están por ejemplo: campano negro = DESC01, Frijolón = DESC02, naranjo de monte = DESC04, etc.

Finalmente, terminado el proceso de estandarización de la base de datos se construyó una base única y homogénea donde se almacena toda la información reunida del conjunto de 494 parcelas de inventario del estudio.

2.4 VARIABLES AMBIENTALES RELACIONADAS A LOS TIPOS DE BOSQUES

El estudio pretende relacionar la distribución de los tipos de bosques con variables de tipo climática y geográfica. Para este tipo de análisis se utilizó las coordenadas geográficas de 195 parcelas de inventario en las cuales fue posible identificar dicha variable. Con las coordenadas de las parcelas seleccionadas, se procedió a obtener las variables de altitud y clima (temperatura y precipitación) tomadas de capas digitales provenientes de WorldClim, una base digital con información del clima global promedio para el periodo 1950-2000, con una resolución espacial de un kilómetro cuadrado (1km x 1 km; 30 arc-segundos). Esta información puede ser usada para mapear y modelar espacialmente el clima (Hijmans *et al.* 2005a; Hijmans *et al.* 2005b). Para el caso de la temperatura se obtuvieron los datos de temperatura promedio anual y para precipitación, se trabajó con la precipitación media anual.

2.5 ANÁLISIS DE DATOS

2.5.1 Caracterización de tipos de bosques

Se utilizó la metodología propuesta por CATIE (Gallo 1999; Ramos 2004; Murrieta 2006; Sesnie 2006; Chain 2009; Sesnie *et al.* 2010; Doblado 2011) para la identificación y caracterización de tipos de bosques. Esta consiste en el análisis de la composición de árboles ≥ 30 cm de DAP y palmas ≥ 10 cm de DAP evaluada en unidades de muestreo ubicadas en bosques poco perturbados. En el caso de los inventarios forestales analizados no se tiene información de palmas por lo que solo se trabajó con el valor de los arboles medidos a partir de un DAP ≥ 30 cm.

La agrupación de las parcelas en tipos de bosques se realizó a partir de una matriz construida con valores del índice de valor de Importancia (IVI) de cada especie por parcela (McIntosh 1950 citado por Lampretch (1990). Con esta matriz se realizó un análisis de

conglomerados con el método de Ward y como distancia se consideró Bray Curtis (Di Rienzo *et al.* 2010a). Se empleó para esto el software estadístico InfoStat v. 2010 (Di Rienzo *et al.* 2010a). El análisis agrupa las unidades de muestreo con mayor similitud en composición, correspondiendo cada uno de los grupos a los diferentes tipos de bosque identificados. Resultado de este proceso, se ubicaron las parcelas de inventario de acuerdo al cuadro 3.

Cuadro 3. Número de parcelas de inventario por tipo de bosque resultado del análisis de conglomerados y distribución por institución que las administran

INSTITUCION	BOSQUE 1	BOSQUE 2	BOSQUE 3	BOSQUE 4	TOTAL
CODEFORSA	87	0	30	0	117
FUNDECOR	24	23	234	96	377
TOTAL	111	23	264	96	494

Una vez definidos los tipos de bosques se realizó un análisis de similaridad (ANOSIM) del software Qeco (Di Rienzo *et al.* 2010b) que permitió diferenciar estadísticamente los grupos formados. Así mismo, se realizó un análisis de especies indicadoras el cual determinó las especies que caracterizan y/o que más se asocian a los grupos formados mediante valores indicadores (VI) y a su vez nombrar a partir de estas, los tipos de bosques identificados.

2.5.2 Estructura, riqueza y diversidad de especies

Una vez definidos los tipos de bosques (TB), se procedió a calcular para cada una de las parcelas, parámetros estructurales de densidad ($N \text{ ha}^{-1}$) y ($G \text{ ha}^{-1}$) total y por clase diamétrica. Se calculó la riqueza (S) y diversidad de especies medida a través de índices de diversidad de Shanon (H') y Simpson (D) (Magurran 1989). Para los cálculos de riqueza y diversidad de especies, se trabajó con el Software EstimateS 8.2.0. Se elaboraron curvas de rarefacción basada en muestras (parcelas) e individuos (Colwell y Coddington 1994; Gotelli y Colwell 2001) donde se observa como aumenta el número de especies registradas con aumentos en la intensidad de muestreo. La curva basada en individuos se realizó con muestras aleatorizadas de 50 individuos.

Se construyeron curvas de rango abundancia para evaluar la estructura de las comunidades y determinar la presencia de especies dominantes.

Los análisis se realizaron a dos niveles de detalle: a nivel de rodal y grupo de especies (especies comerciales y no comerciales y gremios ecológicos: heliófitas durables y Esciófitas (Sirefor y Sinac 2010). La comparación de los bosques se realizó mediante un análisis de varianza univariado (ANAVA), teniendo como réplicas las parcelas identificadas dentro de cada grupo, y probando los supuestos de homogeneidad de varianzas (mediante la observación de los cuartiles de las medias y realizando gráficos de dispersión con los predichos y residuos del modelo de ANAVA) y de normalidad (gráfico QQplot de los residuos del modelo de ANAVA) del software Infostat (Di Rienzo *et al.* 2010a) para cada uno de las variables a las cuales se aplicó el modelo estadístico.

El modelo general para la comparación de los bosques es el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + B_i + \epsilon_{ij},$$

Dónde: Y_{ij} = variable dependiente o respuesta; μ = media general; B_i = efecto del i -ésimo tipo de bosque y ϵ_{ij} = error experimental.

Para el caso de las especies heliófitas efímeras, no se realizó las comparaciones entre tipos de bosques, debido a la ausencia de datos en las diferentes clases diamétricas incluso en sus valores totales.

2.5.3 Relación de los tipos de bosque con las variables climáticas y geográficas

Con el fin de identificar las variables climáticas y geográficas que están determinando la composición de tipos de bosques en el área de estudio se aplicaron correlaciones de mantel. Estas consisten en correlaciones de matrices de distancias entre la composición de los bosques (variable de respuesta) y los factores ambientales y geográficos (variables explicativas). Las matrices fueron estructuradas de la siguiente forma: la primera con la composición de especies (respuesta) obtenida del cálculo del IVI de las especies por parcela; una segunda correspondiente a los datos de coordenadas geográficas de cada parcela (transformadas a logaritmo), una tercera matriz se construyó a partir de la elevación de cada parcela, la cuarta contenía los valores de precipitación y la última presentaba la temperatura media anual.

La matriz de composición de especies fue transformada a raíz cuadrada y estandarizada para evitar valores atípicos o disminuir el peso de las especies más dominantes. Esta se realizó con el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2010). Las coordenadas geográficas se transformaron a una matriz de distancias entre los pares de parcelas utilizando como medida la distancia Euclídea (Legendre *et al.* 2005), luego la matriz fue transformada a logaritmo de base 10, con la matriz se realizó un análisis de coordenadas principales con matrices de proximidad (PCNM por sus siglas en inglés). La significancia de las pruebas se consiguió a través de permutaciones (999 permutaciones). Para explorar hasta qué distancia espacial las parcelas están correlacionadas según la composición de especies se realizó un análisis de correlaciones de matrices.

3 RESULTADOS

3.1 CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES SEGÚN SU COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

En las 494 parcelas de inventario de 0.3 ha (148.2 ha) se registró un total de 11055 individuos de árboles representados en 61 familias, 148 géneros y 216 especies. El análisis de conglomerados, en combinación con el análisis de especies indicadoras, permitió determinar cuatro agrupaciones florísticas como el mejor resultado de agrupación de las parcelas. El dendrograma (Figura 2) muestra claramente los tipos de bosque establecidos. El Bosque tres agrupó el mayor número de parcelas (264), seguido del Bosque uno (111) y los Bosques dos (23) y cuatro (96 parcelas).

El grupo que muestra mayores diferencias respecto a su composición florística con las demás agrupaciones es el dos ya que esta agrupación se encuentra alejada o distante de las otras, de acuerdo a la distribución en los ejes canónicos resultado del análisis discriminante. El análisis indica que la variación entre las agrupaciones uno, tres y cuatro, no presenta cambios muy drásticos en su composición y límites bien definidos (Fig. 3). Sin embargo, las agrupaciones resultantes del análisis de conglomerados ocupan sectores distintos en el análisis discriminante (Figura 3) con poco traslape entre sí, indicando que es aceptable hablar de cuatro tipos distintos de asociaciones vegetales.

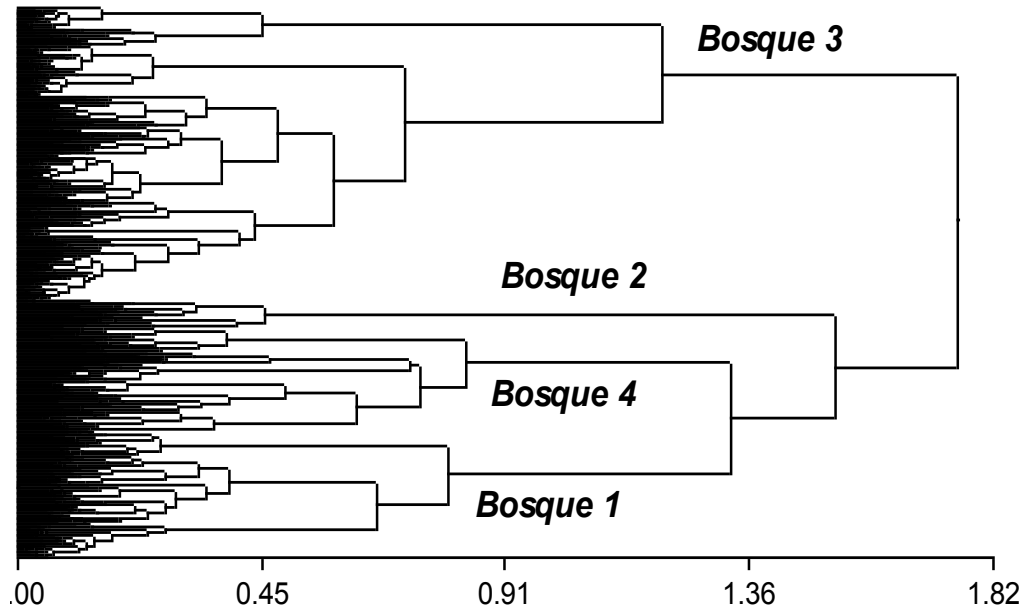


Figura 2. Dendrograma resultante del análisis de conglomerados (método de Ward, distancia Bray-Curtis) para vegetación (árboles ≥ 30 cm de dap) en 494 parcelas

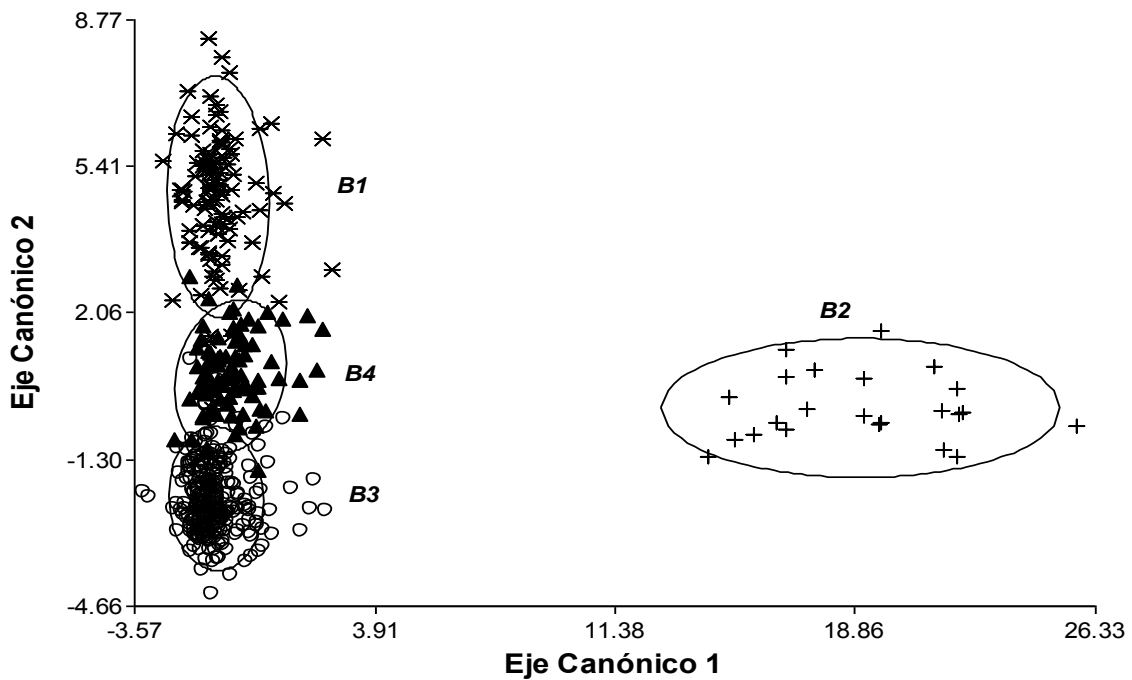


Figura 3. Análisis discriminante de los grupos formados con sus respectivas parcelas

3.2 ESPECIES INDICADORAS POR TIPO DE BOSQUE

Se identificó un total de 92 especies indicadoras ($p < 0.05$) distribuidas en los cuatro tipos de bosque, variando entre 7 y 38 especies por agrupación (Cuadro 5). El rango de

valores indicadores (VI) es entre 0.88 y 0.2. Estas especies, en su mayoría, corresponden a especies heliófitas durables (HD) y Esciófitas (ESC). Se observa además una pequeña mayoría de especies no comerciales frente a las especies comerciales en las formaciones (Cuadro 5).

El análisis de especies indicadoras muestra especies que se encuentran mayormente asociadas a un determinado tipo de bosque. En el Cuadro 4 se consideran las especies con mayor VI y un valor de $p < 0,005$. Para el Bosque 1 se registró un total de 16 especies indicadoras ($p < 0.05$) donde el 81 % corresponde a especies HD y ESC, la mayoría de tipo comercial. En esta agrupación sobresalen: *Qualea polychroma*, *Dialium guianense*, *Vochysia sp.*, *Virola sp.* y *Carapa guianensis*.

Cuadro 4. Diez especies indicadoras más importantes por tipos de bosques

NUM	BOSQUE 1					BOSQUE 2				
	ESPECIES	GREMIO	TIPO	VI	<i>p</i>	ESPECIES	GREMIO	TIPO	VI	<i>p</i>
1	QUALPO	INDT	C	0.53	0.001	WARSUX	HD	C	0.88	0.001
2	DIALGU	ESC	C	0.52	0.001	LAUR05	INDT	NC	0.85	0.001
3	VOCHSP	HD	C	0.5	0.001	GUARSP	ESC	C	0.82	0.001
4	VIROSP	HD	C	0.45	0.008	MICOAR	HE	NC	0.72	0.001
5	CARAGU	ESC	C	0.42	0.038	PTERHA	HD	C	0.72	0.001
6	MANISP	INDT	C	0.42	0.001	TRICSP	HD	C	0.64	0.001
7	TETRPA	ESC	C	0.38	0.011	ANACEX	INDT	C	0.63	0.001
8	BILLCO	ESC	C	0.36	0.004	CAPPPI	HD	NC	0.62	0.001
9	DUSSMA	HD	NC	0.36	0.002	HELOAP	HE	NC	0.61	0.001
10	LAUR07	INDT	C	0.34	0.015	SAPISP	HD	NC	0.61	0.001
NUM	BOSQUE 3					BOSQUE 4				
	ESPECIES	GREMIO	TIPO	VI	<i>p</i>	ESPECIES	GREMIO	TIPO	VI	<i>p</i>
1	PENTMA	ESC	C	0.81	0.001	BROSSP	ESC	NC	0.52	0.001
2	GOETME	HD	C	0.52	0.002	POUTSP	ESC	NC	0.5	0.003
3	GRIACA	HD	NC	0.38	0.015	TAPIGU	HD	C	0.49	0.001
4	LUEHSE	HD	NC	0.37	0.007	INGALE	HD	C	0.48	0.001
5	PTERSP	HD	C	0.33	0.017	INGA01	HD	NC	0.46	0.003
6	DIPTPA	HD	C	0.32	0.043	MINQGU	ESC	C	0.45	0.003
7	QUARAS	HD	C	0.29	0.012	COUMMA	HD	C	0.42	0.001
8						SCLECO	HD	C	0.39	0.006
9						APEIME	HD	NC	0.38	0.048
10						DESC06	INDT	NC	0.38	0.001

INDT: indeterminado

En el Bosque dos se encontraron 32 especies indicadoras ($p < 005$) donde predominan especies HD, seguidas de ESC y pocas heliófitas efímeras (HE), sin embargo la mayoría son especies no comerciales lo que cataloga a esta formación como de menor

potencial para fines de aprovechamiento forestal. Las principales especies en este bosque son: *Warszewiczia uxpanapensis*, *Guarea sp.*, *Miconia argentea* y *Pterocarpus hayesii*.

Para el Bosque 3 se registraron siete especies indicadoras de las cuales *Pentaclethra macroloba*, *Goethalsia meiantha*, *Grias cauliflora* y *Luehea seemannii*, presentan los VI más altos ($p < 0.005$). A pesar de tener especies HD y muy pocas ESC, la mayoría de estas especies son comerciales, lo que da la posibilidad de considerarse zona para manejo. El Bosque 4 presenta un total de 37 especies indicadoras ($p < 0.05$), donde cerca del 80 % son HD y ESC. Al igual que el Bosque de 1, el Bosque 4 muestra un buen grado de conservación, y en él predominan especies no comerciales, entre las principales están: *Brosimum sp.*, *Pouteria sp.*, *Tapirira guianensis*, *Inga leiocalycina*, *Inga sp.* y *Minquartia guianensis*.

Cuadro 5. Gremios ecológicos y grupos comerciales en las especies indicadoras.

VARIABLE	BOSQUE	CATEGORÍAS	Nº ESPECIES	% ESPECIES
GREMIO ECOLÓGICO	1	ESCIÓFITAS	5	31
	1	HELIOFITO DURABLE	8	50
	1	INDETERMINADO	3	19
	2	ESCIÓFITAS	7	22
	2	HELIOFITO DURABLE	13	41
	2	HELIOFITO EFIMERO	4	13
	2	INDETERMINADO	8	25
	3	ESCIÓFITAS	1	14
	3	HELIOFITO DURABLE	6	86
	4	ESCIÓFITAS	12	32
	4	HELIOFITO DURABLE	20	54
	4	HELIOFITO EFIMERO	1	3
	4	INDETERMINADO	4	11
GRUPO COMERCIAL	1	COMERCIAL	13	81
	1	NO COMERCIAL	3	19
	2	COMERCIAL	8	25
	2	NO COMERCIAL	24	75
	3	COMERCIAL	5	71
	3	NO COMERCIAL	2	29
	4	COMERCIAL	14	38
	4	NO COMERCIAL	23	62

3.3 CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUE

El Cuadro 6 muestra los valores del índice de valor de importancia (IVI) de las diez principales especies por tipo de bosque. Las especies con VI altos, coincidieron con las especies de mayor IVI, aunque en orden diferente. Las especies con valores altos de IVI

corresponden en su mayoría a especies HD y ESC, además la mayoría son consideradas de interés comercial (Cuadro 7) lo que sustenta la posibilidad de manejo.

Cuadro 6. Diez especies con mayor porcentaje de IVI por tipo de bosque

BOSQUE	ESPECIE	ar	dr	fr	IVI	%IVI
1	<i>Carapa guianensis</i>	6.095	9.225	6.197	21.518	7.17
1	<i>Vochysia sp.</i>	6.762	7.976	5.634	20.372	6.79
1	<i>Qualea polychroma</i>	6.762	6.723	5.634	19.119	6.37
1	<i>Virola sp.</i>	6.191	5.614	4.225	16.030	5.34
1	<i>Dialium guianense</i>	5.619	5.911	4.507	16.037	5.35
1	<i>Pentaclethra macroloba</i>	4.857	4.726	2.394	11.978	3.99
1	<i>Manilkara sp.</i>	3.143	3.214	3.239	9.596	3.20
1	<i>Billia colombiana</i>	2.857	3.355	2.394	8.607	2.87
1	<i>Sacoglottis trichogyna</i>	2.952	3.237	2.958	9.147	3.05
1	<i>Inga sp.02</i>	3.238	2.450	3.099	8.786	2.93
SUBTOTAL						47.06
OTRAS (80 Sp)						52.94
2	<i>Guarea sp.</i>	20.852	15.882	6.094	42.827	14.28
2	<i>Warszewiczia uxpanapensis</i>	6.223	10.756	4.986	21.965	7.32
2	<i>Pterocarpus hayesii</i>	5.459	6.934	4.986	17.378	5.79
2	<i>Desconocido Desconocido</i>	5.677	5.762	3.601	15.040	5.01
2	<i>Lauraceae sp. 05</i>	5.349	5.883	5.817	17.050	5.68
2	<i>Miconia argentea</i>	4.476	2.933	3.878	11.287	3.76
2	<i>Maranthes panamensis</i>	3.821	3.455	2.216	9.492	3.16
2	<i>Heliocarpus appendiculatus</i>	3.384	3.167	3.047	9.599	3.20
2	<i>Inga sp.</i>	3.384	2.483	3.324	9.192	3.06
2	<i>Sacoglottis trichogyna</i>	2.511	2.986	3.047	8.544	2.85
SUBTOTAL						54.12
OTRAS (53 Sp)						45.88
3	<i>Pentaclethra macroloba</i>	40.822	42.257	11.273	94.352	31.45
3	<i>Goethalsia meiantha</i>	8.049	5.377	3.890	17.316	5.77
3	<i>Desconocido Desconocido</i>	6.442	4.591	6.676	17.709	5.90
3	<i>Carapa guianensis</i>	4.063	6.453	3.802	14.318	4.77
3	<i>Pterocarpus sp.</i>	2.350	3.932	1.547	7.829	2.61
3	<i>Pouteria sp.</i>	2.456	2.159	3.802	8.416	2.81
3	<i>Grias cauliflora</i>	2.547	1.337	1.945	5.829	1.94
3	<i>Luehea seemannii</i>	0.879	2.474	1.636	4.989	1.66
3	<i>Dipteryx panamensis</i>	0.864	2.290	1.945	5.099	1.70
3	<i>Apeiba membranacea</i>	1.258	1.624	2.918	5.800	1.93
SUBTOTAL						60.55
OTRAS (148 Sp)						39.45
4	<i>Pentaclethra macroloba</i>	15.931	17.288	3.759	36.978	12.33
4	<i>Desconocido Desconocido</i>	5.538	4.497	4.887	14.922	4.97
4	<i>Guarea sp.</i>	4.535	4.912	3.609	13.055	4.35
4	<i>Pouteria sp.</i>	3.732	3.609	3.910	11.251	3.75
4	<i>Inga sp.</i>	4.053	2.500	3.158	9.711	3.24
4	<i>Inga leiocalycina</i>	3.451	2.875	1.955	8.280	2.76
4	<i>Carapa guianensis</i>	2.408	3.162	2.481	8.050	2.68
4	<i>Tapirira guianensis</i>	2.649	2.240	2.857	7.745	2.58
4	<i>Couma macrocarpa</i>	2.247	2.482	1.353	6.082	2.03
4	<i>Minuartia guianensis</i>	2.287	2.055	2.632	6.973	2.32
SUBTOTAL						41.02
OTRAS (141 Sp)						58.98

Cuadro 7. Gremios ecológicos y grupos comerciales de las especies con mayor porcentaje de IVI en los tipos de bosques.

VARIABLE	BOSQUE	CATEGORÍAS	Nº ESPECIES	% DE ESPECIES
GREMIO ECOLOGICO	1	ESCIOFITO	5	0.56
	1	HELIOFITO DURABLE	2	0.22
	1	INDETERMINADO	2	0.22
	2	ESCIOFITO	3	0.3
	2	HELIOFITO DURABLE	3	0.3
	2	HELIOFITO EFIMERO	2	0.2
	2	INDETERMINADO	2	0.2
	3	ESCIOFITO	3	0.3
	3	HELIOFITO DURABLE	6	0.6
	3	INDETERMINADO	1	0.1
	4	ESCIOFITO	5	0.5
	4	HELIOFITO DURABLE	4	0.4
	4	INDETERMINADO	1	0.1
	TOTAL	ESCIOFITO	16	0.41
	TOTAL	HELIOFITO DURABLE	15	0.38
	TOTAL	HELIOFITO EFIMERO	2	0.05
TOTAL	INDETERMINADO	6	0.15	
GRUPO COMERCIAL	1	COMERCIALES	10	1
	1	NO COMERCIALES	0	0
	2	COMERCIALES	5	0.5
	2	NO COMERCIALES	5	0.5
	3	COMERCIALES	6	0.6
	3	NO COMERCIALES	4	0.4
	4	COMERCIALES	8	0.8
	4	NO COMERCIALES	2	0.2
	TOTAL	COMERCIALES	28	0.72
	TOTOAL	NO COMERCIALES	11	0.28

De acuerdo al IVI de cada especie y el análisis de especies indicadoras, se logró diferenciar y caracterizar con mayor claridad los tipos de bosques por su composición de especies de acuerdo a las agrupaciones. Estos fueron nombrados de la siguiente forma:

Bosque de Carapa guianensis, Qualea polychroma, Dialium guianense y Vochysia sp. (Bosque 1). En este bosque, la especie con mayor IVI fue *Carapa guianensis*, seguido por especies del género *Vochysia* (*V. alleni* y *V. ferruginea*). Especies que mostraron valores indicadores altos fueron: *Q. polychroma*, *D. guianense* y *Vochysia* sp. También son importantes en este bosque *Manilkara* sp. *Billia columbiana* y *Sacoglottis trichoguina*. Este tipo de bosque podría ser asociado al bosque de identificado por Ramos (2004) como *Bosque de Qualea paraensis, Vochysia ferruginea* y *Couma macrocarpa* donde *D. guianense* igualmente presenta un IVI alto. Así mismo Gallo (1999) identifica un

bosque en el cual se encuentra asociadas las especies *V. ferruginea*, *Q. polychroma* y *D. guianense*.

Bosque de *Guarea* sp, *Warszewiczia uxpanapensis* y *Pterocarpus hayesii*. (Bosque 2). Según el valor de IVI, el complejo de *Guarea*s (*Guarea bullata*, *Guarea glabra*, *Guarea grandifolia*, *Guarea guidonia*, *Guarea kunthiana*, y *Guarea rhopalocarpa*) domina este bosque. También son importantes *Warszewiczia uxpanapensis* y *Pterocarpus hayesii*. Es un bosque donde individuos de la familia Lauraceae (complejo al que corresponden cerca de 9 géneros y 45 especies) son abundantes y donde están asociadas otras especies como *Miconia argentea*, *Pterocarpus hayesii*, *Anacardium excelsum*, *Maranthes panamensis*, *Heliocarpus appendiculatus* y *Sacoglottis trichogyne*. Revisando otros estudios en la zona no se tiene evidencia que este tipo de bosque haya sido identificado antes.

Bosque de *Pentaclethra macroloba*, *Goethalsia meiantha* y *Carapa guianensis* (Bosque 3). Es un bosque altamente dominado por *Pentaclethra macroloba*. Su valor de IVI (31.45 %) y VI (0.81) así lo indican. Asociada a esta especie están *Goethalsia meiantha* y *Carapa guianensis*. También son indicativas de este ecosistema *Luehea seemannii*, *Pterocarpus* sp., *Dipteryx panamensis* y *Quararibea asterolepis*. Los bosques de *Pentaclethra* ya han sido ampliamente descritos en trabajos como Sesnie (2010), Gallo (1999), Ramos y Finegan (2006) para la zona. Son ecosistemas de tierras bajas distribuidos en suelos con diferentes capacidades de drenaje (ultisoles e inceptisoles) y con altas precipitaciones que bordean los 4000 mm, en los cuales coinciden las especies encontradas en esta identificación (*Pterocarpus* sp. *D. panamensis*, *C. guianensis*). Sobre suelos mal drenados es frecuente encontrar un alta dominancia de individuos de *C. guianensis*. Este tipo de agrupación florística a su vez se caracteriza por la presencia de varias especies de palmas, sin embargo en el presente estudio tales especies no se consideraron, debido a la naturaleza de los datos de inventario, los cuales no incluyen la medición de dicha taxa. Según la revisión de otros estudios, es posible que este bosque se encuentre relacionado con el bosque identificado por Gallo (1999) (bosque de *Pentaclethra*, *Carapa* y *Pterocarpus*).

Bosque de *Pentaclethra macroloba*, *Brosimum* sp, y *Tapirira guianensis* (Bosque 4). Al igual que en el bosque de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa*, la especie con

mayor IVI fue *P. macroloba*, aunque su dominancia no es tan marcada. También son importantes especies del complejo *Brosimum* (*B. alicastrum* *B. lactescens*) y del complejo *Pouteria*, al cual pertenecen cerca de 14 especies, principalmente no comerciales. Por último se tiene la especie *Tapirira guianensis* una especie ampliamente distribuida en bosques húmedos de ambas vertientes; en un rango altitudinal de 10 a 1.000 m de altitud. Este bosque se puede relacionar con los bosques identificados por Gallo (1999) (bosque de *P. macroloba* y *V. ferruginea*) en el cual se asocian especies como *T. guianensis*, *Brosimum* sp. y *Pouteria*. En esta formación, además de *Pentaclethra macroloba* son importantes *Guarea* sp., *Pouteria* sp., *Inga* sp., *Inga leiocalycina*, *Couma macrocarpa* y *Minquartia guianensis*.

Dentro de la caracterización de comunidades vegetales, realizada en el presente estudio, se puede constatar su relación con estudios desarrollados en la Zona Huetar Norte, específicamente el de Sesnie et al. (2010), observando tipos de bosques como los de *P. macroloba*, ubicados en zonas bajas y dispersos en la mayoría de la región, así mismo, los bosques de *Carapa*, *Qualea* y *Dialium*, característico de sitios inundados.

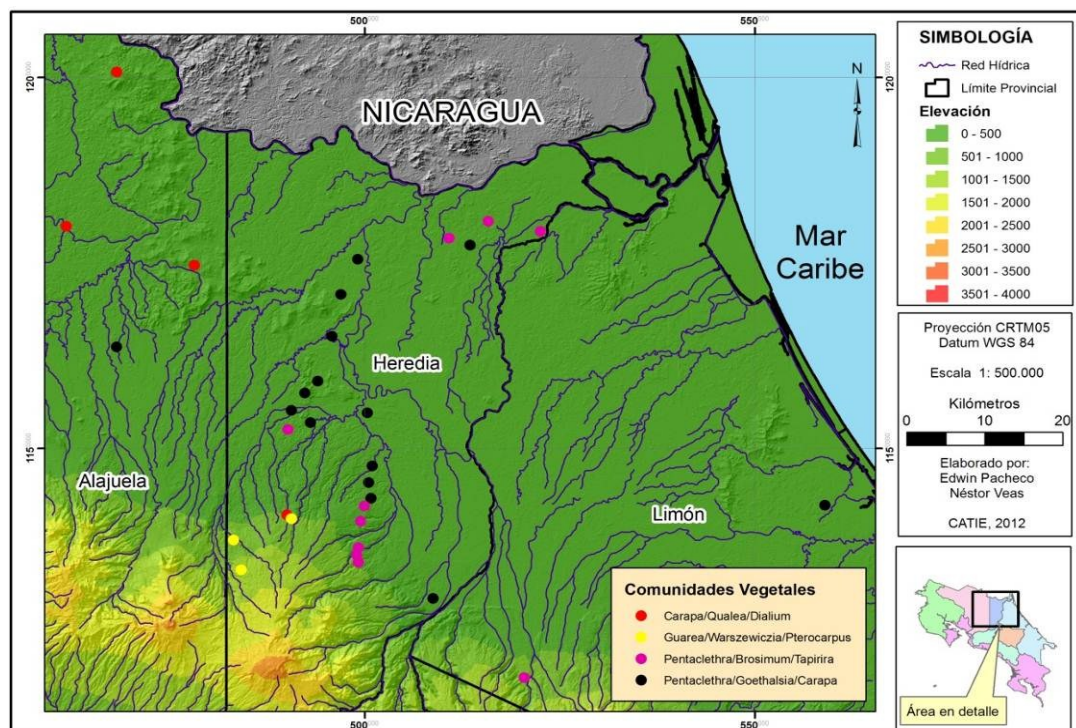
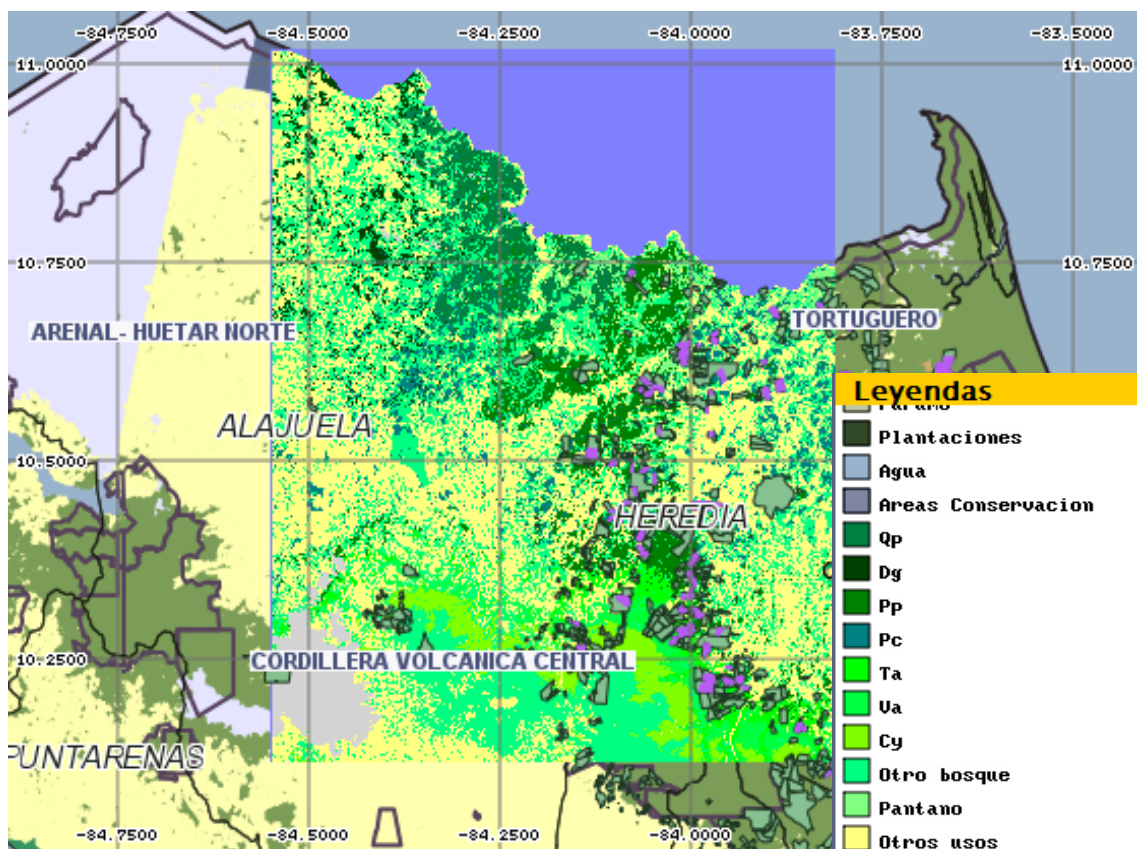


Figura 4. Tipos de bosque identificados en las unidades de manejo en estudio.



Fuente: Sistema de Información de los Recursos Forestales de Costa Rica (SIREFOR)

Figura 5. Tipos de bosque identificados por Sesnie et al. (2010) en la Zona Huetar Norte de Costa Rica: Qp: *Q. polychroma*, *D. panamensis*, *V. ferruginea* y *C. macrocarpa*; Dg: *D. guianense* y *A. membranacea*; Pp: *P. macroloba* + palmas; Pc: *P. macroloba* y *Carapa guianensis*; Ta: *T. guianensis* + palmas; Va: *V. allenii* y *E. precatória*; Cy: *Guarea spp.*, helechos arborescentes

3.4 RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES POR TIPO DE BOSQUE

El número de especies entre tipos de bosques es estadísticamente diferente ($p < 0.0001$) (Cuadro 8). El promedio de especies en parcelas de 0.3 ha es mayor en los bosques dos (15.7 ± 0.88) y cuatro (14.3 ± 0.43). El bosque tres tiene una riqueza de especies intermedia y el uno es el más pobre en especies (6.40 ± 0.40).

Cuadro 8. Riqueza e índices de diversidad por tipo de bosques para un $P \leq 0.05$

ITEM	BOSQUE 1	BOSQUE 2	BOSQUE 3	BOSQUE 4	F	P
RIQUEZA DE ESPECIES	6.40 ± 0.40 c	15.7 ± 0.88 a	8.58 ± 0.26 b	14.3 ± 0.43 a	79.03	<0.0001
SHANNON	1.63 ± 0.04 b	2.39 ± 0.09 a	1.62 ± 0.03 b	2.31 ± 0.05 a	72.84	<0.0001
SIMPSON	0.11 ± 0.01 b	0.11 ± 0.02 b	0.26 ± 0.01 a	0.11 ± 0.01 b	76.26	<0.0001

Las curvas de rarefacción, construidas a partir de parcelas (Figura 7) y agrupamientos de individuos (Figura 8), indican que, para casi cualquier esfuerzo de muestreo, el bosque de cuatro es superior en número de especies registradas al resto. El tres acumula más especies que los bosques uno y dos cuando la curva se basa en muestras, pero cuando es basada en individuos su riqueza es similar al de uno. En cuanto a los bosques uno y dos, si la curva se basa en muestras, el uno acumula más especies que el dos, caso contrario ocurre si la curva se basa en individuos.

El rango o valor de las especies de acuerdo a la abundancia, así como los índices de riqueza y diversidad, permiten diferenciar la compleja estructura de una comunidad vegetal y muestran su utilidad al momento de compararlas. De esta manera la proporción para la especie más abundante se grafica primero, seguida de la siguiente especie más abundante, y así hasta la especie más rara o menos abundante de todas las encontradas en el estudio. Dentro de los resultados, el gráfico de rango-abundancia (Figura 6) para los bosques dos, tres y cuatro, se observó diferencias importantes entre la primera especie más abundante con respecto de la segunda especie. En cambio, en el uno la distribución de las abundancias entre especies fue más equitativa, y la diferencia en los porcentajes de abundancia entre la primera y cuarta especie fue mínima.

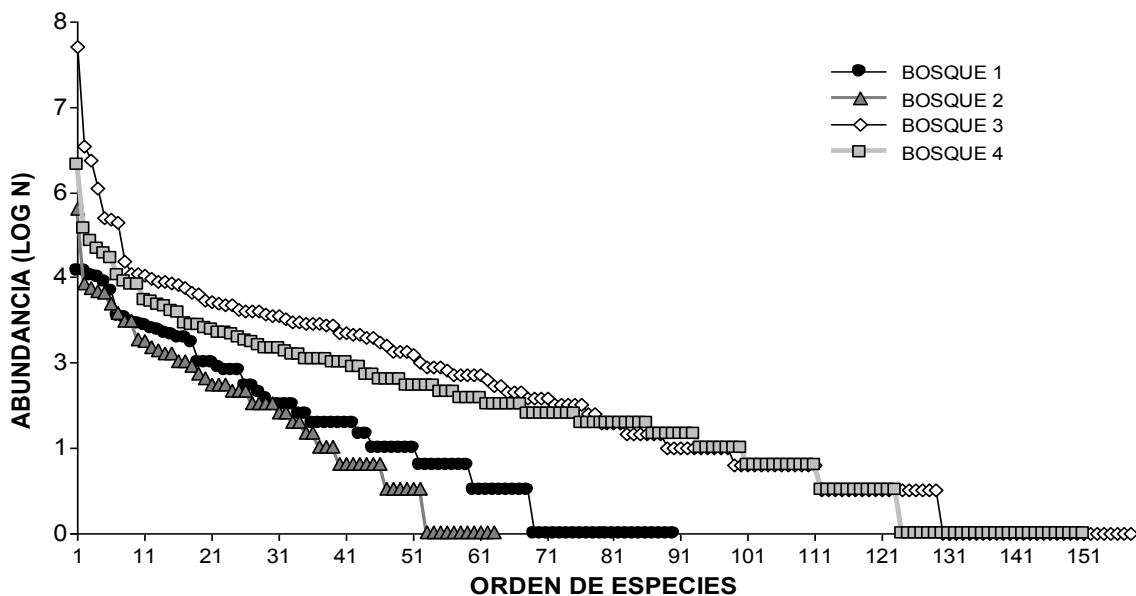


Figura 6. Representación gráfica del rango abundancia por tipo de bosque.

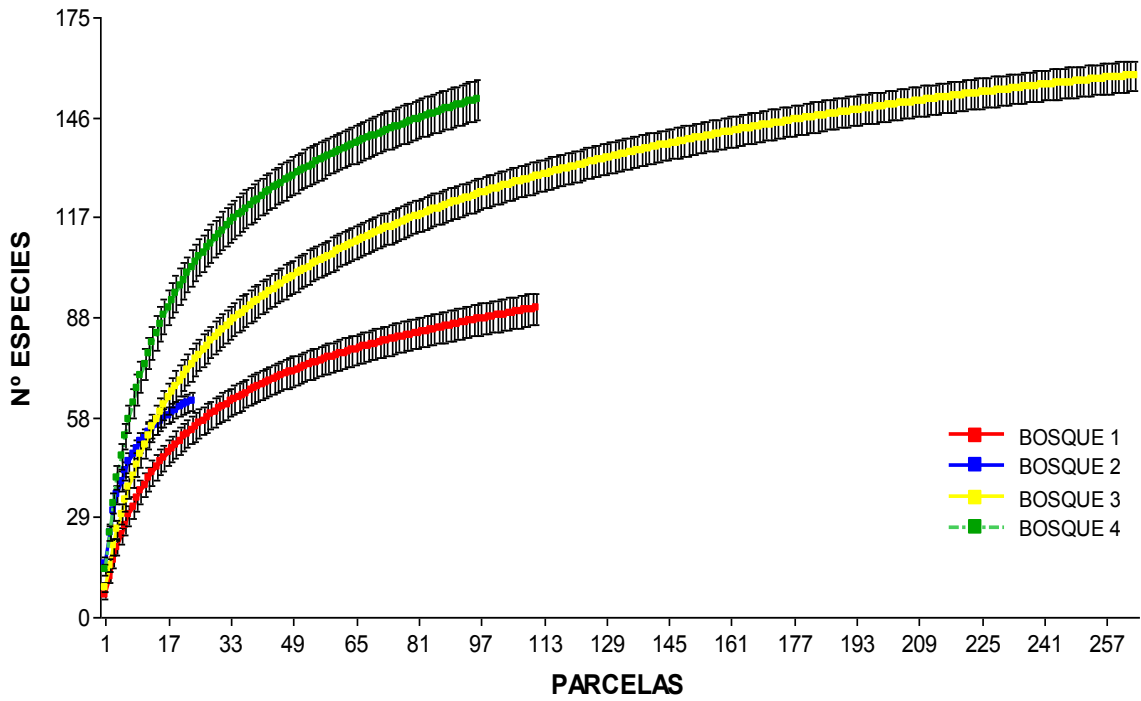


Figura 7. Curva de acumulación de especies de acuerdo al área de muestreo.

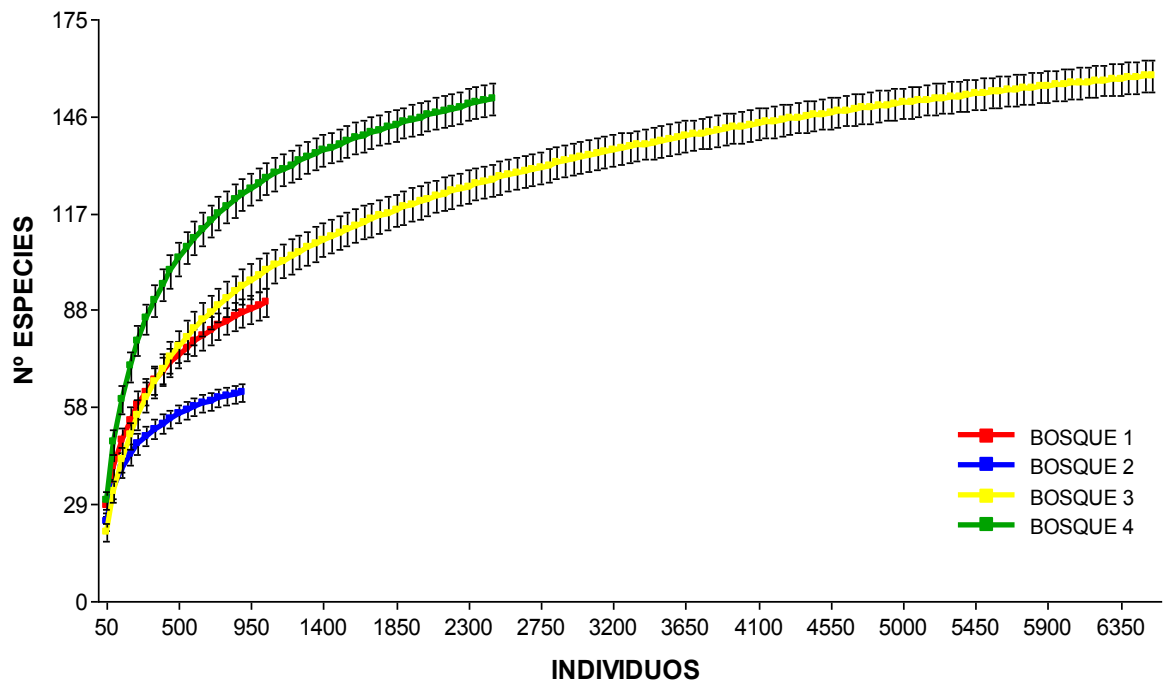


Figura 8. Curva de acumulación de especies en muestras de 50 individuos al azar.

3.5 CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES SEGÚN SU ESTRUCTURA

3.5.1 Número de individuos y área basal total y por clase diamétrica

El ANAVA mostró diferencias entre bosques en cuanto a N y G ($p= 0.0001$) total y por clase diamétrica (Figura 9, Cuadro 8). Sin embargo el bosque de tres y cuatro son bastantes parecidos en cuanto a N y G . El bosque dos presenta una abundancia ha^{-1} promedio mayor comparado con el resto de bosques. Respecto a las clases diamétricas, el bosque de tres y cuatro tienden a tener valores similares de abundancia, a excepción de la clase diamétrica 30-39 (DAP), donde se observan diferencias entre estas dos comunidades vegetales. El uno tiene los menores valores N y G .

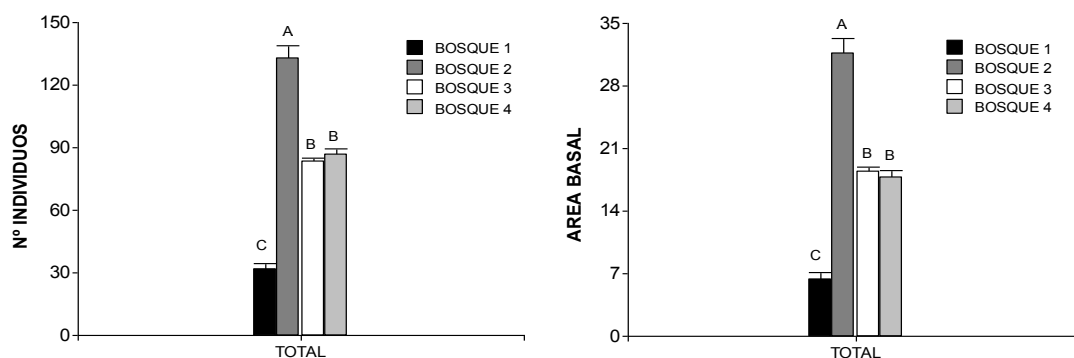


Figura 9. Distribución de N y G total ha^{-1} por tipo de bosque.

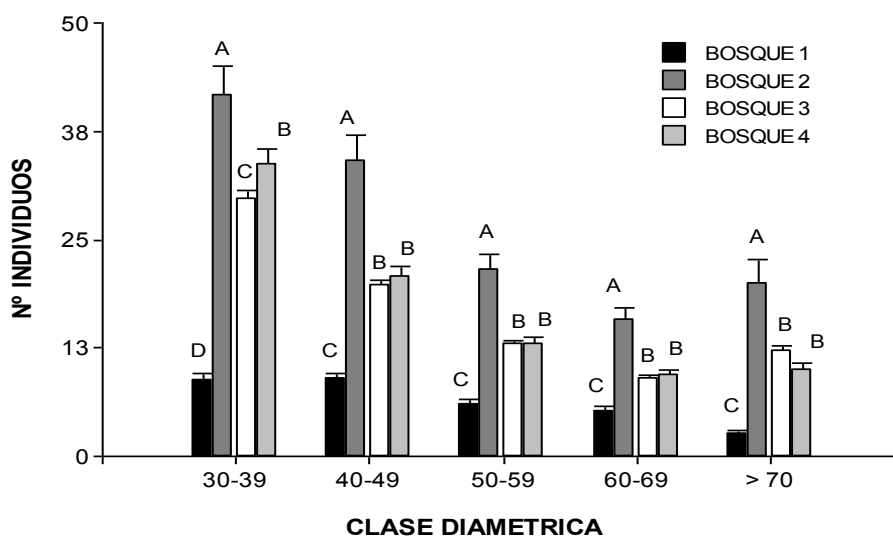


Figura 10. Distribución de N ha^{-1} en clases diamétricas por tipo de bosque.

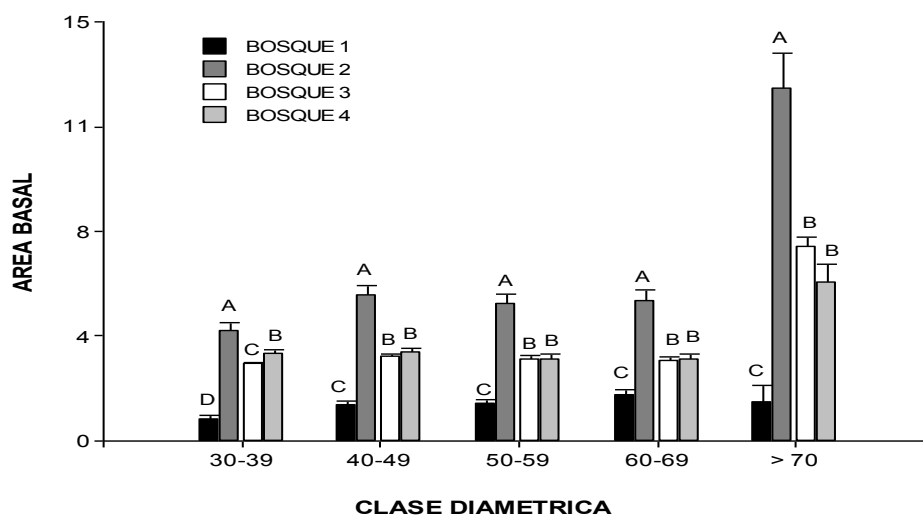


Figura 11. Distribución de $G \text{ ha}^{-1}$ en clases diamétricas por tipo de bosque.

Cuadro 9. Análisis de varianza para N y $G \text{ ha}^{-1}$ por clases diamétricas totales en los diferentes tipos de bosques.

INDIVIDUOS ($N \text{ ha}^{-1}$)						
CLASE	BOSQUE 1	BOSQUE 2	BOSQUE 3	BOSQUE 4	F	p
30-39	8.68 ± 1.52 d	41.59 ± 3.33 a	29.67 ± 0.98 c	33.72 ± 1.63 b	62.76	<0.0001
40-49	8.91 ± 0.99 c	34.07 ± 2.17 a	19.66 ± 0.64 b	20.66 ± 1.06 b	50.66	<0.0001
50-59	6.06 ± 0.73 c	21.44 ± 1.61 a	12.89 ± 0.48 b	12.88 ± 0.79 b	34.66	<0.0001
60-69	5.22 ± 0.62 c	15.79 ± 1.36 a	9.00 ± 0.40 b	9.34 ± 0.67 b	19.98	<0.0001
> 70	2.63 ± 0.92 c	19.83 ± 2.03 a	12.06 ± 0.60 b	9.91 ± 0.99 b	32.89	<0.0001
TOTAL	31.53 ± 2.72 c	132.76 ± 5.98 a	83.30 ± 1.77 b	86.53 ± 2.93 b	128.48	<0.0001
AREA BASAL ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)						
30-39	0.77 ± 0.14 d	3.94 ± 0.3 a	2.73 ± 0.09 c	3.1 ± 0.15 b	67.45	<0.0001
40-49	1.26 ± 0.15 c	5.21 ± 0.34 a	2.99 ± 0.1 b	3.14 ± 0.16 b	53.06	<0.0001
50-59	1.31 ± 0.17 c	4.91 ± 0.37 a	2.93 ± 0.11 b	2.91 ± 0.18 b	36.12	<0.0001
60-69	1.65 ± 0.2 c	4.99 ± 0.43 a	2.87 ± 0.13 b	2.92 ± 0.21 b	19.94	<0.0001
> 70	1.39 ± 0.58 c	12.6 ± 1.28 a	6.92 ± 0.38 b	5.68 ± 0.63 b	31.35	<0.0001
TOTAL	6.38 ± 0.77 c	31.65 ± 1.69 a	18.45 ± 0.5 b	17.75 ± 0.83 b	90.29	<0.0001

3.5.2 Número de individuos y área basal por gremios ecológicos

Dentro de los análisis de varianza en los dos grupos ecológicos principales, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para las especies HD y ESC. El bosque cuatro tiene un porcentaje de $N \text{ ha}^{-1}$ de HD estadísticamente superior ($p = 000.1$) frente al resto de agrupaciones. La proporción de HD para este bosque es de (41.62 ± 1.95) , seguidos por los bosques uno (39.74 ± 1.82) y dos (36.48 ± 3.99) , los cuales no muestran

diferencias entre ellos. El bosque tres presenta los valores mas bajos dentro de este gremio (33.39 ± 1.18) el cual difiere de los bosques uno y cuatro.

Los ANAVAS correspondientes al porcentaje de N de las especies esciófitas (ESC) entre tipos de bosques muestran diferencias significativas ($p = 0.0001$). El bosques tres y cuatro presentan los mayores valores para este gremio (56.48 ± 1.27 y 42.82 ± 2.10 respectivamente); el bosque uno y cuatro no muestran diferencias y difieren del bosque de dos y tres que contiene la menor proporción de individuos en este gremio (29.95 ± 4.30).

El análisis de G de los gremios por tipo de bosque mantiene el mismo patrón que el que muestra la abundancia (Figura 12), siendo los bosques dos y cuatro donde más dominan las HD (43.19 ± 4.23 y 42.76 ± 2.07 respectivamente) y para las ESC el bosque tres muestra los valores mas altos (58.87 ± 1.35).

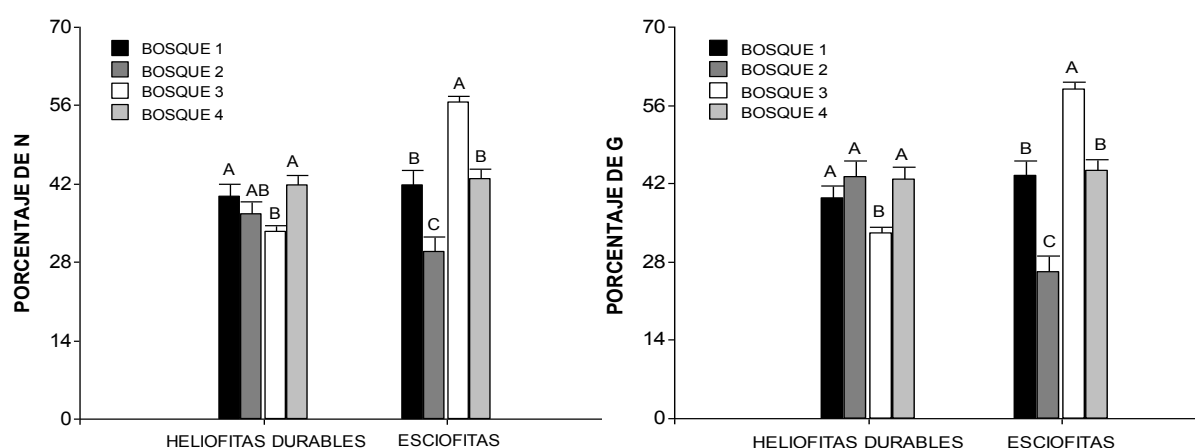


Figura 12. Distribución del porcentaje de N y G ha^{-1} en gremios ecológicos.

3.5.3 Número de individuos y área basal por grupos comerciales

Los principales grupos comerciales que clasifican a las forestales especies en Costa Rica corresponden a: especies comerciales y no comerciales. Dentro de las especies comerciales, el Bosque de dos contiene el mayor N total ha^{-1} seguido del bosque tres y cuatro respectivamente (Figura 13). El bosque uno cuenta con los menores valores para esta variable. En el caso de las especies no comerciales, se observa un patrón similar con la diferencia que el bosque cuatro es la segunda mejor agrupación seguida del bosque tres. En el caso de G , se observa el mismo comportamiento respecto a N tanto para las especies comerciales como no comerciales.

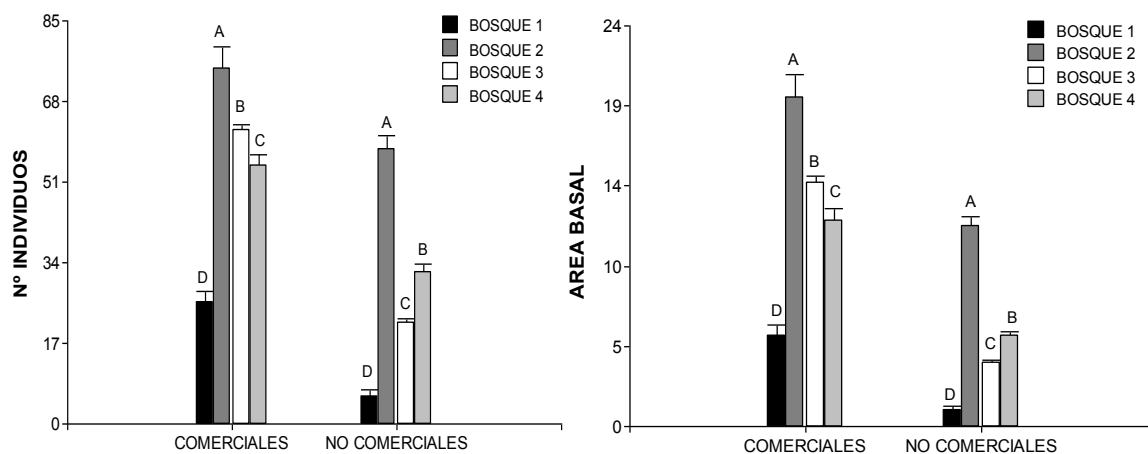


Figura 13. Comparaciones entre tipos de bosques para número de individuos y área basal total ha^{-1} para las especies comerciales y no comerciales.

El ANAVA de la estructura horizontal, mostró diferencias estadísticas significativas en todas las clases diamétricas tanto en el N como en G (Figura 14) en las especies no comerciales. En el caso del N y G de las especies comerciales, el ANAVA mostró diferencias significativas en los cuatro tipos de bosque para los individuos mayores a 60 cm de DAP, donde el bosque dos presenta una mayor cantidad de N y G . Los bosques dos, tres y cuatro no mostraron diferencias significativas para la clase 30 – 39 mientras que en el resto de clases si se observan diferencias. Los valores específicos ilustrados en la figura se presentan en el anexo 9.

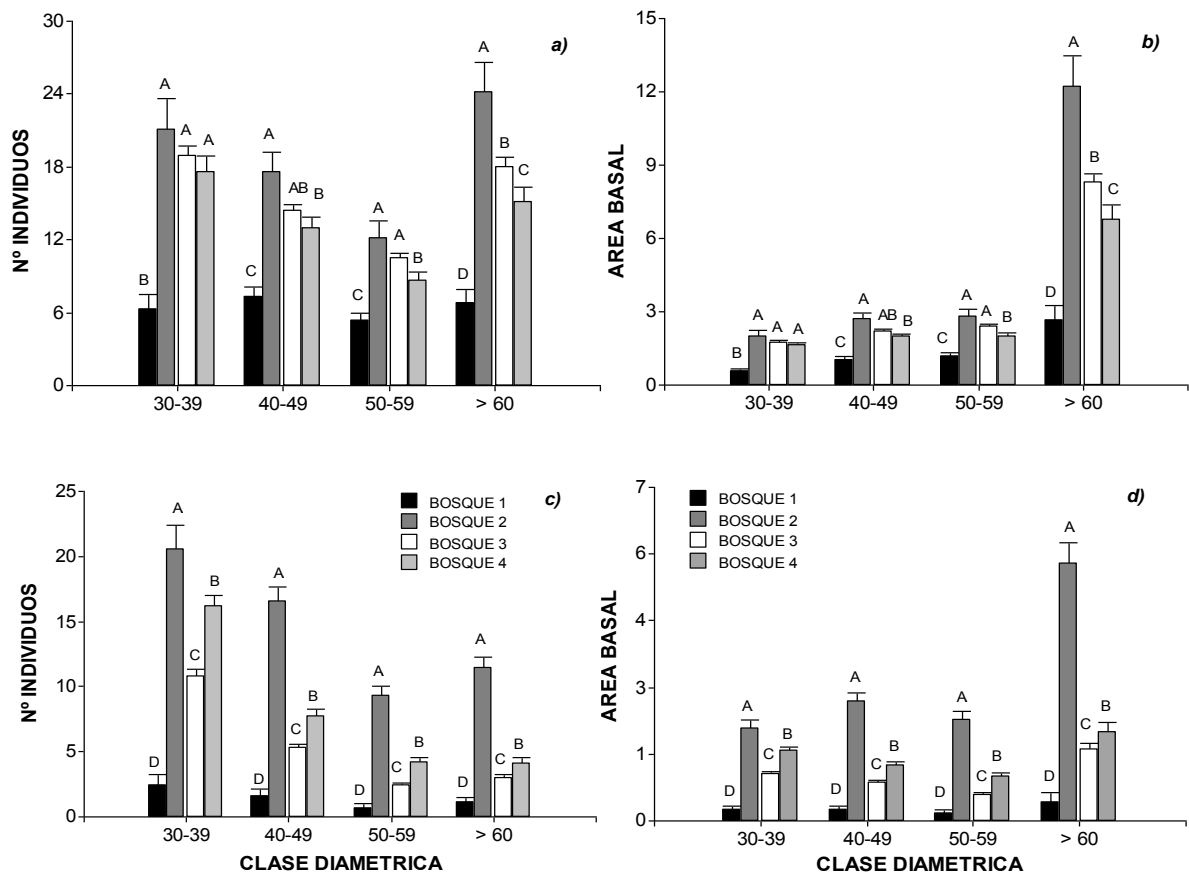


Figura 14. N y $G \text{ ha}^{-1}$ por clase diamétrica en especies comerciales: a) y b); y especies no comerciales: c) y d)

3.5.4 RELACIÓN TIPO DE BOSQUE Y VARIABLES AMBIENTALES Y GEOGRÁFICAS

Las correlaciones simples de Mantel mostraron relaciones significativas ($p < 0.05$) entre la composición florística y las variables de elevación, precipitación y la distancia geográfica. La temperatura no mostró relación significativa (Cuadro 10). Estos resultados conllevan a la deducción de que a medida que aumenta la elevación, precipitación y distancia geográfica, el recambio de especies es mayor. Estas relaciones han sido demostradas en otros estudios como (Chain 2009; Sesnie *et al.* 2010; Doblado 2011). La distancia geográfica fue el factor mejor correlacionado con la composición de los tipos de bosques (Cuadro 10). Esta misma variable, combinada con la elevación y precipitación, muestran correlación con la composición florística, lo que conlleva a pensar que la similitud florística entre parcelas, decrezca conforme se incrementa la distancia geográfica. Esto podría indicarnos que el recambio de especies puede estar influenciado

por el ambiente y la limitación a la dispersión (teorías de ensamblaje de comunidad y de nicho)

Cuadro 10. Coeficientes de correlación lineal entre matrices ambientales y geográficas y su relación con la composición florística

Variables	r	p
Composición	1.000	****
Distancia geográfica	0.380	0.0010
Elevación	0.270	<0.0001
Precipitación	0.190	<0.0001
Temperatura	0.110	0.0120

El correlograma de Mantel indica una autocorrelación espacial entre pares de parcelas con respecto a la composición florística. El recambio de especies a lo largo de la distancia geográfica decrece, las parcelas a distancia no mayores de 3700 metros son florísticamente similares. A medida que la distancia entre pares de parcela aumenta la composición florística es distinta (Figura 15). A distancias mayores de 3700 m hasta los 19000, se observan correlaciones negativas entre pares de parcelas. Sin embargo las diferencias encontradas de acuerdo a la distancia geográfica posiblemente pueden estar influenciadas con otros factores ambientales como elevación, precipitación y otros factores ecológicos determinantes de la composición. Las clases de distancia donde no hay ninguna relación responden a una poca evidencia de parcelas (Fig.13).

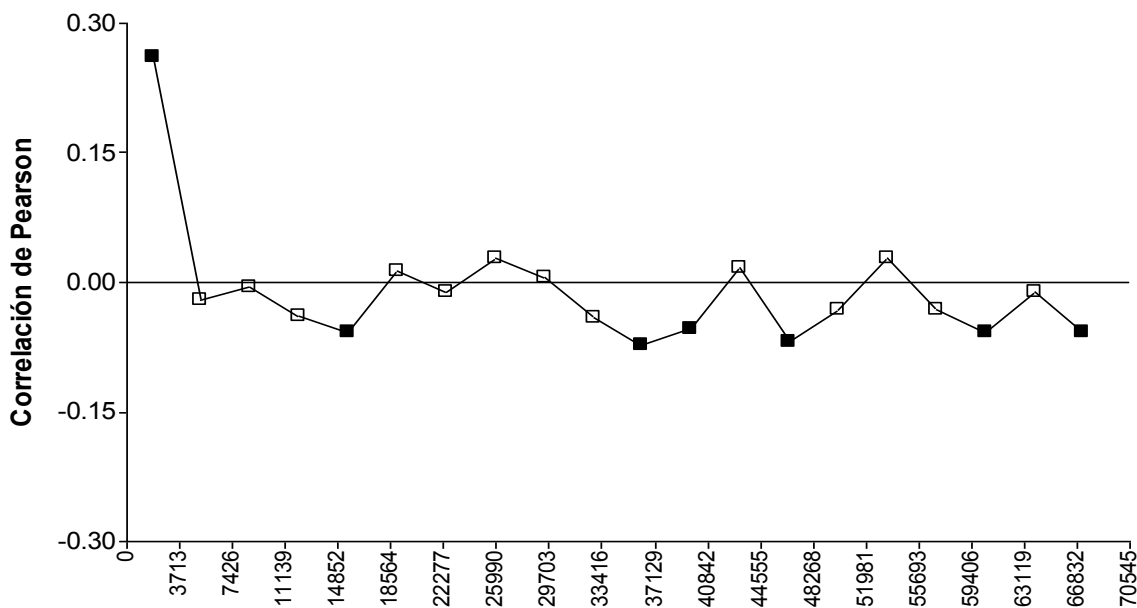


Figura 15. Correlograma de Pearson relacionando la distancia geográfica con los tipos de bosques. Los puntos negros, de la serie corresponden a correlaciones significativas ($p < 0.05$), y puntos transparentes corresponden a correlaciones no significativas.

4 DISCUSIONES

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN POR TIPOS DE BOSQUE

El análisis de conglomerados diferenció cuatro tipos de bosque y estos fueron confirmados por el análisis de similitud y especies indicadoras. El Análisis de Especies Indicadoras de Dufrene y Legendre (1997, citado por McCune y Grace 2002), demostró dar resultados efectivos, sí consideramos lo señalado por Finegan *et al.* (2001a) del uso de especies comunes o dominantes para una caracterización sencilla. Asimismo, se observó especies, que aun no siendo comunes, son particulares a un tipo de bosque. Esta investigación muestra resultados claros y reafirma la relevancia de los análisis multivariados –conglomerados y especies indicadoras– para distinguir tipos de asociaciones vegetales (Gallo 1999; Louman 2001; Ramos 2004; Sesnie *et al.* 2010).

Los tipos de bosque identificados en este estudio se asemejan a descripciones de otras investigaciones realizadas en la Zona Norte del país. Un primer acercamiento fue realizado por (Gallo 1999), quien hizo una clasificación para la región Norte Central y Caribe del país. Su trabajo se basó en el análisis de parcelas de inventario utilizadas para la elaboración de planes de manejo. Estudios como estos, realizados a lo largo de la última década, han enriquecido los conocimientos sobre los tipos de comunidades en la región norte y caribe del país. (Ramos y Finegan 2006) por ejemplo, realizó una caracterización de la vegetación en paisajes fragmentados del noreste de Costa Rica y diferenció tres tipos de bosques; (Murrieta *et al.* 2007) caracterizó la vegetación de bosques secundarios en el corredor biológico Volcánica Central Talamanca y determinó cinco tipos de bosques. Así mismo, (Sesnie *et al.* 2010) analizaron la vegetación en el paisaje del corredor San Juan La Selva (CBSLS), ubicado en el noreste del país, e identificó 7 tipos de bosques de acuerdo a los IVI. Otro caso interesante es el estudio de (Chain 2009) quien relacionó la composición de bosques con factores ambientales y climáticos del CBSLS.

En la presente investigación, el bosque de *Carapa*, *Qualea* y *Dialium*, muestra similitud con los bosques descritos por varios autores, entre ellos Gallo (1999), Ramos y Finegan (2006) y Sesnie *et al.* (2010). La distribución de los bosques detallados por estos autores, permite inferir sobre este tipo de bosque, caracterizado por una escasa presencia

de *P. macroloba*. Gallo (1999) identifica un bosque dominado por la especie *D. guianense* y esta especie presenta un VI alto dentro de este estudio. Así mismo, Ramos y Finegan (2006) identifica el boque *Qualea* y *Vochysia* dentro de una agrupación, que en cierta medida podría corresponder a este tipo de bosque. Sesnie (2006) también identifica una agrupación donde dominan las especies *Qualea paraensis*, *D. guianensis* y *Dipteryx panamensis*.

El bosque de *Guarea*, *Warszewiczia* y *Pterocarpus* identificado en este estudio se caracteriza por la ausencia de individuos de la especie *P. macroloba*, y por la alta dominancia de individuos del complejo de *Guareas* (*Guarea bullata*, *Guarea glabra*, *Guarea grandifolia*, *Guarea guidonia*, *Guarea kunthiana*, y *Guarea Rhopalocarpa*) y por el grupo de lauráceas. Además, *Warszewiczia uxpanapensis* se presenta como otra de las especies que caracterizan a este tipo de bosque.

En el caso del bosque de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa*, Gallo (1999) identifica bosques similares dominados por *P. macroloba* (35% del IVI) distribuidos desde la parte meridional hacia el sur del Corredor San Juan La Selva, y asociados a *Carapa guianensis*, *Apeiba membranacea* y *Goethalsia meiantha*. También Ramos y Finegan (2006) en una de sus clasificaciones describe un bosque dominado por *P. macroloba* y palmas, sin embargo, tanto para el estudio de Gallo (1999) como el presente, no se consideraron las palmas por tratarse de información proveniente de inventarios.

Sesnie *et al.* (2010) clasifica a los bosques de tierras bajas del noreste de Costa Rica bajo dos esquemas: dominados por *P. macroloba* y palmas y donde existe muy poca presencia de *P. macroloba*, esto como resultado del incremento altitudinal. *P. macroloba* domina zonas de bajura.

En el bosque de *Pentaclethra*, *Brosimum* y *Tapirira*, muestra semejanzas con el bosque identificado por Sesnie *et al.* (2010) donde predominan palmas y las especies *T. guianensis*, *Dendrobangia boliviana* y *Carapa guianensis*. Dentro del estudio de Ramos y Finegan (2006), este bosque posiblemente se puede relacionar con el bosque de *P. macroloba*, *C. guianensis* y *A. membranaceae*, ya que dentro de esta clasificación aparecen especies de *Brosimum* que crecen asociadas. Chain (2009) relaciona a *Brosimum* con dos

asociaciones: directamente con *Tetragastris panamensis*, *Iriartea deltoidea* y *Anacardium excelsum* (en este caso específica a la especie *Brosimum utile*).

Los resultados de la investigación, al compararse con otros estudios, permite inferir claramente la presencia de por lo menos cuatro tipos de bosques en la zona noreste de Costa Rica. En los cuales la principal diferencia se observó entre bosques con y sin *P. macroloba*.

Las diferencias encontradas entre los bosques en cuanto a los valores de riqueza y diversidad, coincide con el estudio de (Ramos y Finegan 2006; Murrieta *et al.* 2007). En el caso de la riqueza de especies, los bosques *Guarea*, *Warszewiczia* y *Pterocarpus* y el bosque de *Pentaclethra*, *Brosimum* y *Tapirira* al parecer son los más diversos de acuerdo a los análisis de riqueza e índice de Shannon. En el caso del índice de Simpson, el bosque de *Carapa*, *Qualea* y *Dialium*, el de *Guarea*, *Warszewiczia* y *Pterocarpus* y el bosque de *Pentaclethra*, *Brosimum* y *Tapirira* mostraron tener mayor diversidad que el bosque de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa*. Con ello se puede deducir que los bosques dos y cuatro presentan los mayores valores en cuanto a diversidad de especies.

4.2 ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE LOS BOSQUES ESTUDIADOS

4.2.1 Abundancia de individuos

La distribución del N en las diferentes clases diamétricas muestra una forma de J invertida en los cuatro tipos de bosques registrados, tendencia muy característica de un bosque tropical disetáneo y corroborado por otras investigaciones (Faber-Langendoen y Gentry 1991, Pérez *et al.* 2001, Louman *et al.* 2001, Ramos y Finegan 2006), donde su característica principal es tener un mayor N en las clases diamétricas bajas y menor N en las clases diamétricas superiores. Esta tendencia se observó, tanto a nivel de rodal como en grupos de especies (gremios y grupos comerciales).

Referente a N y G total ha^{-1} , el bosque que presento una mayor abundancia y área basal fue el bosque de *Guarea*, *Warszewiczia* y *Pterocarpus* lo que indica posiblemente un mayor estado de conservación y la mayor posibilidad de ser sujeto a actividades de manejo. Los bosques de *Pentaclethra*, *Brosimum* y *Tapirira* y los bosques de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa* presentaron valores similares de abundancia y área basal. Dentro de

las clases diamétricas se observa un patrón similar al observado de forma general para los resultados totales. Dentro de las especies heliófitas durables, estas mostraron diferencias entre el bosque de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa* y los bosques uno y cuatro, así mismo, el bosque de *Pentaclethra*, *Brosimum* y *Tapirira* presentó una mayor abundancia dentro de este gremio. En el caso de las especies Esciófitas, estas mostraron diferencias significativas en todos los bosques definidos, siendo el bosque de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa* el que mayor abundancia presenta, lo que supone un bosque menos perturbado.

En el caso de los grupos comerciales, tanto las especies comerciales y no comerciales mostraron diferencias significativas en los bosques estudiados. De forma general estos bosques se encuentran en su mayoría dominados por especies potencialmente aprovechables que podrían considerarse en actividades de aprovechamiento sostenible.

4.2.2 Área Basal

El G total no mostró diferencias entre los bosques tres y cuatro. El análisis por clases diamétricas muestra una mayor acumulación de G en las clases de tamaño mayores a 60 cm. Esto se observa para tres tipos de bosques exceptuando el bosque de *Carapa*, *Qualea* y *Dialium* que presenta los valores más bajos. Este resultado se observó tanto a nivel de rodal como para los grupos ecológicos (Heliófitas durables y Esciófitas) y grupos comerciales (comerciales y no comerciales).

Aunque el $G \text{ ha}^{-1}$ por clase diamétrica, no presentó diferencias significativas en las clases mayores a 40 cm de DAP para los bosques tres y cuatro, en la clase diamétrica 30-39 si se observaron diferencias significativas. En el caso de las especies heliófitas durables, estas mostraron diferencias entre el bosque de *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa* y los restantes bosques. En el caso de las especies Esciófitas, estas no mostraron diferencias significativas entre los bosques 2 y 4, situación similar a la observada con la abundancia de estos gremios. El bosque de *Guarea*, *Warszewiczia* y *Pterocarpus* presentó los valores más bajos de G dentro de este grupo, mientras que el bosque *Pentaclethra*, *Goethalsia* y *Carapa* los valores más altos.

5 CONCLUSIONES

- Con información inventarios forestales se diferenciaron al menos cuatro tipos de bosques naturales, que pudieron ser diferenciados por su composición, riqueza, diversidad y estructura.
- El bosque de Carapa, Qualea y Dialium se caracterizó por la presencia de las especies *Q. polychroma*, *D. guianense* y especies del género *Vochysia*, asociadas a especies como *Carapa guianensis*, *Virola* sp., *Manilkara* sp., *Tetragastris panamensis*, *Billia colombiana*, *Dussia macrophyllata* y *Terminalia amazonia*
- Se identificaron dos bosques dominados por *Pentaclethra maculosa* (Bosque de *Pentaclethra maculosa*, *Goethalsia meiantha* y *Carapa guianensis* y Bosque de *Pentaclethra maculosa*, *Brosimum* sp, y *Tapirira guianensis*), los cuales corresponden a zonas de bajura incluso inundados, donde se evidencia una abundancia de otras especies como *C. guianensis*.
- Se identificó la presencia de un tipo de bosque posiblemente nuevo de acuerdo a su composición de especies, como el de Guarea, Warszewiczia y Pterocarpus (*Guarea* sp, *Warszewiczia uxpanapensis*, y *Pterocarpus hayesii*) siendo una formación con alta diversidad respecto a los demás bosques identificados en el estudio.
- Los bosques identificados presentaron una variación importante en cuanto a composición, estructura y diversidad florística. Siendo uno de los más diversos el bosque de *Pentaclethra maculosa*, *Brosimum* sp, y *Tapirira guianensis*.
- La variación de la composición en la zona huetar norte, responde a patrones de distancia geográfica, donde también correlacionan variables de elevación y precipitación.
- Las Parcelas de inventario son potencialmente valiosas para la caracterización florística de bosques. Sin embargo, es importante mejorar protocolos de toma de información, por ejemplo la identificación taxonómica de especies. Así mismo es necesario establecer una mejor documentación de información sobre intervenciones en bosques (intensidades de aprovechamiento total y por especie, áreas de caminos).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Banda, T; Schwartz, MW; Caro, T. 2006. Woody vegetation structure and composition along a protection gradient in a miombo ecosystem of western Tanzania. *Forest ecology and management* 230(1-3):179-185.
- Bengtsson, J; Nilsson, SG; Franc, A; Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management* 132(1):39-50.
- Berry, PE; Guariguata, M; Kattan, G. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica:83-96.*
- Bonifaz, C. 2003. Caracterización florística de dos sitios en el bosque húmedo costero cabecera de Muisne, Esmeraldas-Ecuador. Floristic characterization of two sites of coastal wet forest Cabecera Muisne, Esmeraldas-Ecuador. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba - Costa Rica.
- Borgerhoff, M; Coppolillo, P. 2005. *Conservation: Linking Ecology. Economics and Culture.* Princeton University Press, Princeton.
- Brearley, F; Prajadinata, S; Kidd, P; Proctor, J. 2004. Structure and floristics of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. *Forest ecology and management* 195(3):385–397.
- Bruner, AG; Gullison, RE; Rice, RE; Da Fonseca, GAB. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291(5501):125.
- Colwell, R; Coddington, J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345(1311):101.
- Coomes, O; Barham, B. 2001. Extracción en el bosque húmedo y conservación en la Amazonia'. *Desarrollo sostenible en la Amazonía: mito o realidad? :47.* Quito - Ecuador.
- Chain, A. 2009. Factores que influyen en la composición y diversidad de bosques en una red de conectividad ecológica en un paisaje fragmentado mesoamericano. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba - Costa Rica.
- Di Rienzo, J; Casanoves, F; Balzarini, M; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, C. 2010a. InfoStat Versión. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba: Córdoba, Argentina.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Pla, L; Vilches, S; Di Rienzo, MJ. 2010b. Qeco-Quantitative ecology software: A collaborative approach. Nota Informativa, *Revista Latinoamericana de Conservación* 1: 73-75.
- Doblado, L. 2011. Identificación y caracterización de tipos de bosque y su relación con variables ambientales, en un paisaje fragmentado al norte de Honduras. Tesis M. Sc. CATIE, Turrialba.
- Finegan, B; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2001. Ecosystem-level Forest 17 Biodiversity and Sustainability Assessments for Forest Management. Criteria and indicators for sustainable forest management:341.

- Flores, EM; Obando, G. 2003. Arboles del trópico húmedo: Importancia socioeconómica. 1º ed. Cartago - Costa Rica. Editorial Tecnológica de Costa Rica. p.
- Gadow, K; Sánchez, S; Aguirre, O. 2004. Manejo Forestal con Bases Científicas. Madera y Bosques 10(2):3-16.
- Gallego, B. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque muy húmedo tropical, de Costa Rica. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Gotelli, NJ; Colwell, RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology letters 4(4):379-391.
- Hijmans, R; Cameron, S; Parra, J; Jones, P; Jarvis, A. 2005a. WorldClim, Version 1.3. University of California, Berkeley. <http://bioge.berkeley.edu/worldclim/worldclim.htm>.
- Hijmans, RJ; Cameron, SE; Parra, JL; Jones, PG; Jarvis, A. 2005b. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25(15):1965-1978.
- Holdridge, LR. 2000. Ecología basada en zonas de vida. Agroamérica. v. 83, p.
- Hubbell, SP; Foster, RB; O'Brien, ST; Harms, KE; Condit, R; Wechsler, B; Wright, SJ; De Lao, SL. 1999. Light-cap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. Science 283, 554-557.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36(1):97-125.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. p.
- Lichstein, JW; Grau, HR; Aragón, R. 2004. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. Journal of Vegetation Science 15(6):721-728.
- Liira, J; Sepp, T; Parrest, O. 2007. The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. Forest ecology and management 250(1-2):34-46.
- Louman, B. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Catie. v. 46, p.
- Luoga, EJ; Witkowski, E; Balkwill, K. 2004. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. Forest ecology and management 189(1-3):23-35.
- Maguire, DA; Halpern, CB; Phillips, DL. 2007. Changes in forest structure following variable-retention harvests in Douglas-fir dominated forests. Forest ecology and management 242(2-3):708-726.

- Magurran, A. 1989. Diversidad ecológica y su medida. Ediciones Vedral. Barcelona, España.
- Murrieta, E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis Mg Sc CATIE, Turrialba, CR.
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos, J. 2007. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. Identification and characterization floristic of natural forests in the Volcánica Central-Talamanca Biological Corridor, Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente (CATIE).(Ago-Dic 2007) (51-52).
- Neumann, M; Starlinger, F. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. Forest ecology and management 145(1-2):91-106.
- Perdomo, M; Galloway, G; Louman, B; Finegan, B; Velásquez, S. 2002. Herramientas para la planificación del manejo de bosques a escala de paisaje en el sudeste de Nicaragua. Tools for forest management planning on a landscape scale in the Nicaraguan Southeast. Revista Forestal Centroamericana (CATIE). Abr-Jun 2002.((38).
- Pérez, MA. 2000. Fitosociología de los Bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte Nicaragüense, una base para el manejo sostenible. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 130p.
- Pinelo, G. 2004. Manual de inventario forestal integrado para unidades de manejo. Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. 4:47.
- Primack, RB. 1993. Essentials of conservation biology. Sinauer Associates Sunderland. p. (23)
- Quiros, D; Finegan, B. 1998. Manejo de un bosque muy húmedo premontano Area de Demostración e Investigación La Tirimbina. Silvicultura y manejo de bosques naturales tropicales 2:13-24.
- Quirós, D; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un Bosque natural tropical en Costa Rica: definición de un plan operacional y resultados de su aplicación. Catie. v. 225, p.
- Ramírez, N; González, M; Williams, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. Forest ecology and management 154(1-2):311-326.
- Ramos, Z. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mg. Sc. CATIE. Turrialba - Costa Rica 113p.
- Ramos, Z; Finegan, B. 2006. Red ecológica de conectividad potencial: estrategia para el manejo del pasiaje en el corredor biológico San Juan-La Selva. Recursos Naturales y Ambiente. No. 49:125-136.

- Reyers, B. 2004. Incorporating anthropogenic threats into evaluations of regional biodiversity and prioritisation of conservation areas in the Limpopo Province, South Africa. *Biological Conservation* 118(4):521-531.
- Sabogal, C; Orozco, L; Artavia, M. 1991. Plan para el manejo de un área experimental de bosque natural en la finca Los Laureles de Corinto, La Unión de Pococí.
- Serrano, M. 2003. Estructura y composición de bosques montanos subtropicales y sus implicaciones para la conservación y el manejo de los bosques forestales en la serranía del Iñaño, Bolivia. Tesis M. Sc. CATIE, Turrialba. CR. Structure and composition of subtropical montane forests and its implication for the conservation and management of forest resources in the Serrania de Iñaño, Bolivia. Tesis M. Sc. CATIE, Turrialba. CR.
- Sesnie, SE. 2006. A geospatial data integration framework for mapping and monitoring tropical landscape diversity in Costa Rica's San Juan-La Selva biological corridor. University of Idaho.
- Sesnie, SE; Finegan, B; Gessler, PE; Thessler, S; Bendana, ZR; Smith, AMS. 2010. The multispectral separability of Costa Rican rainforest types with support vector machines and Random Forest decision trees. *International Journal of Remote Sensing* 31(11):2885-2909.
- SIREFOR; SINAC. 2010. Lista estandarizada de especies de Costa Rica. San Jose. Disponible en: http://www.sirefor.go.cr/Documentos/Especies/especies_mayo_2010.pdf.
- Sumina, OI. 1994. Plant communities on anthropogenically disturbed sites on the Chukotka Peninsula, Russia. *Journal of Vegetation Science* 5(6):885-896.
- Utterer, J; Tokola, T; Maltamo, M. 2000. Differences in the structure of primary and managed forests in East Kalimantan, Indonesia. *Forest ecology and management* 129(1-3):63-74.
- Zamora, N. 1993. Flora arborescente de Costa Rica. 1º reimpresión. Cartago – Costa Rica. Editorial Tecnológica de Costa Rica. 262 Pp.
- Zamora, N; Pennington, T. 2001. Guabas y cuajiniquiles de Costa Rica (Inga spp.). Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Zamora, N; Pennington, T. 2001 Royal Botanic Gardens KEW; Instituto Nacional de Biodiversidad INBIO. 1 ed. Santo Domingo de Heredia – Costa Rica. 2001 pp.
- Zamora, N; Jiménez, Q; Poveda, L. 2003. Árboles de Costa Rica VOL. III. Santo Domingo de Heredia – Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio 552 pp.

ANEXOS

ANEXO 1. Datos generales de las unidades de manejo utilizadas en el artículo 1

NUM	BOSQUE	INSTITUCION	AREA TOTAL	AREA EFECTIVA	N_PARCELAS	AREA	AREA_INEV
1	B_IMPROSA_JHENY	CODEFORSA	200.00	175.00	50	0.3	15.00
2	EL CARMEN	CODEFORSA	184.30	139.11	30	0.3	9.00
3	FERLO SA	CODEFORSA	53.60	42.20	16	0.3	4.80
4	LA LEGUA	CODEFORSA	64.00	60.00	21	0.3	6.30
5	ALB_MOL	FUNDECOR	202.60	135.33	29	0.3	8.70
6	ASDR_ART	FUNDECOR	49.50	40.00	15	0.3	4.50
7	HNOS_AGUIL	FUNDECOR	42.24	35.29	8	0.3	2.40
8	LADRILLERA2	FUNDECOR	21.46	16.23	5	0.3	1.50
9	MAR_ALVAR	FUNDECOR	17.00	11.76	4	0.3	1.20
10	OLM_BRENES	FUNDECOR	48.18	28.52	8	0.3	2.40
11	PLANET_VERD	FUNDECOR	27.52	17.43	6	0.3	1.80
12	RG_SOLUCION	FUNDECOR	113.20	82.96	12	0.3	3.60
13	SAL_BARRANT	FUNDECOR	76.30	62.00	21	0.3	6.30
14	ANT_TOSSI	FUNDECOR	100.00	71.05	5	0.3	1.50
15	BUHARDILLA	FUNDECOR			6	0.3	1.80
16	FED_ROJAS	FUNDECOR	37.00	10.80	3	0.3	0.90
17	HAN_ROD (E.S)	FUNDECOR	53.90	25.40	6	0.3	1.80
18	HEC_HIDALGO	FUNDECOR	244.78	158.04	20	0.3	6.00
19	HNS_MIRANDA	FUNDECOR	47.60	21.90	8	0.3	2.40
20	IND_AGROP	FUNDECOR	344.20	293.30	52	0.3	15.60
21	JL_FERRETO	FUNDECOR	30.50	15.20	5	0.3	1.50
22	JM_VEGA	FUNDECOR	75.30	35.30	15	0.3	4.50
23	JOR_KHULY	FUNDECOR	41.36	18.00	5	0.3	1.50
24	LADRILLERA1	FUNDECOR	40.70	28.68	11	0.3	3.30
25	LADRILLERA3	FUNDECOR	39.19	35.63	11	0.3	3.30
26	LAS_DELICIAS	FUNDECOR	51.75	24.90	6	0.3	1.80
27	MAD_ATLANT	FUNDECOR	46.41	25.86	10	0.3	3.00
28	MANU	FUNDECOR	72.80	56.00	19	0.3	5.70
29	MAR_FERNAND	FUNDECOR	166.58	131.70	36	0.3	10.80
30	MM_MORA	FUNDECOR	69.50	57.20	15	0.3	4.50
31	PANIAGUA	FUNDECOR	128.40	49.67	10	0.3	3.00
32	RIO_BLANC	FUNDECOR	26.64	18.00	7	0.3	2.10
33	ROJOMACA	FUNDECOR	117.00	76.59	14	0.3	4.20
34	VJ_JIME	FUNDECOR	29.13	10.79	5	0.3	1.50
TOTAL			2862.64	2009.84	494		148.20

ANEXO 2. Lista de unidades de manejo y parcelas registradas en los tipos bosques

UNIDAD DE MANEJO	INSTITUCION	BOSQUE 1	BOSQUE 2	BOSQUE 3	BOSQUE 4	TOTAL
B_IMPROSA_JHENY	CODEFORSA	44	0	6	0	50
EL CARMEN	CODEFORSA	29	0	1	0	30
FERLO SA	CODEFORSA	14	0	2	0	16
LA LEGUA	CODEFORSA	0	0	21	0	21
ALB_MOL	FUNDECOR	2	0	27	0	29
ANT_TOSSI	FUNDECOR	0	0	6	0	6
ASDR_ART	FUNDECOR	0	0	2	13	15
BUHARDILLA	FUNDECOR	0	6	0	0	6
FED_ROJAS	FUNDECOR	0	0	0	3	3
HAN_ROD (E.S)	FUNDECOR	0	0	0	6	6
HEC_HIDALGO	FUNDECOR	19	0	1	0	20
HNOS_AGUIL	FUNDECOR	1	0	7	0	8
HNS_MIRANDA	FUNDECOR	0	8	0	0	8
IND_AGROP	FUNDECOR	0	0	52	0	52
JL_FERRETO	FUNDECOR	0	4	1	0	5
JM_VEGA	FUNDECOR	1	0	0	14	15
JOR_KHULY	FUNDECOR	0	5	0	0	5
LADRILLERA1	FUNDECOR	0	0	11	0	11
LADRILLERA2	FUNDECOR	0	0	3	2	5
LADRILLERA3	FUNDECOR	0	0	11	0	11
LAS_DELICIAS	FUNDECOR	0	0	1	5	6
MAD_ATLANT	FUNDECOR	0	0	10	0	10
MANU	FUNDECOR	1	0	5	13	19
MAR_ALVAR	FUNDECOR	0	0	4	0	4
MAR_FERNAND	FUNDECOR	0	0	36	0	36
MM_MORA	FUNDECOR	0	0	15	0	15
OLM_BRENES	FUNDECOR	0	0	3	5	8
PANIAGUA	FUNDECOR	0	0	9	0	9
PLANET_VERD	FUNDECOR	0	0	3	3	6
RG_SOLUCION	FUNDECOR	0	0	12	0	12
RIO_BLANC	FUNDECOR	0	0	0	7	7
ROJOMACA	FUNDECOR	0	0	14	0	14
SAL_BARRANT	FUNDECOR	0	0	1	20	21
VJ_JIME	FUNDECOR	0	0	0	5	5
TOTAL		111	23	264	96	494

ANEXO 3. Especies indicadoras totales registradas para los diferentes tipos de bosques

NUM	BOSQUE DE CARAPA, QUALEA Y DIALUIM			BOSQUE DE GUAREA, WARSZEWICZIA Y PTEROCARPUS			BOSQUE DE PENTACLETHRA, GOETHALSIA Y CARAPA			BOSQUE DE PENTACLETHRA, BROSIMUM Y TAPIRIRA		
	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value
1	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value
2	QUALPO	0.53	0.001	WARSUX	0.88	0.001	PENTMA	0.81	0.001	BROSSP	0.52	0.001
3	DIALGU	0.52	0.001	LAURO5	0.85	0.001	GOETME	0.52	0.002	POUTSP	0.5	0.003
4	VOCHSP	0.5	0.001	GUARSP	0.82	0.001	GRIACA	0.38	0.015	TAPIGU	0.49	0.001
5	VIROSP	0.45	0.008	MICOAR	0.72	0.001	LUEHSE	0.37	0.007	INGALE	0.48	0.001
6	CARAGU	0.42	0.038	PTERHA	0.72	0.001	PTERSP	0.33	0.017	INGA01	0.46	0.003
7	MANISP	0.42	0.001	TRICSP	0.64	0.001	DIPTPA	0.32	0.043	MINQGU	0.45	0.003
8	TETRPA	0.38	0.011	ANACEX	0.63	0.001	QUARAS	0.29	0.012	DESC	0.44	0.117
9	BILLCO	0.36	0.004	CAPPPPI	0.62	0.001	POURBI	0.27	0.182	COUMMA	0.42	0.001
10	DUSSMA	0.36	0.002	HELOAP	0.61	0.001	DUSSSP	0.26	0.162	SCLECO	0.39	0.006
11	LAURO7	0.34	0.015	SAPISP	0.61	0.001	SPONMO	0.21	0.081	APEIME	0.38	0.048
12	TERMAM	0.29	0.034	SYMPGL	0.59	0.001	BROSAL	0.2	0.254	DESC06	0.38	0.001
13	CESPMA	0.28	0.020	ANNO01	0.56	0.001	GENIAM	0.2	0.271	VANTBA	0.38	0.003
14	ELA EGL	0.28	0.045	SWARSP	0.54	0.001	STEPCO	0.19	0.095	ILEXSK	0.37	0.003
15	CHIMPA	0.26	0.072	LACMPA	0.51	0.001	BALIEL	0.17	0.309	INGAAL	0.37	0.012
16	HERNSP	0.25	0.143	MACAMA	0.51	0.001	BILLHI	0.17	0.090	PROTSP	0.37	0.009
17	VOCHGU	0.24	0.054	MARAPA	0.51	0.001	DESC03	0.16	0.155	MACRHA	0.36	0.002
18	ENTESC	0.23	0.041	MYRCFR	0.51	0.001	VISMMA	0.15	0.240	PROTPA	0.36	0.002
19	SCHEMO	0.23	0.045	MYRCSP	0.51	0.001	TABERO	0.13	0.625	STRYMI	0.34	0.025
20	VATALU	0.21	0.039	INGASP	0.48	0.001	RUBI	0.12	0.352	ESCHCO	0.32	0.003
21	TERMSP	0.16	0.164	TREMIN	0.47	0.001	SLOASP	0.12	0.497	VITECO	0.31	0.018
22	CORDAL	0.15	0.453	FICUSP	0.46	0.001	ATTARO	0.11	0.485	STERRE	0.3	0.039
23	ZANTEK	0.15	0.192	CEDROD	0.44	0.001	DESC07	0.11	0.497	LICNSP	0.29	0.009
24	LAURO1	0.13	0.316	SACOTR	0.42	0.002	QUARBR	0.11	0.500	HYERAL	0.28	0.060
25	LAURO2	0.13	0.901	CECRSP	0.41	0.001	TERMBU	0.11	0.487	LAURO3	0.28	0.008
26	LICNAF	0.13	0.799	BYRSAR	0.35	0.004	CASTEL	0.09	0.548	HYMEME	0.27	0.021
27	TABECR	0.13	0.366	SIMIMA	0.35	0.001	DESC02	0.08	0.869	POURMI	0.26	0.015
28	SIMAAM	0.11	0.950	ARDISP	0.34	0.004	MANISA	0.08	0.831	LAETPR	0.25	0.165
29	DALBME	0.08	0.770	CALTCO	0.32	0.001	CASEAR	0.07	0.838	LAURO8	0.25	0.074
30				INGA02	0.32	0.098	SIDESP	0.07	0.981	CEIBPE	0.23	0.162
31				MICRSP	0.31	0.018				CONCPL	0.23	0.041
32				COCCST	0.29	0.002				LECOAM	0.23	0.045
33				GARCIN	0.28	0.007				TAPUGU	0.23	0.016
34				CALOBR	0.26	0.166				ZYGISP	0.23	0.014
35				CORDME	0.26	0.050				DENDAR	0.22	0.071
36				QUAROC	0.24	0.023				FERDPA	0.22	0.028
37				VOCHF	0.22	0.377				LONCOL	0.22	0.045
38				JACACO	0.2	0.175				INGA03	0.21	0.026
39				GUETSP	0.16	0.213				JACTSI	0.21	0.047
40				ANNOSP	0.15	0.218				CUPASP	0.2	0.010
41										DESC05	0.2	0.010
42										GUATSP	0.2	0.020
43										MANICH	0.2	0.023
44										SAPIRI	0.2	0.010
45										CESPSA	0.19	0.070
46										VIROKO	0.19	0.545
47										ASPISR	0.18	0.082
48										CEDRTO	0.18	0.099
49										CORDBI	0.18	0.088
50										DESC08	0.18	0.079

ANEXO 4. Especies indicadoras registradas para los tipos de bosque analizados ($p \leq 0.005$)

1	BOSQUE DE CARAPA, QUALEA Y DIALUIM			BOSQUE DE GUAREA, WARSZEWICZIA Y PTEROCARPUS			BOSQUE DE PENTACLETHRA, GOETHALSIA Y CARAPA			BOSQUE DE PENTACLETHRA, BROSIMUM Y TAPIRIRA		
	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	VI	p.value	ESPECIES	stat	p.value	ESPECIES	VI	p.value
2	QUALPO	0.53	0.001	WARSUX	0.88	0.001	PENTMA	0.81	0.001	BROSSP	0.52	0.001
3	DIALGU	0.52	0.001	LAURO5	0.85	0.001	GOETME	0.52	0.002	POUTSP	0.5	0.003
4	VOCHSP	0.5	0.001	GUARSP	0.82	0.001	GRIACA	0.38	0.015	TAPIGU	0.49	0.001
5	VIROSP	0.45	0.008	MICOAR	0.72	0.001	LUEHSE	0.37	0.007	INGALE	0.48	0.001
6	CARAGU	0.42	0.038	PTERHA	0.72	0.001	PTERSP	0.33	0.017	INGA01	0.46	0.003
7	MANISP	0.42	0.001	TRICSP	0.64	0.001	DIPTPA	0.32	0.043	MINQGU	0.45	0.003
8	TETRPA	0.38	0.011	ANACEX	0.63	0.001	QUARAS	0.29	0.012	COUMMA	0.42	0.001
9	BILLCO	0.36	0.004	CAPPPI	0.62	0.001				SCLECO	0.39	0.006
10	DUSSMA	0.36	0.002	HELOAP	0.61	0.001				APEIME	0.38	0.048
11	LAUR07	0.34	0.015	SAPISP	0.61	0.001				DESC06	0.38	0.001
12	TERMAM	0.29	0.034	SYMPGL	0.59	0.001				VANTBA	0.38	0.003
13	CESPMA	0.28	0.020	ANNO01	0.56	0.001				ILEXSK	0.37	0.003
14	ELAEGL	0.28	0.045	SWARSP	0.54	0.001				INGAAL	0.37	0.012
15	ENTESC	0.23	0.041	LACMPA	0.51	0.001				PROTSP	0.37	0.009
16	SCHEMO	0.23	0.045	MACAMA	0.51	0.001				MACRHA	0.36	0.002
17	VATALU	0.21	0.039	MARAPA	0.51	0.001				PROTPA	0.36	0.002
18				MYRCFR	0.51	0.001				STRYMI	0.34	0.025
19				MYRCSP	0.51	0.001				ESCHCO	0.32	0.003
20				INGASP	0.48	0.001				VITECO	0.31	0.018
21				TREMIN	0.47	0.001				STERRE	0.3	0.039
22				FICUSP	0.46	0.001				LICNSP	0.29	0.009
23				CEDROD	0.44	0.001				LAUR03	0.28	0.008
24				SACOTR	0.42	0.002				HYMEME	0.27	0.021
25				CECRSP	0.41	0.001				POURMI	0.26	0.015
26				BYRSAR	0.35	0.004				CONCPL	0.23	0.041
27				SIMIMA	0.35	0.001				LECOAM	0.23	0.045
28				ARDISP	0.34	0.004				TAPUGU	0.23	0.016
29				CALTCO	0.32	0.001				ZYGISP	0.23	0.014
30				MICRSP	0.31	0.018				FERDPA	0.22	0.028
31				COCCST	0.29	0.002				LONCOL	0.22	0.045
32				GARCIN	0.28	0.007				INGA03	0.21	0.026
33				QUAROC	0.24	0.023				JACTSI	0.21	0.047
34										CUPASP	0.2	0.010
35										DESC05	0.2	0.010
36										GUATSP	0.2	0.020
37										MANICH	0.2	0.023
38										SAPIRI	0.2	0.010

ANEXO 5. Análisis de varianza en individuos y *G* para las especies Heliófitas durables y Esciéfita en los diferentes tipos de bosques.

INDIVIDUOS HELIOFITAS DURABLES														
CLASE	BOSQUE DE CARAPA, QUALEA Y DIALUIM			BOSQUE DE GUAREA, WARSZEWICZIA Y PTEROCARPUS			BOSQUE DE PENTACLETHRA, GOETHALSIA Y CARAPA			BOSQUE DE PENTACLETHRA, BROSIMUM Y TAPIRIRA			FISHER	p. value
	Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.			
30-39	4.08	1.01	C	12.17	2.22	AB	12.08	0.66	B	15.04	1.09	A	21.12	<0.0001
40-49	3.63	0.56	C	10.29	1.22	A	6.55	0.36	B	7.29	0.6	B	12.28	<0.0001
50-59	2.49	0.37	D	9.55	0.81	A	3.59	0.24	C	4.51	0.4	B	22.26	<0.0001
> 60	3.21	0.64	D	17.35	1.41	A	6	0.42	C	8.03	0.69	B	30.64	<0.0001
TOTAL	13.4	1.67	D	49.37	3.67	A	28.23	1.08	C	34.86	1.8	B	41.28	<0.0001
AREA BASAL HELIOFITAS DURABLES (m2/ha)														
30-39	0.35	0.09	C	1.15	0.2	AB	1.1	0.06	B	1.37	0.1	A	22.44	<0.0001
40-49	0.51	0.08	C	1.55	0.18	A	0.99	0.05	B	1.09	0.09	B	13.42	<0.0001
50-59	0.54	0.08	C	2.18	0.18	A	0.81	0.05	B	1.01	0.09	B	23.63	<0.0001
> 60	1.29	0.4	D	9.19	0.88	A	3.35	0.26	C	3.94	0.43	B	24.22	<0.0001
TOTAL	2.7	0.47	D	14.07	1.02	A	6.25	0.3	C	7.41	0.5	B	40.44	<0.0001
INDIVIDUOS ESCIOFITAS														
CLASE	BOSQUE DE CARAPA, QUALEA Y DIALUIM			BOSQUE DE GUAREA, WARSZEWICZIA Y PTEROCARPUS			BOSQUE DE PENTACLETHRA, GOETHALSIA Y CARAPA			BOSQUE DE PENTACLETHRA, BROSIMUM Y TAPIRIRA			H	p. value
	Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.			
30-39	2.22	0.81	B	14.78	1.78	A	13.28	0.53	A	12.08	0.87	A	47.22	<0.0001
40-49	3.66	0.67	B	11.74	1.47	A	11.1	0.44	A	9.79	0.72	A	30.3	<0.0001
50-59	2.73	0.56	B	6.53	1.24	A	8.28	0.37	A	6.63	0.61	A	22.78	<0.0001
> 60	3.17	0.88	C	9.54	1.93	B	14.06	0.57	A	9.6	0.94	B	36.73	<0.0001
TOTAL	11.77	1.85	C	42.59	4.07	AB	46.73	1.2	A	38.09	1.99	B	84.43	<0.0001
AREA BASAL ESCIOFITAS (m2/ha)														
30-39	0.2	0.08	B	1.39	0.17	A	1.24	0.05	A	1.13	0.08	A	47.3	<0.0001
40-49	0.52	0.1	B	1.82	0.23	A	1.7	0.07	A	1.5	0.11	A	31.87	<0.0001
50-59	0.58	0.13	C	1.53	0.28	AB	1.89	0.08	A	1.52	0.14	B	24.19	<0.0001
> 60	1.22	0.4	C	3.9	0.88	B	6.05	0.26	A	4.03	0.43	B	34.95	<0.0001
TOTAL	2.51	0.5	C	8.63	1.1	AB	10.89	0.33	A	8.18	0.54	B	65.47	<0.0001

ANEXO 6. Análisis de la varianza para individuos y *G* de los grupos comerciales por tipo de bosque

INDIVIDUOS ESPECIES COMERCIALES														
CLASE	BOSQUE DE CARAPA, QUALEA Y DIALUIM			BOSQUE DE GUAREA, WARSZEWICZIA Y PTEROCARPUS			BOSQUE DE PENTACLETHRA, GOETHALSIA Y CARAPA			BOSQUE DE PENTACLETHRA, BROSIMUM Y TAPIRIRA			FISHER	p. value
	Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.			
30-39	6.25	1.2	B	21.02	2.64	A	18.9	0.78	A	17.57	1.29	A	28.19	<0.0001
40-49	7.29	0.79	C	17.53	1.73	A	14.38	0.51	AB	12.99	0.85	B	22.02	<0.0001
50-59	5.37	0.63	C	12.17	1.38	A	10.51	0.41	A	8.68	0.68	B	17.48	<0.0001
> 60	6.75	1.12	D	24.19	2.47	A	18.03	0.73	B	15.11	1.21	C	28.29	<0.0001
TOTAL	25.66	2.16	D	74.91	4.74	A	61.81	1.4	B	54.35	2.32	C	73.97	<0.0001
AREA BASAL ESPECIES COMERCIALES (m2/ha)														
30-39	0.55	0.11	B	1.99	0.24	A	1.75	0.07	A	1.63	0.12	A	31.27	<0.0001
40-49	1.03	0.12	C	2.71	0.26	A	2.19	0.08	AB	1.98	0.13	B	25.27	<0.0001
50-59	1.17	0.14	C	2.79	0.32	A	2.39	0.09	A	1.97	0.16	B	18.75	<0.0001
> 60	2.66	0.57	D	12.2	1.26	A	8.29	0.37	B	6.76	0.61	C	28.94	<0.0001
TOTAL	5.41	0.65	D	19.69	1.43	A	14.62	0.42	B	12.34	0.7	C	56.38	<0.0001
INDIVIDUOS ESPECIES NO COMERCIALES														
CLASE	BOSQUE DE CARAPA, QUALEA Y DIALUIM			BOSQUE DE GUAREA, WARSZEWICZIA Y PTEROCARPUS			BOSQUE DE PENTACLETHRA, GOETHALSIA Y CARAPA			BOSQUE DE PENTACLETHRA, BROSIMUM Y TAPIRIRA			H	p. value
	Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.		Medias	E.E.			
30-39	2.43	0.84	D	20.57	1.84	A	10.77	0.54	C	16.14	0.9	B	53.84	<0.0001
40-49	1.62	0.53	D	16.53	1.17	A	5.27	0.35	C	7.67	0.57	B	52.09	<0.0001
50-59	0.68	0.33	D	9.28	0.73	A	2.38	0.22	C	4.19	0.36	B	45.63	<0.0001
> 60	1.1	0.38	D	11.43	0.83	A	3.02	0.24	C	4.11	0.4	B	45.18	<0.0001
TOTAL	5.83	1.37	D	57.81	3.01	A	21.44	0.89	C	32.12	1.47	B	109.21	<0.0001
AREA BASAL ESPECIES NO COMERCIALES (m2/ha)														
30-39	0.22	0.08	D	1.95	0.17	A	0.98	0.05	C	1.46	0.08	B	55.07	<0.0001
40-49	0.23	0.08	D	2.5	0.18	A	0.8	0.05	C	1.16	0.09	B	51.7	<0.0001
50-59	0.15	0.08	D	2.12	0.17	A	0.55	0.05	C	0.94	0.08	B	45.43	<0.0001
> 60	0.38	0.21	D	5.39	0.46	A	1.5	0.14	C	1.85	0.22	B	34.39	<0.0001
TOTAL	0.97	0.28	D	11.96	0.61	A	3.83	0.18	C	5.41	0.3	B	102.77	<0.0001

ARTICULO 2. Evaluación del impacto del aprovechamiento forestal en bosques próximos a segundas cosechas en la Zona Huetar Norte de Costa Rica

1 INTRODUCCION

El manejo y conservación de los bosques tropicales constituye uno de los principales retos a lo que enfrenta la sociedad moderna ante la creciente demanda por los servicios ambientales que estos brindan (Banda *et al.* 2006). La preocupación por la conservación de los bosques se da por el deterioro que las actividades humanas provocan en su estado, como es el caso de los recursos forestales (Coomes y Barham 2001) y la biodiversidad que sustentan (Longman *et al.* 1987; Nadkarni 1988; Huston 1994; Cannon *et al.* 1998; Huang *et al.* 2003). Bajo esta perspectiva, el Manejo Forestal Sostenible (MFS), juega un papel importante dentro de las estrategias de conservación y el desarrollo de los pueblos (Maginnis *et al.* 1998; Finegan *et al.* 2004a).

El MFS se define como un conjunto de actividades que permiten aprovechar los recursos naturales de un bosque para lograr un flujo continuo de productos y servicios ambientales, sin reducir indebidamente sus valores inherentes ni su productividad futura (Oimt-Iito 2005). Debe enmarcarse dentro de principios de sostenibilidad, acorde con estándares ambientales y sociales aceptables, producto de investigaciones validadas, donde se asegure la permanencia de dichos bienes y servicios. (Campos *et al.* 2001). El MFS comprende a su vez aspectos administrativos, legales, técnicos, económicos, sociales y ambientales de la conservación y uso de los bosques, e implica varios grados de intervención humana, (Fao 2008).

El objetivo del MFS es mantener la integridad y la sostenibilidad productiva de los bosques, ya sea definiendo los ciclos de aprovechamiento en función del crecimiento y/o generación de los productos de futura cosecha y del mantenimiento de los bienes y servicios ambientales (Maginnis *et al.* 1998; Finegan *et al.* 2004a). Estos esfuerzos son dirigidos a asegurar un suministro constante de madera a lo largo del tiempo que diferencian al MFS de la tradicional explotación maderera (Rice *et al.* 2001). Además, comprende todas las funciones de los bosques, incluyendo la conservación (Fredericksen y Putz 2003; Morán 2005). El MFS no pretende ser un medio de preservación, sino un medio

de producción que, bien ejecutado, puede contribuir a la conservación. La sostenibilidad de ecosistemas ecológicamente diversos puede lograrse a través del MFS; aunque se reconoce que, como resultado del manejo, siempre se presentarán cambios en el ecosistema (Mcginley y Finegan 2001). Muchos de los cambios generados en el bosque pueden incluso favorecer al desarrollo de especies comerciales que requieren de cierto grado de perturbación para su desarrollo, como la apertura de claros (Fredericksen y Putz 2003). Monitorear los cambios provocados y establecer si estos comprometen la sostenibilidad de los valores de producción y conservación es una necesidad claramente identificada por científicos y manejadores de bosques y ha sido incorporada como herramienta de decisión para mejorar su gestión, como el caso de la certificación forestal.

Dentro del marco del manejo adaptativo, el monitoreo de los impactos de perturbaciones naturales y antrópicas en ecosistemas naturales constituye un tema clave para su manejo con propósitos de producción y aprovechamiento sostenido de los ecosistemas forestales en la región. El monitoreo se define como “un proceso de recolección de información para determinar la ocurrencia, tamaño, dirección e importancia de los cambios que se dan en indicadores claves de la calidad del manejo de los bosques” (Finegan 2004). Es decir, es una manera de detectar cambios con el fin de mejorar el manejo del bosque. Los cambios que interesan en cuanto al monitoreo ecológico, del estado y la calidad del manejo de los bosques, son los relacionados con las características de la comunidad natural que se está manejando y que son resultados del manejo y debe ser abordado mediante el desarrollo de lineamientos sencillos y aplicables y mediante una gestión estratégica que permita un monitoreo eficiente (Finegan et al. 2004a). Por ello, un monitoreo del manejo es necesario dentro de la planificación del aprovechamiento forestal con el fin de validar y refinar las bases teóricas de evaluación y contribuir a la conservación de los bosques (Gadow *et al.* 2004).

Costa Rica, cuenta con una normativa de manejo forestal internacionalmente reconocida basada en una serie de principios, criterios e indicadores definidos en un estándar nacional, producto del trabajo en conjunto de organismos gubernamentales, no gubernamentales y centros de investigación. Este país viene adoptado por varias décadas, dentro de sus políticas de estado, actividades que permiten un manejo forestal sostenible (Zelaya 2008).

El estándar costarricense describe y regula actividades orientadas al aprovechamiento maderero de los bosques. Con él se pretende garantizar la integridad ecológica del bosque y minimizar el impacto del aprovechamiento, a su vez sugiere metodologías y buenas prácticas que permitan manejar un bosque de acuerdo normas de ordenación sostenibles (Decreto N° 34559 2008). Actualmente en Costa Rica, muchos de los bosques sometidos a un primer aprovechamiento, dentro del marco de las leyes forestales vigentes, se encuentran próximos a un segundo aprovechamiento de madera y la evaluación de su estado actual, que defina la posibilidad de una segunda intervención, es relevante.

En el presente estudio se evaluaron los diferentes cambios producidos en la composición, estructura y diversidad de especies de bosques sujetos a un aprovechamiento de madera en la zona Huetar Norte del país y que se encuentran próximos a recibir una segunda intervención. Bajo este enfoque se pretende determinar el estado de dichos bosques próximos a dos intervenciones y su potencialidad para ser sujetos a un siguiente aprovechamiento además de determinar su recuperación.

Este estudio, como otros realizados a escalas locales o de paisaje (Dauber *et al.* 2005; Alfaro 2006; Méndez 2008; Meza 2008; Peña-Claros *et al.* 2008; Putz *et al.* 2008; Aquino 2010) se suma a los esfuerzos para determinar los impactos del aprovechamiento en la cobertura vegetal en función de su composición, estructura y riqueza. Los objetivos de este estudio son: i) Evaluar los impactos de la primera intervención sobre la estructura, composición y diversidad de especies arbóreas y palmas, y ii) Evaluar su potencial para ser sujetos a un segundo aprovechamiento de madera mediante el uso de los umbrales de impacto, definidos por Estándar costarricense de manejo forestal.

2 METODOLOGÍA

2.1 AREA DE ESTUDIO

El trabajo investigativo se desarrolló en bosques húmedos tropicales próximos a una segunda intervención en la región norte atlántica de Costa Rica (Figura 1) donde FUNDECOR y CODEFORSA, brindan asistencia técnica a propietarios de fincas en actividades encaminadas al manejo y conservación de bosques. Además se tomaron dos unidades de manejo donde CATIE mantiene ensayos de investigación sobre dinámica de

bosques bajo aprovechamiento forestal. Bajo este contexto, se seleccionaron 20 unidades de manejo (UM). Del total de UM, cuatro corresponden a bosques de CODEFORSA 14 a los bosques de FUNDECOR y dos a CATIE (Corinto y Tirimbina). El estudio comprende aproximadamente un área total de 1728.33 ha, donde se han desarrollado actividades de aprovechamiento forestal. Para propósitos del presente estudio, se trabajó con información correspondiente al monitoreo en Parcelas Permanentes (PPM), con el fin de determinar la dinámica del bosque luego de haberse producido una perturbación.

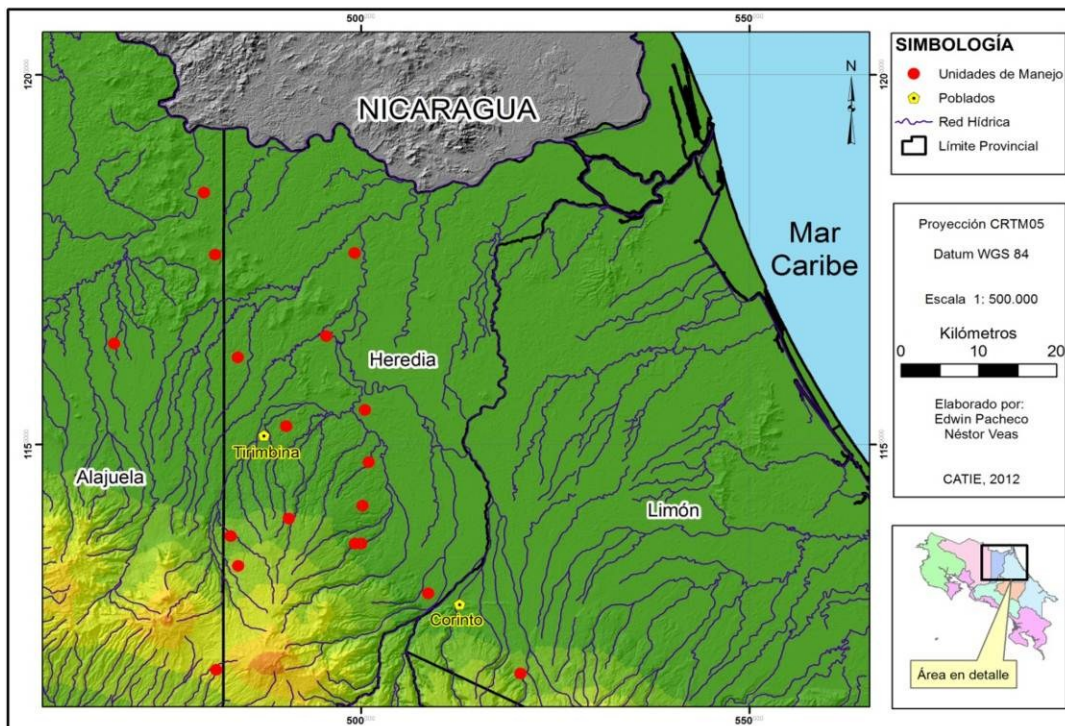


Figura 1. Distribución de las unidades de manejo con ppm en la región norte atlántica del país

Las fincas en estudio se hallan dentro de las zonas de vida bosque húmedo (bh-T) y muy húmedo tropical (bmh-T) según el sistema de (Holdridge 2000). Los bosques se encuentran dentro de un rango altitudinal de 70 y 1500 msnm con temperaturas medias anuales de 21 a 27,5 °C y precipitaciones medias anuales entre 2500 y 4000 mm. (Sabogal et al. 1991; Quirós y Finegan 1994; Quiros y Finegan 1998). Son bosques que en su mayoría han sido sometidos a un aprovechamiento forestal hace alrededor de 15 a 20 años. Los aprovechamientos se hicieron de acuerdo a las leyes vigentes en esa época, la Ley

Forestal 7032 del 2 de mayo de 1986, la No.7174 de 28 de junio de 1990 y la 7575 del 2 de abril de 1996.

2.2 RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN DE BOSQUES.

Los datos analizados se obtuvieron principalmente de bases de datos del monitoreo de PPM en UM sometidas a aprovechamiento e investigación, las cuales brindaron la mayoría de la información para el estudio. Información adicional a esta se obtuvo a partir de expedientes administrativos sobre el historial de aprovechamiento y planes de manejo. Toda esta información fue proporcionada por FUNDECOR, CODEFORSA y CATIE. La información obtenida de los primeros aprovechamientos corresponde netamente a Censos comerciales (planes de manejo) e informes de regencia, los cuales ofrecen la suficiente información para establecer las características de los sitios y las intervenciones realizadas.

2.2.1 Censos forestales

Los datos de censos forestales se obtuvieron en su mayoría en medios físicos, mediante la revisión de expedientes y planes de manejo de las diferentes unidades de aprovechamiento. Esta situación conllevó a rescatar información de forma similar a la obtenida de los inventarios forestales que fueron utilizados para el primer artículo investigativo (Pacheco 2012). La información obtenida a partir de los datos de censos fue utilizada particularmente para identificar las especies aprovechadas, el área basal y el volumen, de acuerdo a la revisión de los informes de regencia archivados en expedientes individuales de las UM.

2.2.2 Informes de regencia (datos de aprovechamiento)

Los informes de regencia denotan exclusivamente las actividades de aprovechamiento, presentan información sobre intensidades de cosecha, de especies y volumen aprovechado y de actividades silviculturales ejecutadas, y otras relacionadas al aprovechamiento. Esta información fue obtenida en su totalidad en medios físicos por lo que al igual que los datos de censos e inventarios fueron digitalizados a un medio electrónico.

2.3 ESTANDARIZACIÓN DE DATOS

Una vez recopilada la información de las UM (bases de datos, censos e informes de regencia), se realizó una revisión exhaustiva de las diferentes variables. La estandarización de datos en los bosques estudiados fue fundamental, ya que los formatos en los cuales se encontró la información fueron variables. El proceso de estandarización consistió en una homogenización, verificación y validación exhaustiva de los mismos.

Referente a la homogenización, esta consistió en la unificación de las bases de datos del monitoreo en PPM en una base común (nombres de especies y unidades de medición). Esta homogenización se realizó para los casos donde se observó nombres o códigos distintos para una misma variable y cuando la organización de los datos fue diferente. Dentro del proceso de verificación y validación de la información se procedió a detectar parcelas con datos atípicos que limitan o tergiversen los análisis posteriores, las cuales fueron descartarlas con el fin de evitar cualquier fuente de variación.

Una vez estandarizadas las bases de datos, se realizó la codificación de especies de acuerdo al grado de identificación de las mismas. En los casos donde la clasificación estaba realizada a nivel de género, este fue codificado de acuerdo a las cuatro primeras letras del género precedida de sp. (por ejemplo: *Annona* sp = ANNOSP, *Protium* sp. = PROTSP). Para los casos donde las especies fueron identificadas a nivel de género y especie, la codificación consistió en la asignación de las cuatro primeras letras del género, precedida de las dos primeras letras de la especie, teniéndose en cuenta que dicho código no se repita dentro del conjunto de especies. Así por ejemplo: (*Pentaclethra macroloba* = PENTMA, *Carapa guianensis* = CARAGU, etc.)

Dentro de la información de las bases de datos, algunas especies estaban registradas como desconocidas. Con el fin de no perder toda esa información e incluso observar el peso o significancia de este grupo en particular, se procedió hacer una codificación de este grupo como DESC.

2.4 SELECCIÓN DE LAS PARCELAS DENTRO DEL ESTUDIO

Se recopiló información de un total 161 PPM (76.66 ha) de las cuales 45 eran de 0,3 ha (100 m x 30 m), 51 de 1 ha (100 m x 100 m) y 65 corresponden a parcelas de diferentes

dimensiones. Estas parcelas fueron sometidas a un proceso de selección, debido a la presencia de variabilidad respecto a mediciones, áreas, entre otros.

Un primer filtro para la selección de PPM consistió en el tamaño de las mismas. Con el fin de evitar cualquier tipo de sobreestimación en cuanto a composición y diversidad, se trabajaron en dos grupos principales: parcelas de 0.3 y 1 ha, ya que estas áreas incluían el mayor número de PPM en las UM. Bajo este criterio, se eliminaron 65 parcelas quedando del total (161) 96 parcelas. Así mismo, debido a la naturaleza de la investigación (determinar los cambios de la vegetación a lo largo del tiempo luego de una perturbación), un segundo filtro fue el número de mediciones realizadas en las PPM, puesto que pocas mediciones no permiten determinar con claridad dichos cambios. Para ello se seleccionó parcelas que tuvieran más de 4 mediciones con el fin de determinar tendencias de la vegetación. Bajo este criterio se descartaron 42 PPM del total (96 parcelas), quedando para los análisis 54 PPM (33 de 0.3 ha y 21 parcelas de 1 ha) correspondientes a un área de muestreo de 31.9 ha.

Una vez seleccionadas las PPM para el estudio, se revisaron los años de mediciones con el fin de mantener un periodo de mediciones similar entre las diferentes unidades de manejo y así evitar sesgos en los análisis. Bajo este esquema se trabajó con parcelas que tuvieran entre 2 y 3 años de intervalo entre mediciones (ANEXO 1 y 2), y que fueran además medidas durante periodos de tiempo similares, por ejemplo que la primera medición fuera entre 1988 y 1992 (ANEXO 3 y 4).

2.5 DESCRIPCION DE TRATAMIENTOS A NIVEL DE PARCELA

La asignación de tratamientos se realizó según las actividades de intervención realizadas en las unidades experimentales. Es decir, parcelas en las cuales se han desarrollado actividades de aprovechamiento, tratamientos silviculturales y otras donde no se ha desarrollado ninguna actividad, a pesar de haberse realizado un aprovechamiento dentro de la UM. Los tratamientos con los cuales se logró clasificar a las PPM son: bosque aprovechado (APROV), donde las parcelas han sido sometidas a extracción de madera y otro tipo de intervención antrópica producto del aprovechamiento (apertura de caminos, árboles muertos por actividades de aprovechamiento, etc.). También están las parcelas que además del aprovechamiento se han aplicado tratamientos silviculturales

(APROV+TRAT), estas parcelas solo fueron posibles de determinar en bosques donde se tiene establecido un diseño experimental formal, como es el caso de parcelas que tiene a cargo el CATIE y CODEFORSA; y por último parcelas donde no se ha desarrollado ninguna actividad relacionada con el aprovechamiento (TESTIGO).

La determinación de estos tratamientos se realizó por medio de varios mecanismos que permitieron establecer el tipo de tratamiento en cada parcela, básicamente se hizo una revisión exhaustiva de documentos para poder determinar el tipo de intervención a que fueron sujetos las parcelas en los bosques.

Una gran mayoría de las parcelas permanentes fueron establecidas y medidas por primera vez una vez producido el aprovechamiento de madera. En este sentido, no se considera para este estudio información del estado de los bosques “antes del aprovechamiento”.

2.5.1 Revisión del historial de aprovechamiento

Algunas parcelas del estudio han sido objeto de investigaciones científicas y se encuentran claramente documentadas. Las diferentes publicaciones donde se mencionan estas unidades experimentales permitieron de forma clara y concisa conocer las diferentes actividades realizadas en ellas, razón por la cual fue fácil determinar a qué tipo de tratamiento pertenecen (ANEXO 5).

Un considerable número de parcelas, sin embargo, no están documentadas en estudios científicos. En estos casos, los tratamientos fueron identificados mediante la revisión de diferentes fuentes de información como censos, informes de regencia y mapas de aprovechamiento (ANEXO 6).

El proceso de determinación del tratamiento consistió en primera instancia en la revisión de bases de datos del monitoreo de PPM, las cuales en el caso de CATIE y FUNDECOR, registran la mortalidad de acuerdo a varias categorías de daño (desde muerte natural, hasta especies cortadas por aprovechamiento o durante las actividades de arrastre). Con base en estas categorías se realizó una designación preliminar de tratamientos a las unidades experimentales. Posteriormente se revisó los informes de regencia los cuales muestran especies aprovechadas, intensidades y numeración de acuerdo al censo forestal.

Con esa numeración se revisaron los censos con el fin de corroborar especies y calcular el área basal extraída. Una vez determinadas las especies aprovechadas y sus intensidades, se revisó la ubicación de los árboles aprovechados, esto con base en la numeración del censo y mediante mapas de las UM, corroborando de forma visual los tratamientos determinados.

2.6 ANÁLISIS DE DATOS

Para las parcelas de 0.3 y 1 ha se estimaron parámetros estructurales, composicionales y de diversidad de especies. Los parámetros estructurales se presentan a nivel de valores totales y clases diamétricas tanto para $G \text{ ha}^{-1}$ como para $N \text{ ha}^{-1}$. Las clases diamétricas fueron abordadas por rangos de 10 cm y divididas en seis particiones correspondientes a: 10-19.9 cm dap (clase 1), 20-29.9 cm dap (Clase 2) y así sucesivamente hasta la clase 6 (≥ 60 de DAP). Además se consideran los intervalos de medición que van desde 2 a 4 años entre mediciones y el número de mediciones: cuatro para las parcelas de 0.3 ha y cinco para las parcelas de 1ha. Todo esto con el fin de trabajar el conjunto de unidades experimentales bajo un mismo número de mediciones y dentro de rangos de tiempo definidos que permitan realizar los análisis de tal forma que la variabilidad en las mediciones y en el tiempo transcurrido después de la perturbación sean relativamente homogéneos y no genere distorsión en los análisis.

Dentro de los parámetros de riqueza y diversidad, se procedió a calcular las variables número de especies totales (S) e índices de diversidad de Simpson y Shannon (Magurran 1989). Dentro de la parte ecológica, se analizaron dos niveles de detalle: a nivel de rodal y grupo de especies (especies comerciales y gremios ecológicos).

Todos los análisis se enfocaron bajo tres esquemas: a) comparación de las variables de estructura en el tiempo (4 o 5 periodos de medición según las parcelas), b) comparación dentro y entre tratamientos a lo largo del tiempo y c) el análisis de gremios ecológicos tanto a nivel de los cambios en el tiempo como dentro y entre tratamientos. Adicionalmente, se trabajó en lo concerniente al análisis de Umbrales para aprovechamiento establecidos por el Estándar costarricense de Manejo.

Para el caso de los bosques intervenidos, los periodos de medición en el tiempo en promedio corresponden a los siguientes años con respecto al año de aprovechamiento:

- a. Medición 1: 1 año después del aprovechamiento
- b. Medición 2: 2 años después del aprovechamiento
- c. Medición 3: 3 años
- d. Medición 4: 5 años después del aprovechamiento
- e. Medición 5: 6 años luego del aprovechamiento

Para clasificar a las PPM dentro de tipos de bosque (TB), se relacionó la clasificación de TB realizada en el primer artículo de esta investigación (Pacheco 2012), donde los criterios de clasificación corresponden al IVI (Centeno 1997) de cada especie por parcela. Con base en dicha clasificación, se realizó un agrupamiento de las PPM, mediante un análisis de correspondencias donde se relacionaron matrices de IVI clasificadas por TB con matrices de IVI de PPM consideradas en este artículo, obteniendo un agrupamiento de las mismas bajo los parámetros antes mencionados.

Para evaluar el efecto del aprovechamiento sobre los distintos parámetros del bosque (variables de estructura, composición y diversidad) se ajustaron análisis de varianza. Dependiendo de la naturaleza de los datos, se realizaron ANAVAS con distribuciones Poisson en el caso de los parámetros de N , y Gaussiana en el caso de las variables de G e índices de diversidad, usando la teoría de los modelos generales y generalizados mixtos (Di Rienzo et al. 2010) tanto para las parcelas de 0.3 como de 1 ha. Adicionalmente se realizaron ANAVAS por TB, específicamente en el bosque de *Pentaclethra*, *Brosimum* y *Tapirira*, solo en las parcelas de 0.3 ha. Se consideró esta comunidad vegetal, ya que contaba con un número suficiente de unidades experimentales distribuidas en los tratamientos establecidos y surgió la necesidad de conocer cómo se comporta una comunidad vegetal en particular ante algún tipo de perturbación. No se trabajó con UE de 1 ha debido a una falta de unidades distribuidas en los tratamientos establecidos dentro de este y el resto de TB.

El ANAVA se modeló como un diseño en bloques incompletos en parcelas divididas, donde el tipo de bosque se contempló como bloque, y las mediciones en el tiempo como subparcelas. En los modelos se declararon como efectos aleatorios (variación) al bloque, la unidad de manejo y los intervalos entre mediciones, en algunos modelos se declaró como efecto aleatorio la elevación sobre el nivel del mar. Estos efectos fueron anidados (bloque, tipo de aprovechamiento, unidad de manejo, intervalo y en algunos análisis, la elevación). Para el caso del análisis por TB se realizaron ANAVAS bajo un diseño en bloques

completos al azar en parcelas divididas, donde el bloque corresponde a las UM, los tratamientos como parcelas y las UE como subparcelas.

2.6.1 Umbrales de aprovechamiento.

La presente investigación intenta determinar la efectividad de esta herramienta de decisión definida por el estándar costarricense (Decreto N° 34559 2008) (umbrales para segundas cosechas) para establecer el estado de los bosques y su potencial para ser sujetos a un segundo aprovechamiento de madera. En este sentido se realizó pruebas *t* de student (estadística descriptiva) para los umbrales en el caso de las abundancias relativas del grupo de individuos de especies Heliófitas efímeras y el área basal total. Los umbrales establecidos en el Estándar costarricense comprenden dos categorías para la operatividad del aprovechamiento forestal:

2.6.1.1 Valor de Referencia Mínimo de área basal

El Valor de Referencia Mínimo (VRMin.) de área basal se realizó con base a los individuos arriba de 30 cm de DAP para especies comerciales y no comerciales. El análisis estadístico se realizó a través de una prueba de T de Student ($T_{\alpha/2}$, 95%) donde se comparó el área basal por hectárea contra el valor fijo de Referencia Mínimo (Figura 2b) establecido de forma general para los bosques de Costa Rica en ($11 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$) para todos los bosques de las unidades de manejo en estudio. “Si $G \geq a \text{ VRMin}$, el bosque podría ser sujeto a aprovechamiento; y si $G \leq a \text{ VRMin}$, el bosque no puede ser intervenido nuevamente”

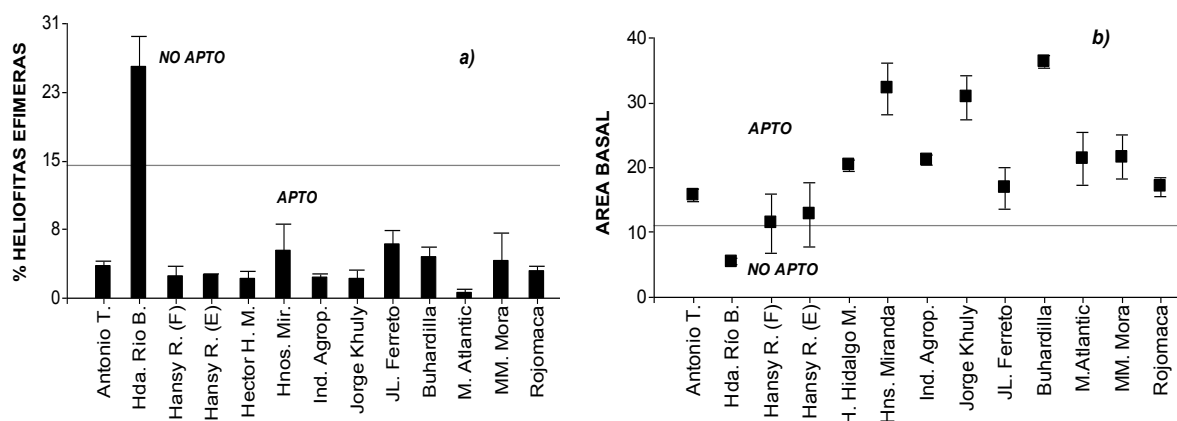


Figura 2. Estimación de los umbrales para aprovechamiento: a) Valor de referencia máximo del porcentaje Heliófitas efímeras; b) Valor de referencia mínimo en área basal.

2.6.1.2 Valor de Referencia Máximo (VRMax) para especies Heliófitas

El VRMax de abundancia de especies HE establecido en el Estándar Costarricense, menciona que una UM para ser sujeta a un aprovechamiento debe registrar un porcentaje menor del 15% del total de individuos mayores a 10 cm de DAP del gremio ecológico de heliófitas efímeras (HE). Dentro de la base de datos del Sistema de Información de los Recursos Forestales de Costa Rica SIREFOR, se cuenta con un listado de las especies arbóreas y su respectivo gremio ecológico: heliófita efímera (HE), heliófita durable (HD) y esciófita (ESC) que se utilizó como base para la clasificación de estas especies. Los análisis de dicho umbral se realizó por medio de una prueba de T de Student ($T_{\alpha/2}$, 95%) donde se compara el valor medio de HE con el VRMax en un 15% (Figura 2a). *“Si HE es $\leq 15\%$, el bosque podría ser sujeto a un segundo aprovechamiento; y si HE es $> 15\%$, el bosque no puede ser nuevamente intervenido”*.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 EVALUACIÓN DE PARCELAS PERMANENTES DE 0.3 HA.

El análisis discriminante resultante de la relación de matrices de IVI de parcelas de inventario clasificadas en TB (ver Pacheco 2012) con las matrices de IVI de PPM dio como resultado una agrupación de PPM (Cuadro 1) en TB. Dentro de los resultados generales, en promedio, las parcelas APROV registraron una intensidad de aprovechamiento promedio por parcela de 0.3 ha de 3.56 individuos y 0.74 m² de área basal. Para estas parcelas no fue posible determinar si se aplicó dentro de ellas tratamientos silviculturales, no obstante, las UM en su mayoría si fueron sometidas a esta actividad, ya que para aquella época estaba en auge el programa de incentivos CAFMA. Dicha actividad fue ejecutada aproximadamente en promedio dos años después del primer aprovechamiento.

Los análisis se presentan dentro de un tiempo promedio de monitoreo de 6 años después de la primera medición.

Cuadro 1. Número de parcelas de 0.3 ha por tipo de bosque resultado del análisis de correspondencias.

INSTITUCION	BOSQUE 1		BOSQUE 2		BOSQUE 3		BOSQUE 4		TOTAL
	AP	TEST	AP	TEST	AP	TEST	AP	TEST	
CODEFORSA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FUNDECOR	2	2	3	3	6	1	8	8	33
CATIE	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	2	2	3	3	6	1	8	8	33

3.1.1 Riqueza y diversidad de especies

No se encontraron diferencias significativas entre los valores promedio de número de especies, índices de diversidad y gremios ecológicos entre tratamientos. Este resultado es consistente con el hallado en muchos otros estudios, donde no se reportan variaciones en estos indicadores de biodiversidad a causa del aprovechamiento de madera (p.e.. Delgado 1993, Delgado et al. 1997). La riqueza y diversidad de especies parecen ser atributos robustos difíciles de impactar, a nivel de rodal, en bosques manejados. El porcentaje de individuos de gremios ecológicos, como en el caso de las heliófitas efímeras y heliófitas durables, se espera aumenten con la intervención. Estas especies altamente demandantes de luz tienden a aumentar sus poblaciones en sitios intervenidos, cosa que no sucede en este estudio en particular.

En cuanto al número de palmas se observaron diferencias en la interacción entre tratamientos y tiempo de medición (Cuadro 2). El número de palmas en las parcelas bajo aprovechamiento tiende a incrementa con el tiempo y aunque no se establecen diferencias dentro de este tratamiento, si se tiene al final del periodo de medición una diferencia del número de palmas entre parcelas aprovechadas y parcelas testigo, siendo el tratamiento APROV el que contiene mayor número de palmas (Figura 3). Esto se puede explicar por el hecho que algunas especies de palmas pueden responder a la perturbación, por su condición de especies demandantes de luz y aumentar sus densidades en áreas perturbadas como los claros ocasionados por el aprovechamiento de madera y construcción de caminos de extracción (Pedersen 1993).

Cuadro 2. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en las variables de riqueza y diversidad de especies.

VARIABLE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
	Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
ESPECIES	0.18	0.6724	0.34	0.9520	0.31	0.9587
SHANNON	0.26	0.6133	0.32	0.9556	0.18	0.9812
SIMPSON	0.01	0.9378	0.79	0.8520	0.40	0.9404
PALMAS_N	2.25	0.1339	0.89	0.8284	8.92	0.0304
HE	0.01	0.9378	0.79	0.8520	0.40	0.9404
HD	0.94	0.3328	1.39	0.7083	0.53	0.9131
ESC	2.29	0.1305	0.37	0.9454	0.06	0.9965

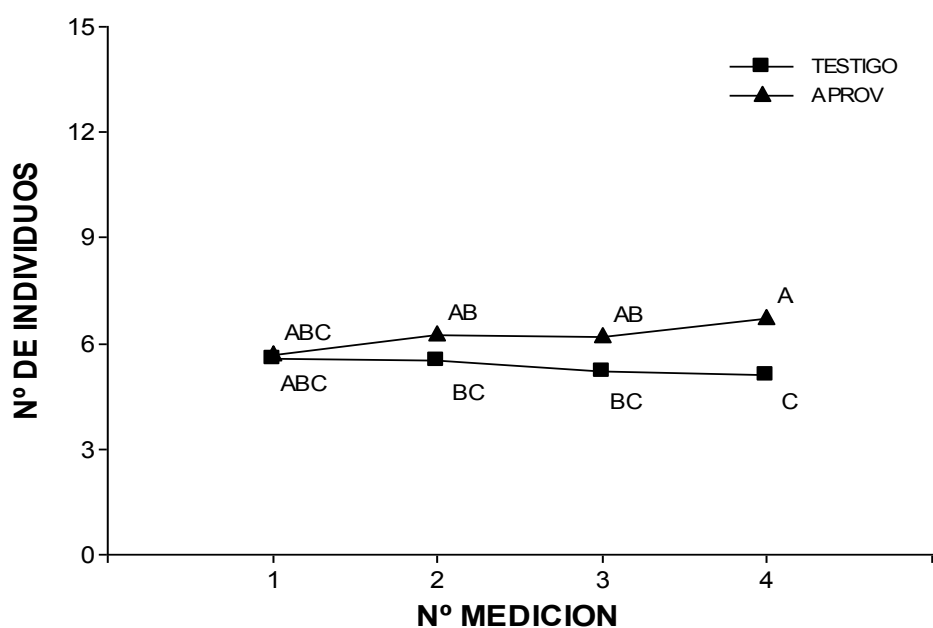


Figura 3. Número de palmas ha⁻¹ en parcelas aprovechadas y testigo a lo largo del tiempo

3.1.2 Estructura horizontal

En términos generales, se registran pocos cambios en abundancia y área basal provocados por el aprovechamiento de madera. Algunos de estos se dan básicamente a nivel de clases diamétricas específicas.

Se observaron diferencias significativas en $N\ ha^{-1}$ entre los tratamientos para la clase 20 – 29.9 cm DAP (Figura 4a) donde se observa una disminución de la abundancia en APROV posiblemente por actividades de corta y extracción. Para la clase 10 – 19.9 cm de dap, y el total de individuos, se observan diferencias únicamente a nivel del tiempo

(Cuadro 3, Figura 5a) notándose una reducción en la abundancia, posiblemente producto del aprovechamiento. Para la clase 30 – 39.9 se observa un efecto entre los tratamientos y el tiempo (Cuadro 3, Figura 5b), siendo que en la primera y segunda medición existen diferencias entre APROV y TEST, y luego desaparecen. Dentro del tratamiento APROV se observa una reducción en la densidad de árboles de 30-39.9 cm de dap (Figura 5b).

Respecto a las especies comerciales, se observó diferencias en la abundancia entre tratamientos en las clases 20 – 29.9, 40 – 49.9 y > 60 cm de DAP (Figura 4b) y dentro de las especies no comerciales se observó un efecto de los tratamientos en las clases 30 – 39.9 y 40 – 49.9 (Figura 4c). Para el resto de clases y el N total, tanto para los grupos comerciales como no comerciales, no se observaron diferencias dentro y entre tratamientos ni con respecto al tiempo (Cuadro 3).

Cuadro 3. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en las variables de N ha⁻¹ total y grupos comerciales.

GRUPO	CLASE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
		Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
N ha ⁻¹ TOTAL	10 - 19	0.03	0.8650	19.98	0.0002	1.89	0.5960
	20 - 29	3.93	0.0475	4.80	0.1871	3.51	0.3190
	30 - 39	2.17	0.1410	3.70	0.2962	13.24	0.0041
	40 - 49	1.62	0.2029	2.96	0.3985	0.98	0.8069
	50 - 59	1.71	0.1905	4.26	0.2347	0.39	0.9415
	> 60	2.79	0.0950	4.17	0.2440	3.08	0.3790
	TOTAL	0.26	0.6115	18.85	0.0003	7.65	0.0537
N ha ⁻¹ COMERCIAL	10 - 19	0.53	0.4668	3.10	0.3759	0.80	0.8483
	20 - 29	7.74	0.0054	0.77	0.8576	0.34	0.9514
	30 - 39	0.21	0.6453	5.53	0.1367	5.76	0.1241
	40 - 49	6.82	0.0090	5.25	0.1543	0.12	0.9890
	50 - 59	1.67	0.1965	2.60	0.4577	0.81	0.8460
	> 60	4.96	0.0260	0.51	0.9177	1.08	0.7821
	TOTAL	1.19	0.2749	10.39	0.0156	4.70	0.1951
N ha ⁻¹ NO COMERCIAL	10 - 19	1.50	0.2201	0.86	0.8358	0.12	0.9887
	20 - 29	2.25	0.1333	2.18	0.5358	0.07	0.9951
	30 - 39	3.97	0.0464	0.37	0.9461	1.42	0.7004
	40 - 49	4.20	0.0404	1.40	0.7059	0.87	0.8337
	50 - 59	0.54	0.4642	0.93	0.8178	0.14	0.9873
	> 60	0.78	0.3780	1.19	0.7563	0.38	0.9452
	TOTAL	1.36	0.2428	62.22	< 0.0001	6.52	0.0889

En el caso del G ha⁻¹, se observó diferencias en la interacción tratamiento y número de mediciones para G en la clase 30 – 39.9 (Cuadro 4, Figura 4d). Respecto a las especies comerciales, se observó un efecto del aprovechamiento en las clases 10 – 19.9; 20 – 29.9 y > 60 cm DAP (Figura 4e). Así mismo se observa un efecto del tratamiento para las clases

20 – 29, 30 – 39, 40 – 49 y > 60 cm DAP en las especies no comerciales (Figura 4f). Los bosques aprovechados tienen una menor área basal ($m^2 ha^{-1}$) en clases diamétricas mayores a 40 cm de dap, lo cual es de esperar por la cosecha de árboles grandes.

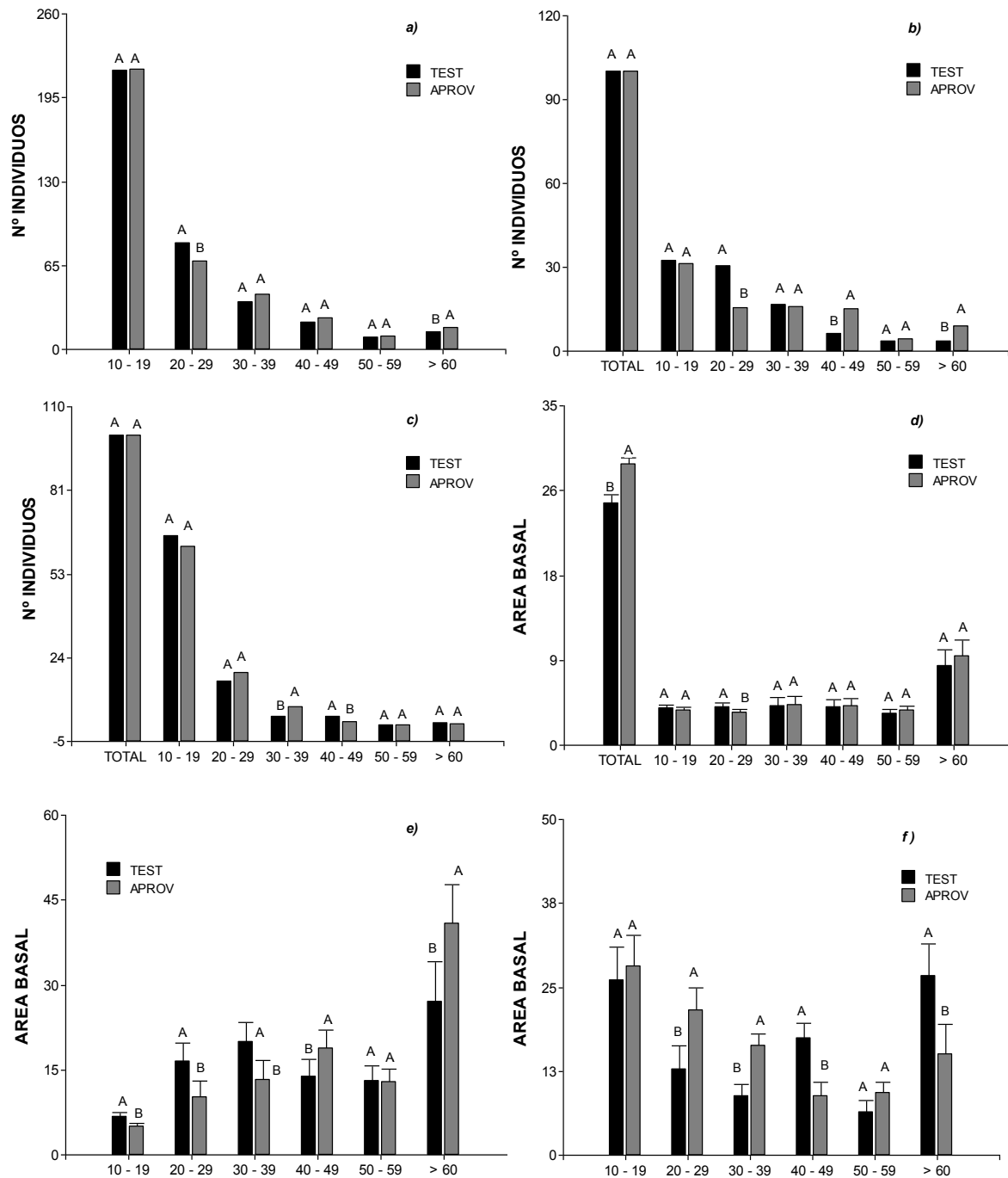


Figura 4. Comparación del número de individuos y área basal ha^{-1} por tratamiento y por clases diamétricas: a): N total; b): N comercial; c): N no comercial; d): G total; e): G comercial; f): G no comercial. Los valores de abundancia están dados por hectárea, y los de área basal están en $m^2 ha^{-1}$

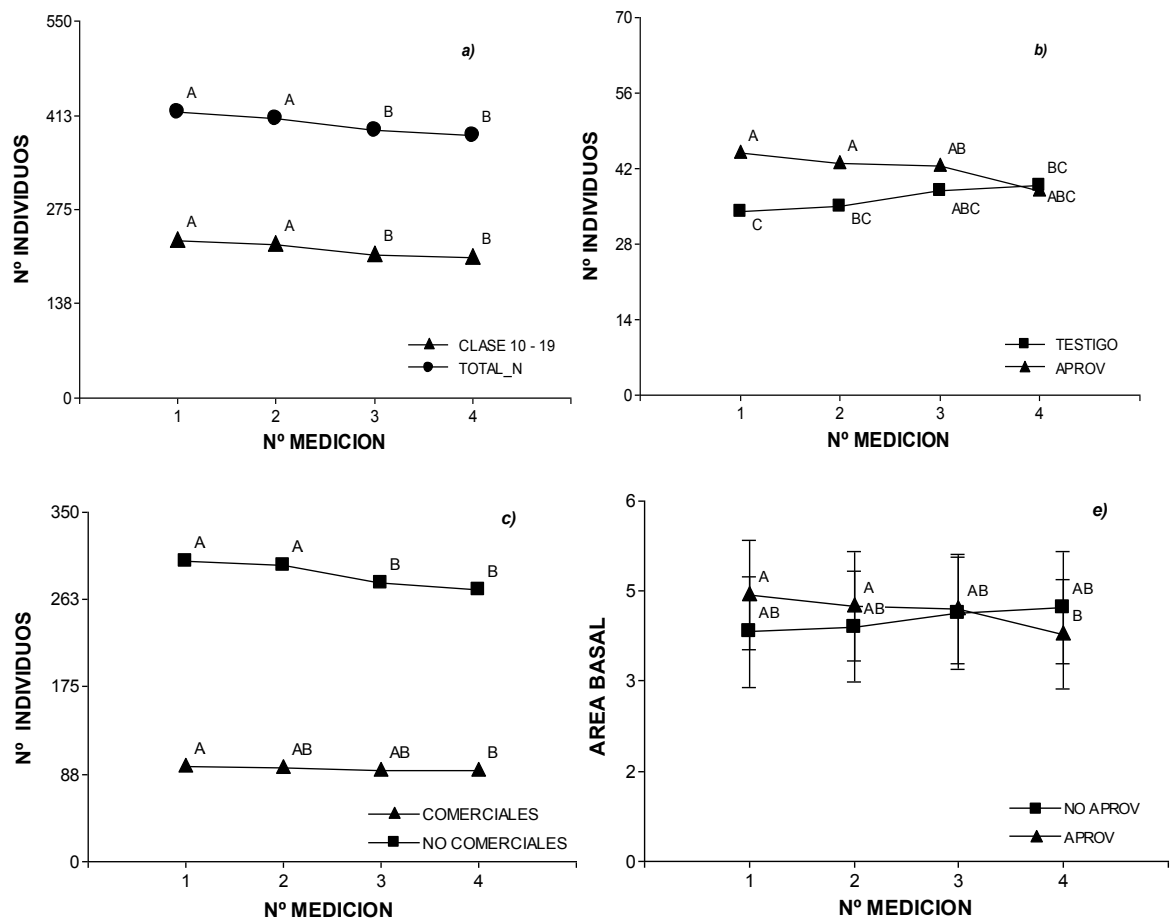


Figura 5. Número de individuos y Área basal ha^{-1} por clases diamétricas en los periodos de medición: a): N total y clase 10 – 19.9; b): Interacción tratamiento*medición, N clase 30 – 39.9; c): N total por grupos comerciales; e): Interacción tratamiento*medición, G clase 30 – 39.

Cuadro 4. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en las variables de $G\ ha^{-1}$ total y grupos comerciales.

GRUPO	CLASE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
		Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
G ha⁻¹ TOTAL	10 - 19	1.07	0.3020	5.88	0.1176	0.06	0.9959
	20 - 29	3.15	0.0759	3.12	0.3741	1.10	0.7772
	30 - 39	0.34	0.5601	2.21	0.5300	9.95	0.0190
	40 - 49	0.16	0.6910	3.52	0.3176	1.17	0.7595
	50 - 59	0.88	0.3475	3.39	0.3354	0.28	0.9639
	> 60	1.21	0.2718	5.12	0.1635	4.84	0.1841
	TOTAL_G	3961.42	0.0002	3888.88	0.5341	3843.81	0.7149
G ha⁻¹ COMERCIAL	10 - 19	3.90	0.0483	3.90	0.2722	2.97	0.3970
	20 - 29	4.05	0.0442	4.49	0.2136	3.92	0.2698
	30 - 39	3.51	0.0609	1.51	0.6802	2.74	0.4332
	40 - 49	3.09	0.0789	3.72	0.2931	0.57	0.9027
	50 - 59	0.02	0.8799	1.67	0.6436	0.47	0.9252
	> 60	4.29	0.0384	0.35	0.9498	0.74	0.8626
	TOTAL	6.39	0.0856	0.01	0.9991	0.06	0.9820
G ha⁻¹ NO COMERCIAL	10 - 19	0.42	0.5167	0.45	0.9305	0.96	0.8115
	20 - 29	5.31	0.0212	2.33	0.5070	0.54	0.9095
	30 - 39	5.61	0.0179	0.89	0.8268	2.12	0.5486
	40 - 49	5.53	0.0187	3.17	0.3657	2.36	0.5011
	50 - 59	2.67	0.1021	2.14	0.5430	0.20	0.9776
	> 60	4.86	0.0274	4.36	0.2253	2.10	0.5521
	TOTAL	3.04	0.1195	1.75	0.1681	1.63	0.2581

3.2 EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN EL BOSQUE DE *P. macroloba*, *Brosimum sp* y *T. guianensis*

3.2.1 Riqueza y diversidad de especies

Igual que los resultados generales, no se encontraron diferencias significativas para la riqueza de especies, índices de diversidad y gremios ecológicos entre tratamientos, durante el transcurso del tiempo ni la interacción de estos parámetros. Este resultado es consistente con el hallado en otros estudios, donde no se reportan variaciones en estos indicadores de biodiversidad a causa del aprovechamiento de madera (Delgado 1993, Delgado et al. 1997).

Cuadro 5. Prueba de hipótesis secuenciales para el número de especies y palmas.

VARIABLE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
	Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
ESPECIES	1.75	0.1854	1.40	0.7050	0.53	0.9131
PALMAS_N	1.32	0.2503	0.08	0.9936	0.09	0.9931

Cuadro 6. Prueba de hipótesis marginales para los índices de diversidad y gremios ecológicos.

VARIABLE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
	F	P	F	P	F	P
SHANNON	2.42	0.2598	0.01	0.9989	0.02	0.9963
SIMPSON	2.74	0.2396	0.01	0.9982	0.03	0.9943
HE	0.18	0.7110	0.51	0.6822	0.35	0.7883
HD	0.82	0.4608	0.72	0.5493	0.21	0.8857
ESC	0.85	0.4540	0.04	0.9887	0.04	0.9893

3.2.2 Estructura horizontal

Similar a lo observado en los resultados para todo el rodal, se observan pocos cambios provocados por el aprovechamiento en los parámetros de abundancia y área basal. Las diferencias significativas observadas en $N\ ha^{-1}$ entre los tratamientos se registran para las clases 10 – 19.9, 30 – 39.9, 40 – 49.9, mayores 60 cm de DAP y el total de individuos (Figura 6a y 6b), donde se observa una disminución de la abundancia en APROV posiblemente por actividades de corta y extracción. Para la clase, 10 – 19.9 cm (DAP), el total de individuos y el total de especies no comerciales, mostraron diferencias significativas únicamente a nivel de número de mediciones (Cuadro 7, Figura 6c, 6d y 6e) notándose una reducción con el tiempo en la abundancia, posiblemente producto del aprovechamiento.

Cuadro 7. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en $N\ ha^{-1}$ total y grupos comerciales.

CLASE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
	Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
10 - 19	3.92	0.0478	19.97	0.0002	0.15	0.9855
20 - 29	1.79	0.1815	0.33	0.9542	6.50	0.0897
30 - 39	5.43	0.0198	2.12	0.5469	0.34	0.9522
40 - 49	4.50	0.0339	5.77	0.1232	2.12	0.5487
50 - 59	2.54	0.1112	0.12	0.9891	1.19	0.7545
> 60	4.13	0.0421	1.69	0.6397	1.98	0.5765
TOTAL N	4.12	0.0424	11.65	0.0087	0.95	0.8140
TOTAL COMERCIALES	6.27	0.0123	1.88	0.5968	3.11	0.3745
TOTAL NO COMERCIALES	3.68	0.0552	10.14	0.0174	0.24	0.9701

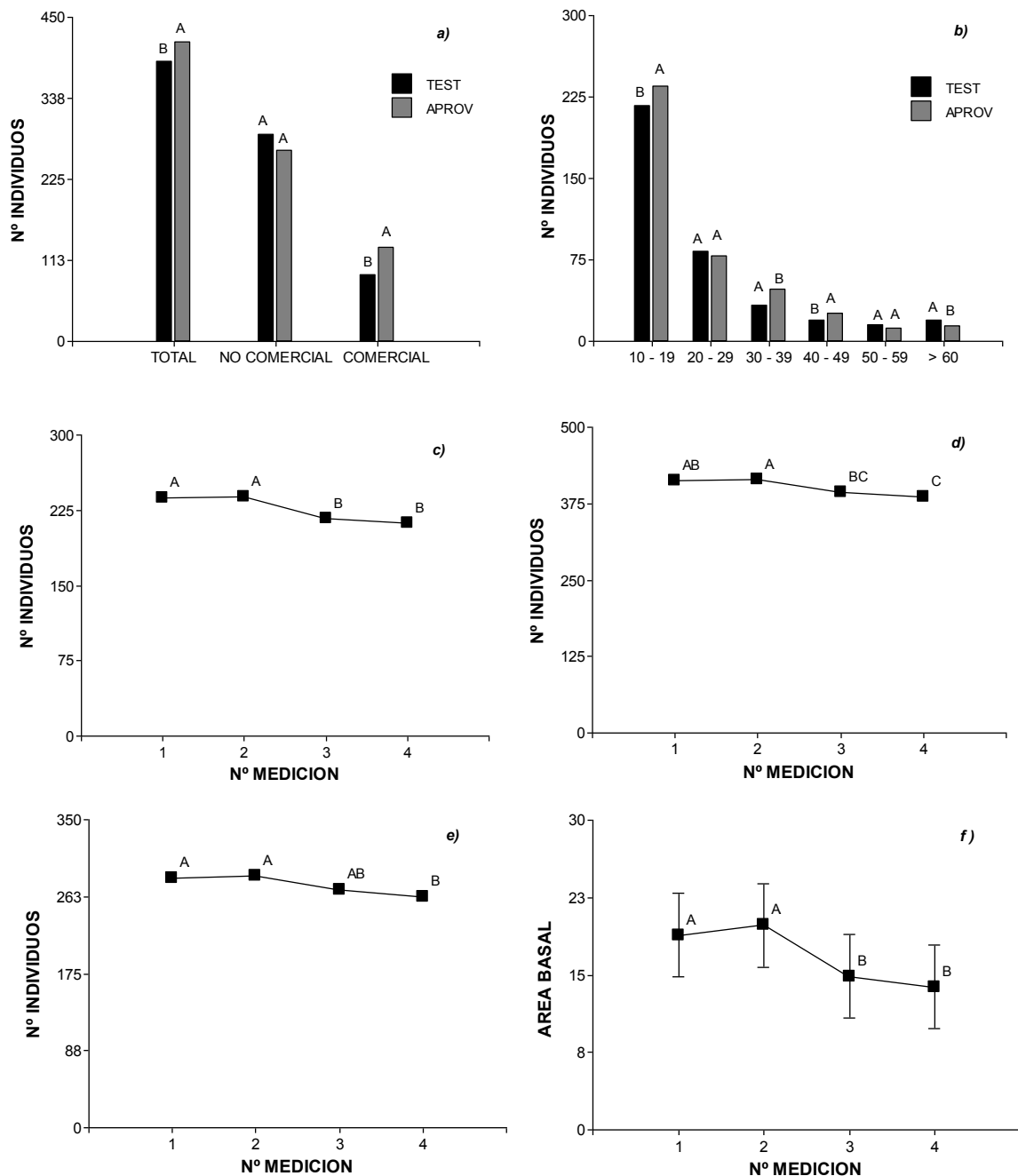


Figura 6. Diferencias entre tratamientos y a lo largo del tiempo en N y G ha⁻¹. a): N total y por grupos comerciales; b): N por clases diamétricas; c): N clase 10 – 19 cm; d): N total; e): N total no comercial; f): G clase 10 – 19.

En el caso del G ha⁻¹, se observó diferencias durante el tiempo de monitoreo en la clase 10 – 19.9 (Cuadro 8, Figura 6f). Respecto al resto de clases diamétricas, área basal total y área basal en los grupos comerciales, no se observó un efecto del aprovechamiento, dentro y entre tratamientos ni durante el periodo de monitoreo.

Cuadro 8. Prueba de hipótesis marginales para efectos fijos en $G\ ha^{-1}$ total y grupos comerciales.

CLASE	TRATAMIENTO		N° MEDICION		TRAT/N° MED	
	F	P	F	P	F	P
10 - 19	0.02	0.8901	6.34	0.0034	0.37	0.7784
20 - 29	0.56	0.5312	0.27	0.8491	1.09	0.3758
30 - 39	0.46	0.5681	0.22	0.8797	0.28	0.8366
40 - 49	1.26	0.3783	2.38	0.1001	1.17	0.3474
50 - 59	3.20	0.2154	0.17	0.9158	0.16	0.9230
> 60	0.01	0.9199	0.14	0.9331	0.11	0.9504
TOTAL	0.34	0.6186	0.17	0.9124	0.21	0.8901
TOTAL COMERCIALES	6.39	0.0856	0.01	0.9991	0.06	0.9820
TOTAL NO COMERCIALES	2.03	0.2900	0.14	0.9351	0.07	0.9735

3.3 RESULTADOS PARCELAS PERMANENTES DE 1 HA

El análisis discriminante resultante de la relación de matrices de IVI de parcelas de inventario clasificadas en TB con las matrices de IVI de PPM dio como resultado una agrupación de PPM dentro de los bosques analizados en el primer artículo (Cuadro 9). Es así como se tienen identificados tipos de bosques y, dentro de estos, los tratamientos (ver sección 2.5). Dentro de los resultados generales, en promedio, las parcelas APROV registraron una intensidad de aprovechamiento promedio de 5.36 individuos y $1.94\ m^2$ de área basal por hectárea. Los tratamientos silviculturales se realizaron en promedio dos años después de la primera medición. Los análisis representan información del monitoreo de las PPM obtenida, en promedio, 5 años después de la primera medición.

Cuadro 9. Número de parcelas de 1 ha por tipo de bosque resultado del análisis de correspondencias.

INSTITUCION	BOSQUE 1			BOSQUE 2			BOSQUE 3			BOSQUE 4			TOTAL
	AP	TEST	AP+TS	AP	TEST	AP+TS	AP	TEST	AP+TS	AP	TEST	AP+TS	
CODEFORSA	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4
FUNDECOR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
CATIE	2	0	0	0	0	0	0	2	4	4	1	2	15
TOTAL	2	2	0	0	0	0	2	2	4	6	1	2	20

3.3.1 Riqueza y diversidad de especies

No se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos ni en la interacción tratamiento-tiempo de medición en cuanto a riqueza y diversidad de especies (Cuadro 10). De esta forma se tiene que el aprovechamiento no ocasiona cambios significativos en estos parámetros de biodiversidad vegetal de los bosques.

Cuadro 10. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en las variables de riqueza, diversidad de especies y gremios ecológicos.

VARIABLE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
	Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
ESPECIES	0.39	0.8245	0.22	0.9944	0.90	0.9988
SHANNON	1.86	0.3947	14.55	0.0057	1.55	0.9919
SIMPSON	1.91	0.3851	13.60	0.0087	7.05	0.5309
PALMAS	1.35	0.5083	2.18	0.7021	2.31	0.9699
HE	226.13	<0.0001	224.81	0.9739	222.14	0.9983
HD	3628.32	0.1417	3611.27	0.9831	3602.42	>0.9999
ESC	12243.4	0.8483	12220.6	0.9971	12214.5	>0.9999

3.3.2 Estructura horizontal

El ANAVA realizado para las variables abundancia total y abundancia por clase diamétrica (Cuadro 11), mostró diferencias significativas entre tratamientos para las clases diamétricas 10 – 19.9, 30 – 39.9 y > 60 cm DAP (Figura 7a). Así mismo, se observó diferencias significativas para la clase 20 - 29 y número de individuos total entre los tratamientos a lo largo del tiempo (interacción tratamiento* número de mediciones) (Cuadro 11, Figura 7b y 7c).

Cuadro 11. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en $N\ ha^{-1}$ total y grupos comerciales por clase diamétrica.

GRUPO	CLASE	TRATAMIENTO		Nº MEDICION		TRAT/Nº MED	
		Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
$N\ ha^{-1}$ TOTAL	10 - 19	1480.80	<0.0001	1475.27	0.2368	1469.30	0.6506
	20 - 29	431.03	0.0068	428.34	0.6113	408.04	0.0093
	30 - 39	444.02	<0.0001	442.00	0.7322	432.43	0.2960
	40 - 49	162.01	0.4897	161.07	0.9188	151.65	0.3077
	50 - 59	153.93	0.3704	153.35	0.9661	152.64	0.9995
	> 60	520.99	0.0095	512.03	0.0621	507.70	0.8261
	TOTAL	1179.15	<0.0001	1168.46	0.0303	1144.74	0.0026
$N\ ha^{-1}$ COMERCIAL	10 - 19	1.64	0.4397	0.16	0.9969	0.69	0.9996
	20 - 29	0.65	0.7223	0.06	0.9995	0.99	0.9983
	30 - 39	0.89	0.6396	0.92	0.9214	1.03	0.9981
	40 - 49	2.37	0.3050	0.20	0.9953	2.71	0.9512
	50 - 59	1.31	0.5204	0.47	0.9763	1.78	0.9871
	> 60	0.79	0.6723	1.50	0.8273	1.96	0.9822
	TOTAL	0.32	0.7276	2.08	0.0928	0.89	0.5331
$N\ ha^{-1}$ NO COMERCIAL	10 - 19	0.64	0.7279	0.29	0.9901	1.81	0.9862
	20 - 29	2.01	0.3658	0.20	0.9953	3.26	0.9171
	30 - 39	0.36	0.8354	1.17	0.8836	1.75	0.9877
	40 - 49	0.68	0.7104	0.07	0.9994	2.61	0.9563
	50 - 59	3.56	0.1690	0.31	0.9890	1.25	0.9961
	> 60	2.12	0.3472	1.04	0.9040	0.46	0.9999
	TOTAL	0.32	0.7278	2.08	0.0923	0.88	0.5363

El mayor número total de individuos se observó en las parcelas TESTIGO en todas las mediciones, comparado con los otros tratamientos (Figura 7c). Los tratamientos APROV y APROV+TRAT no difieren entre sí en las primeras cuatro mediciones, pero sí en la quinta medición, donde el tratamiento APROV+TRAT tiene estadísticamente menor abundancia.

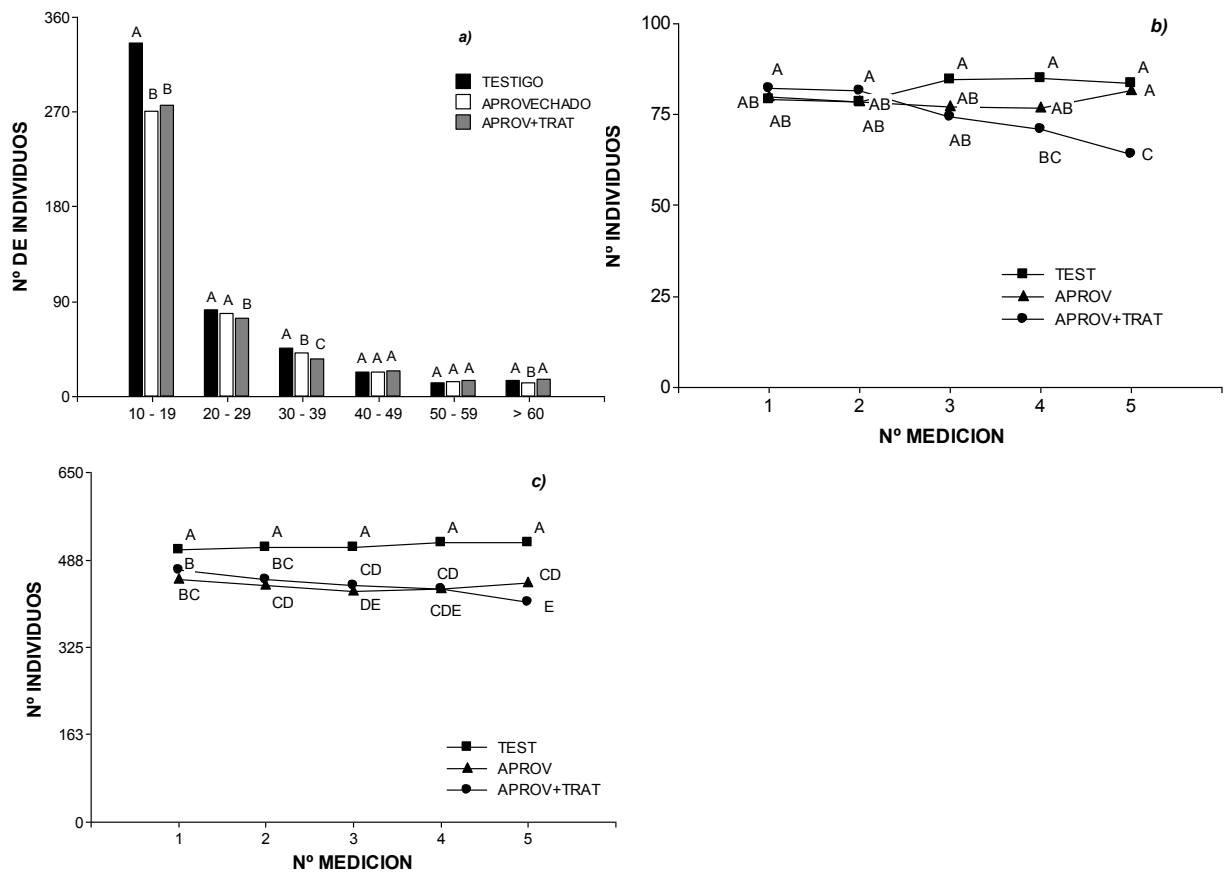


Figura 7. Distribución de $N\ ha^{-1}$: a): efectos de tratamiento por clase diamétrica; b): interacción Tratamiento*Medición para la clase 20 – 29; c): interacción Tratamiento*Medición para N total.

Dentro del área basal total, se observaron diferencias significativas en la interacción tratamientos y tiempo (Cuadro 12). Para la clase diamétrica 20-29.9 cm de dap, se tienen diferencias significativas entre el tratamiento testigo en la medición 3 y 4 con respecto al APROV+TRAT de la última medición (Figura 8a), presentando el testigo una mayor área basal en esta clase de tamaño. Para la clase diamétrica 30-39.9 cm de dap (Figura 8b), no hay diferencias entre tratamientos para las mediciones 1, 2, 3, y 4, pero en la última medición el tratamiento testigo tiene una mayor área basal que el tratamiento APROV+TRAT. No hay cambios dentro de tratamientos en esta variable en el tiempo.

En la clase 40-49.9 cm de dap no hay diferencias entre tratamientos a lo largo del tiempo, pero si dentro de tratamientos. El tratamiento APROV+TRAT reduce significativamente el área basal en esta clase a lo largo del tiempo y muestra diferencias entre las mediciones 1 y 2 con respecto a la última medición (Figura 8c). Esto es un resultado claro del efecto del tratamiento silvicultural sobre árboles de tamaño mediano.

Cuadro 12. Prueba de hipótesis secuenciales para efectos fijos en $G \text{ ha}^{-1}$ total y por clase diamétrica en los grupos comerciales.

GRUPO	CLASE	TRATAMIENTO		N° MEDICION		TRAT/N° MED	
		Chi ²	P	Chi ²	P	Chi ²	P
$G \text{ ha}^{-1}$ TOTAL	10 - 19	0.76	0.6800	3.46	0.4800	4.02	0.8600
	20 - 29	1.42	0.4904	5.36	0.2525	19.58	0.0121
	30 - 39	2.43	0.2968	4.74	0.3151	23.73	0.0025
	40 - 49	0.11	0.9444	3.52	0.4756	37.38	<0.0001
	50 - 59	1.42	0.4929	1.09	0.8959	2.30	0.9705
	> 60	1.72	0.4241	16.16	0.0028	6.09	0.6376
	TOTAL	4.50	0.1055	12.98	0.0114	12.69	0.1228
$G \text{ ha}^{-1}$ COMERCIAL	10 - 19	0.11	0.9462	6.00	0.1990	6.84	0.5536
	20 - 29	0.90	0.6377	0.21	0.9948	0.96	0.9985
	30 - 39	1.60	0.4505	7.62	0.1067	16.64	0.0341
	40 - 49	0.80	0.6710	0.39	0.9836	25.69	0.0012
	50 - 59	1.99	0.3693	3.02	0.5541	8.02	0.4316
	> 60	1.23	0.5408	7.56	0.1090	9.20	0.3256
	TOTAL	0.58	0.5720	0.15	0.9629	0.94	0.4911
$G \text{ ha}^{-1}$ NO COMERCIAL	10 - 19	0.54	0.7650	8.23	0.0835	22.78	0.0037
	20 - 29	3.89	0.1432	3.24	0.5192	9.65	0.2906
	30 - 39	2.51	0.2849	6.74	0.1503	9.71	0.2859
	40 - 49	0.80	0.6716	1.14	0.8872	31.94	0.0001
	50 - 59	0.42	0.8105	6.53	0.1629	14.81	0.0630
	> 60	1.95	0.3781	11.71	0.0196	2.49	0.9622
	TOTAL	0.58	0.5720	0.15	0.9629	0.94	0.4911

En las especies comerciales se observó diferencias significativas en el área basal ha^{-1} en las clases 30 – 39 y 40 – 49, sin embargo la prueba de medias ajustadas, no muestran diferencias entre tratamientos en el tiempo. En el caso de las especies no comerciales, el ANOVA, mostró diferencias significativas entre tratamientos influenciado por el transcurso del tiempo en las clases 10 – 19.9 y 40 – 49.9 (Figura 8d y 8e). No se observaron diferencias en los valores totales. En la clase 19 – 19.9 de las parcelas no comerciales, no se observan diferencias en las mediciones 1, 2, 3, 4 y el total, sin embargo, se observan diferencias en la última medición donde los valores del área basal se incrementan. Para la clase 40 – 49.9 se detectan diferencias en la última medición de las

parcelas aprovechadas, lo que deduce una causa del aprovechamiento, el área basal de las especies comerciales tienden a disminuir y las especies no comerciales prevalecen.

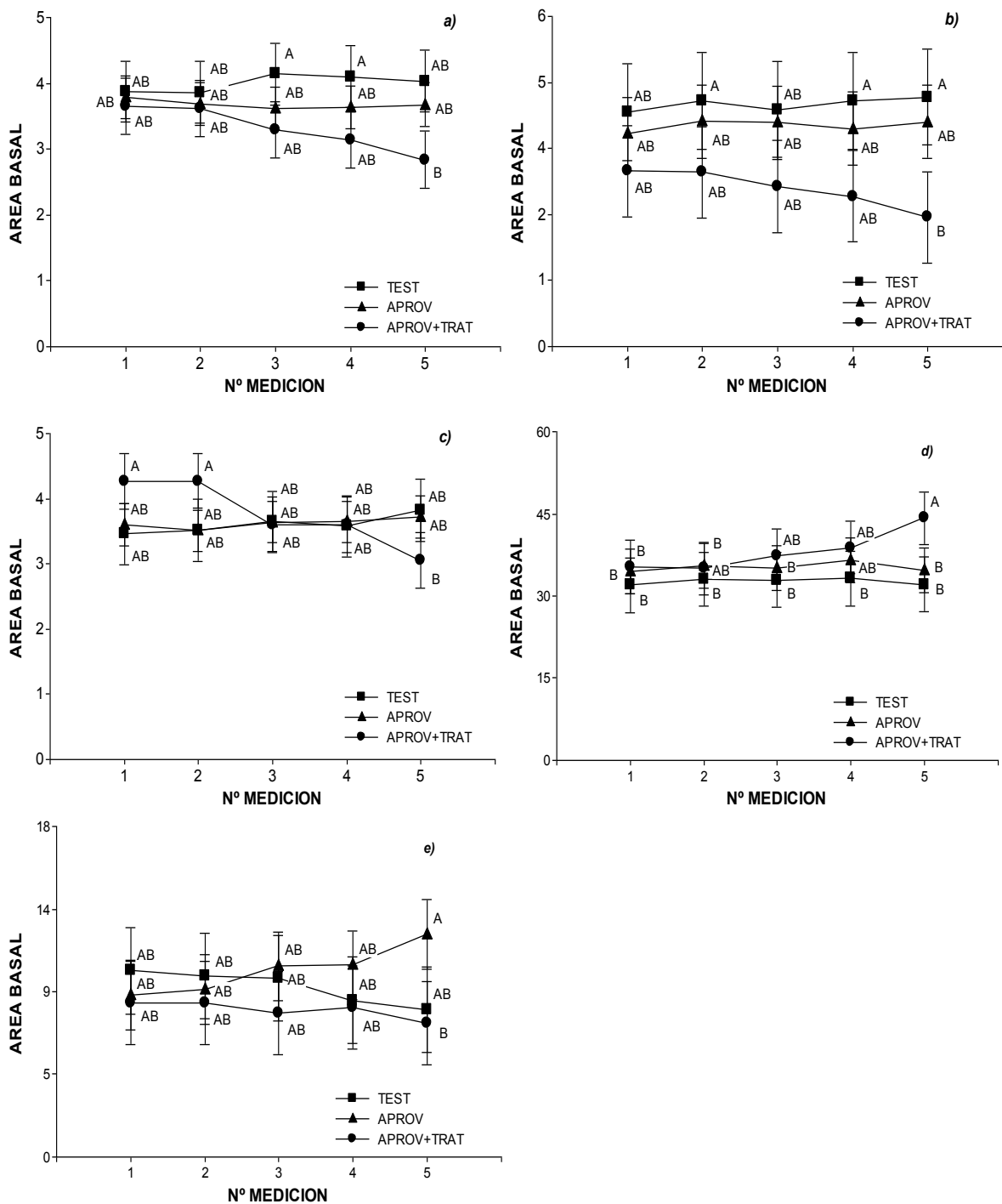


Figura 8. Área basal ha^{-1} total y grupos comerciales por clase diamétrica: a): G clase 20 – 29.9; b): clase 30 – 39.9; c): clase 40 – 49.9; d) clase 10 – 19.9 no comercial; e) clase (40 – 49.9 no comercial).

3.3.3 Umbrales de aprovechamiento

3.3.3.1 Valor de referencia máximo de las especies HE.

El análisis estadístico (t de student; $T_{\alpha/2}$, 95%) aplicado para parcelas permanentes de 0.3 ha y 1 ha bajo manejo (Cuadros 13), considerando la información obtenida para la última medición, mostró diferencias significativas en la mayoría de unidades de manejo, salvo en la UM Río Blanco, el cual presentó un valor medio superior al umbral establecido en el estándar. Esto conllevaría a deducir que sólo este bosque no podría ser sometido a un segundo aprovechamiento. El alto porcentaje de individuos del gremio de heliófitas efímeras denotaría una mayor perturbación en esta unidad de manejo con respecto al resto.

Cuadro 13. Valor de referencia máximo para el gremio de las HE en parcelas de 0.3 y 1 ha

SITIO	% de individuos de HE	Error Estándar	<i>p</i> (unilateral <i>T</i>)
Antonio Tosi	3.55	0.68	<0.0001
Hacienda Río Blanco	26.10	3.39	0.9977
Hansy Rodriguez (F.S).	2.50	1.17	<0.0001
Hansy Rodriguez y (E.S)	2.55	0.23	<0.0001
Héctor Hidalgo	2.18	0.85	<0.0001
Hermanos Miranda	5.33	3.03	0.0007
Ind. Agropecuarias Asociadas	2.25	0.44	<0.0001
Jorge Khuly	2.12	0.98	<0.0001
José Luis Ferreto	6.00	1.63	<0.0001
La Buhardilla	4.55	1.18	<0.0001
Maderal Atlantic	0.60	0.38	<0.0001
Miguel Mauricio Mora	4.23	3.17	0.0001
Rojomaca S.A.	3.03	0.58	<0.0001
Ancianos	3.72	1.17	<0.0001
Corinto	4.67	1.02	<0.0001
La Legua	3.94	0.17	<0.0001
Montura	5.99	1.54	<0.0001
Octubre	1.44	0.64	<0.0001
Tirimbina	2.42	0.31	<0.0001
Víctor Julio Jiménez	5.06	0.42	<0.0001

3.3.3.2 Valor de referencia mínimo en área basal > 30 cm.

Similar a los análisis de porcentaje de HE, la mayoría de los bosques estudiados, de acuerdo al criterio de área basal mínimo permitido, podrían ser sujetos a un segundo aprovechamiento de madera ya que presentan un valor promedio de área basal superior al umbral establecido en el estándar costarricense. Para las fincas Río Blanco (5.50; $p = 1.0000$), Hansy Rodriguez (F.S) (11.39; $p = 0.4354$) y Hansy Rodriguez (E.S) (12.75; $p =$

0.2309), no cumplen con el umbral establecido por el estándar , de modo que estos bosque no podrían ser sujetos a un nuevo aprovechamiento de madera.

Cuadro 14. Valor de referencia mínimo para área basal ($m^2 ha^{-1}$) ≥ 30 cm de dap en parcelas de 0.3 y 1 ha.

SITIO	G > 30 cm.	EE	<i>p(Unilateral D)</i>
Antonio Tosi	15.78	0.96	<0.0001
Hacienda Río Blanco	5.50	0.46	1.0000
Hansy Rodriguez (F.S)	11.39	4.61	0.4354
Hansy Rodriguez (E.S)	12.75	4.90	0.2309
Héctor Hidalgo	20.32	0.93	<0.0001
Hermanos Miranda	32.21	3.99	<0.0001
Ind. Agropecuarias	21.09	0.78	<0.0001
Jorge Khuly	30.83	3.36	<0.0001
José Luis Ferreto	16.86	3.21	0.0039
La Buhardilla	36.32	0.91	<0.0001
Maderal Atlantic	21.36	4.14	0.0007
Miguel Mauricio Mora	21.62	3.36	0.0002
Rojomaca S.A.	17.05	1.46	<0.0001
Corinto	19.43	0.45	<0.0001
La Legua	25.67	1.53	<0.0001
Montura	18.50	2.12	0.0002
Octubre	19.41	0.75	<0.0001
Tirimbina	13.81	0.58	<0.0001
Víctor Julio Jiménez	12.03	0.42	0.0012

IMPLICACIONES DE LA CARACTERIZACIÓN DE COMUNIDADES VEGETALES Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL PARA EL DESARROLLO

Los bosques considerados productivos en Costa Rica, corresponden a fincas por lo general de pequeñas dimensiones pertenecientes o bajo dominio de propietarios dedicados a diversas actividades económicas. Estos productores son los que tienen menores poderes y están cercanamente ligados a la base de recursos, lo que implica que están dotados de un potencial real de contribuir a la sostenibilidad de los recursos naturales, sin comprometer el desarrollo de sus medios de vida y al desarrollo rural.

Uno de los problemas más difíciles del desarrollo rural es el tema de seguridad alimentaria en comunidades donde sus ingresos son bajos, la tenencia de tierras es limitada y los métodos agrícolas mejorados en muchos casos carecen de valor práctico. Esa población sin tierras necesita empleo e ingresos si se quiere que tenga alguna posibilidad de lograr seguridad alimentaria. Por ello, los ingresos del manejo forestal sostenible pueden ser una alternativa importante frente a la migración a las ciudades o a la deforestación. Hasta hace poco, las iniciativas para determinar la contribución del sector forestal al desarrollo rural han sido modestas y la identificación de los puntos fuertes y débiles del sector, como medida para formular estrategias encaminadas a apoyarlo y reforzarlo han sido superficiales. No obstante, las autoridades forestales actualmente se interesan en la cuestión por varias razones. En primer lugar, usar los recursos forestales para mejorar las condiciones de vida de la población rural es un objetivo común de la mayoría de los gobiernos e instituciones y, por consiguiente, una responsabilidad de sus administraciones forestales. En segundo lugar, ofrecer incentivos a quienes de otro modo podrían dedicarse al cultivo migratorio alivia la presión sobre las zonas forestales (en el caso de los PSA). Además, es más probable que las poblaciones que obtienen medios de vida permanentes de los bosques, apoyen los esfuerzos para proteger y mejorar esos recursos.

Las actividades forestales en pequeña escala –entendidas como toda actividad relacionada con la propiedad forestal, manejo de bosques y empresas forestales– pueden contribuir considerablemente al desarrollo social y económico cuando las circunstancias o

los procesos mediante las cuales son llevadas a cabo son apropiados. En regiones donde las comunidades no explotan grandes cantidades de madera aserrada, la explotación en pequeña escala –empleo de animales, herramientas sencillas y troceo *in situ*– puede generar oportunidades de empleo e ingreso y evitan al mismo tiempo impactos ambientales considerables, incluso ciertas extensiones de bosques se encuentran certificadas de acuerdo al manejo evidenciado en la ejecución de los programas de aprovechamiento sostenible. En este acápite de la investigación, se examinan las condiciones y acciones de apoyo gracias a las cuales la caracterización de comunidades vegetales y el monitoreo de los bosques sujetos al manejo forestal han conseguido resultados positivos al desarrollar a la par el manejo, la conservación y el desarrollo de las comunidades locales.

En Costa Rica, instituciones como FUNDECOR, CODEFORSA y CATIE, brindan asesoría, investigación y desarrollo de tecnologías, así como oportunidades para la creación de redes de contacto y para el intercambio de experiencias en cuanto al manejo, conservación y desarrollo local, contribuyendo a reducir el aislamiento en que se encuentra el sector forestal en pequeña escala. Con ello, los pequeños productores obtienen no sólo una porción pequeña de los beneficios comerciales del manejo (como en un principio se obtenía), sino que se han implementado programas de incentivos donde se estimula a pequeños productores a la reforestación, manejo forestal y el pago por servicios ambientales en colaboración iniciada por el gobierno o iniciativas empresariales privadas.

Una caracterización de la cobertura vegetal presente en las áreas de influencia directa de las comunidades adyacentes o con bosques primarios dentro de sus territorios, es de gran importancia, ya que con ello se identifica el escenario en donde ejercen su accionar día a día y la mejor decisión de manejo con base a los atributos del bosque y de la forma más eficiente, donde obtenga rentabilidad y la conservación a perpetuidad de sus recursos naturales. El manejo de los bosques y la conservación pueden ir asociados junto con la satisfacción de las necesidades básicas de cada productor, mediante el uso adecuado del capital natural y el consecuente incremento de sus medios y estrategias de vida. Además de conocer el potencial del bosque, las especies características de las comunidades vegetales identificadas brindan elementos necesarios para determinar a dinámica del mismo, sus valores de producción y conservación y las estrategias enfocadas a un uso más moderado acorde a su funcionalidad.

De acuerdo a los resultados, los impactos del aprovechamiento no son en medida fuertes o significativos al menos durante los años considerados dentro de los análisis, el principio del manejo policíclico en Costa Rica es recrear la dinámica del bosque y con ello las actividades de aprovechamiento sin ocasionar impactos negativos a la funcionalidad del ecosistema; de igual manera los mecanismos de PSA, han favorecido la economía de productores y comunidades rurales que permiten mantener un aprovechamiento equilibrado de los bosques, con la suficiente rentabilidad hacia la satisfacción de sus necesidades.

ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LOS RESULTADOS PARA LA FORMACIÓN DE POLÍTICAS

El desarrollo de políticas, reglamentos propicios, tenencia forestal explícita segura y derechos en el manejo forestal, son los elementos fundamentales que crean un contexto favorable para las actividades a pequeña escala. Así mismo, las asociaciones e instituciones brindan a productores y empresarios las condiciones que les permiten beneficiarse de las economías de escala y sacar provecho de las explotaciones y empresas más grandes con el objeto de gestionar sus bosques, comercializar sus productos, obtener financiamientos, certificaciones y compartir conocimientos.

Los planes de manejo integral en predios pequeños son indispensables para asegurar la calidad de la vida de las personas que dependen de los bosques. Por ello parte de las políticas de manejo consiste en la estructuración de un plan de aprovechamiento forestal sostenible bajo los lineamientos establecidos por un marco jurídico que garantice la sostenibilidad de la actividad forestal relacionada con la conservación de la biodiversidad, el manejo responsable del patrimonio natural y la estabilidad de los ecosistemas en el tiempo, de manera que las actividades productivas no afecten irreversiblemente los ciclos y recursos naturales, ni amenace los procesos de los ecosistemas.

Dentro del manejo forestal en Costa Rica, en los últimos años, la población ha adquirido una conciencia conservacionista que lucha con el uso, manejo y conservación del recurso forestal, anteriormente se ignoraba que la madera -frente a otros materiales alternativos- es el bien de construcción más amigable con el ambiente. Bajo esa visión errada frente al recurso, muchos propietarios de bosques vendieron sus propiedades a

personas con suficientes medios para desarrollar otros usos que generen mayores ingresos, provocando la desaparición de grandes extensiones de bosque. La tala ilegal de bosques naturales, de áreas de protección, uso agropecuario, en áreas protegidas y el avance de la frontera agrícola que provocan cambio de uso, erosión y contaminación de suelos y recursos hídricos, han sido el resultado de las sobre regulaciones administrativas interpuestas al manejo forestal.

Ante esta situación; la Comisión Nacional de Sostenibilidad Forestal (CNSF), conjuntamente con la Subcomisión de Manejo Policíclico y el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), realizaron una adecuación de los Estándares de Manejo Forestal Sostenible mejorando la competitividad del bosque ante otros usos alternativos con el fin de brindar seguridad jurídica para promover la inversión del sector forestal a largo plazo, documentar geográfica e históricamente la actividad, umbrales científicos que determinen el impacto de la actividad y disminución de costos de transacción mediante la simplificación de trámites que en definitiva, busca mejorar la rentabilidad del uso forestal de la tierra, la salud del bosque y el combate de la pobreza en sectores clave de desarrollo forestal.

De acuerdo a estas premisas, los resultados de la presente investigación afianzan la definición de los estándares, ya que en los mismos se evidenció que los bosques dentro del estudio se encuentran bajo los umbrales permitidos para el aprovechamiento tanto para el caso de las especies Heliófitas efímeras como para la cantidad de área basal presente en el bosque. Así mismo los resultados encontrados y las dificultades del análisis de la información recopilada para el estudio, sugieren que es necesario establecer toda una red nacional de parcelas permanentes, las cuales sean monitoreadas en periodos sucesivos y épocas similares para evitar desbalance en los diseños y resultados, además de ello, que se maneje la cuestión del monitoreo como política de estado que asegure una perpetuidad del monitoreo y lo más importante la determinación de la sostenibilidad o no del manejo propiamente dicho según la actual normativa nacional.

4 CONCLUSIONES

- Existe una marcada variabilidad en los datos, que dificulta la determinación de impactos del manejo forestal en estos bosques. Esta variabilidad puede responder a posibles causas: Incertidumbre asociada al proceso de depuración taxonómica, dificultad para caracterizar niveles de intervención, diferentes protocolos de medición, variación altitudinal de las parcelas, tipos de suelo, etc.
- En términos generales, se deduce que el aprovechamiento forestal ocasiona pocos cambios en la composición, estructura y diversidad de los bosques de la zona.
- El manejo forestal no provoca cambios significativos en la riqueza y diversidad de especies vegetales, al menos durante los primeros 10 años después de las intervenciones.
- Se observan cambios estructurales a lo largo del tiempo principalmente en las parcelas intervenidas y en tamaños de vegetación medianos y mayores. El número total de individuos ≥ 10 cm de dap y entre 20-29 cm de dap, por ejemplo, resultó menor en los bosques con una mayor intervención. Del mismo modo, hay variables a lo largo del tiempo que reducen significativamente su valor dentro de los tratamientos más intervenidos, como el caso del área basal en el tamaño de vegetación 40-49.9 en los bosques aprovechados y tratados.
- De acuerdo a los umbrales establecidos en el estándar costarricense, una mayoría de los bosques analizados, que fueron aprovechados en las décadas de los 80s y 90, podrían ser sujetos a un segundo aprovechamiento de madera. Análisis ecológicos complementarios realizados podrían estar apoyando esta decisión.
- Las parcelas permanentes de monitoreo, ayudan a conocer de una forma clara y concisa los diferentes procesos ecológicos que suceden en el ecosistema forestal, sin embargo, es necesario, partir de la implementación de experimentos bajo un diseño estadístico formal que permita realizar comparaciones reales de las diferentes intervenciones con un sitio no intervenido.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Alfaro, T. 2006. Estudio de condiciones para nuevas cosechas en bosques naturales en la zona Norte de Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba - Costa Rica.

- Aquino, S. 2010. Impactos humanos en la provisión de servicios ecosistémicos por bosques tropicales muy húmedos: un enfoque de ecología funcional. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba - Costa Rica.
- Banda, T; Schwartz, MW; Caro, T. 2006. Woody vegetation structure and composition along a protection gradient in a miombo ecosystem of western Tanzania. *Forest ecology and management* 230(1-3):179-185.
- Campos, AJJ; Finegan, B; Villalobos, R. 2001. Manejo diversificado del bosque: aprovechamiento de bienes y servicios de la biodiversidad del bosque neotropical. *Revista Forestal Centroamericana (CATIE)*. Oct-Dic 2001.(36).
- Cannon, CH; Peart, DR; Leighton, M. 1998. Tree species diversity in commercially logged Bornean rainforest. *Science* 281(5381):1366.
- Coomes, O; Barham, B. 2001. Extracción en el bosque húmedo y conservación en la Amazonia'. *Desarrollo sostenible en la Amazonía: mito o realidad?* :47. Quito - Ecuador.
- Dauber, E; Fredericksen, T; Pena, M. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest ecology and management* 214(1-3):294-304.
- DECRETO. N° 34559 2008. Estándares, código de prácticas y manual de procedimientos administrativos para el manejo policíclico de bosques naturales de Costa Rica.:115 p.
- Di Rienzo, J; Casanoves, F; Balzarini, M; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, C. 2010. *InfoStat Versión*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba: Córdoba, Argentina.
- FAO. 2008. MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE. Quito – Ecuador.4.
- Finegan, B. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis de alto valor para la conservación.
- Finegan, B; Delgado, D; Hayes, J; Gretzinger, S. 2004a. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible: Consideraciones básicas y propuesta metodológica con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados bajo el marco del FSC. *Ecological monitoring as a tool for sustainable forest management: basic considerations and a proposed methodology, with emphasis on High Conservation Value Forests certified under the FSC framework*. *Recursos Naturales y Ambiente (CATIE)*. N° 42
- Fredericksen, T; Putz, F. 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12(7):1445-1453.
- Gadow, K; Sánchez, S; Aguirre, C. 2004. Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques* 10(2):3-16.
- Holdridge, LR. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. Agroamérica. v. 83, p.
- Huang, W; Pohjonen, V; Johansson, S; Nashanda, M; Katigula, M; Luukkanen, O. 2003. Species diversity, forest structure and species composition in Tanzanian tropical forests. *Forest ecology and management* 173(1-3):11-24.

- Huston, MA. 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge Univ Pr. p.
- Longman, KA; Jeník, J; Longman, K. 1987. Tropical forest and its environment. Longman Scientific & Technical Harlow. p.
- Maginnis, S; Gamboa, J; Davies, J. 1998. Manual para el manejo de bloques pequeños de bosque húmedo tropical: Con especial referencia a la Zona Norte de Costa Rica. CODEFORSA. p.
- Magurran, A. 1989. Diversidad ecológica y su medida. Ediciones Vedral. Barcelona, España.
- Méndez, J. 2008. El manejo silvicultural policíclico en bosques húmedos de bajura en la Región Norte de Costa Rica. . Ciudad Quesada: CODEFORSA.
- Meza, V. 2008. Evaluación de la eficiencia económica y la integridad ecológica para dos tipos de bosques húmedos intervenidos bajo manejo forestal con diferentes intensidades de cosecha en la Región Norte y Atlántica de Costa Rica. Tesis de Mag. Sc. CATIE, Turrialba - Costa Rica.
- Morán, M. 2005. Evaluación de la sustentabilidad del manejo forestal comunitario para identificar prioridades de inversión en ejidos de México. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE:195 p.
- Nadkarni, NM. 1988. Tropical rainforest ecology from a canopy perspective. Tropical rainforests: diversity and conservation. San Francisco, California Academy of Science and Pacific Division. American Association for the Advancement of Science. 306p.
- OIMT-IITO. 2005. Status of tropical forest management. Summary report:35.
- Pacheco, E. 2012. Identificación y caracterización de tipos de bosques en la región Huetar Norte de Costa Rica a través del análisis de datos de inventarios forestales. Tesis M Sc. CATIE. Turrialba - Costa Rica.
- Pedersen, HB. 1993. Palmas utiles: especies ecuatorianas para agroforestería y extractivismo. Editorial Abya Yala. p.
- Peña-Claros, M; Fredericksen, T; Alarcón, A; Blate, G; Choque, U; Leño, C; Licona, J; Mostacedo, B; Pariona, W; Villegas, Z. 2008. Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. Forest ecology and management 256(7):1458-1467.
- Putz, F; Sist, P; Fredericksen, T; Dykstra, D. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. Forest ecology and management 256(7):1427-1433.
- Quiros, D; Finegan, B. 1998. Manejo de un bosque muy húmedo premontano Area de Demostración e Investigación La Tirimbina. Silvicultura y manejo de bosques naturales tropicales 2:13-24.
- Quirós, D; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un Bosque natural tropical en Costa Rica: definición de un plan operacional y resultados de su aplicación. Catie. v. 225, p.
- Rice, R; Sugal, C; Ratay, S; da Fonseca, G. 2001. Manejo Forestal Sostenible: Revisión del saber convencional. Advances in Applied Biodiversity Science, no. 3. .35.

- Sabogal, C; Orozco, L; Artavia, M. 1991. Plan para el manejo de un área experimental de bosque natural en la finca Los Laureles de Corinto, La Unión de Pococí.
- Zelaya, S. 2008. Planificación e implementación del manejo forestal al nivel operacional en Centro America. Compendio tecnico de los planes de manejo forestal en Centro America (Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panama). Estudio de caso. Documento de Trabajo sobre Ordenación Forestal (FAO) - Roma.

ANEXOS

ANEXO 1. Datos de primera medición de las PPM de 0.3 ha (medidas en dos años 1998-1999).

SITIO	TRATAT	TIPOBOSQUE	AÑO	PARCELA	N MED
Antonio Tosi	TESTIGO	1	1999	26	1
Antonio Tosi	AP	4	1999	27	1
Antonio Tosi	TESTIGO	4	1999	28	1
Antonio Tosi	TESTIGO	4	1999	29	1
Hda. Río Blanco	TESTIGO	2	1999	32	1
Hansy Rodriguez (F. S.)	TESTIGO	4	1998	33	1
Hansy Rodriguez (E. S.)	AP	2	1998	34	1
Hector Hidalgo	TESTIGO	4	1998	35	1
Hermanos Miranda	AP	2	1998	39	1
Ind Agropecuarias	AP	3	1998	40	1
Ind Agropecuarias	TESTIGO	4	1998	41	1
Ind Agropecuarias	AP	1	1998	42	1
Ind Agropecuarias	TESTIGO	4	1998	43	1
Ind Agropecuarias	AP	4	1998	44	1
Ind Agropecuarias	AP	4	1998	45	1
Ind Agropecuarias	AP	3	1998	46	1
Ind Agropecuarias	AP	4	1998	47	1
Ind Agropecuarias	AP	3	1998	48	1
Ind Agropecuarias	AP	4	1998	49	1
Ind Agropecuarias	AP	4	1998	50	1
Ind Agropecuarias	AP	4	1998	51	1
Jorge Khuly	AP	2	1998	52	1
Jose L. Ferreto	TESTIGO	4	1999	53	1
Jose L. Ferreto	AP	4	1999	54	1
La Buhardilla	TESTIGO	2	1999	71	1
La Buhardilla	TESTIGO	2	1999	72	1
Maderal Atlantic	AP	3	1999	73	1
Maderal Atlantic	AP	3	1999	74	1
Miguel Mauricio Mora	AP	1	1998	80	1
Miguel Mauricio Mora	AP	3	1998	81	1
Rojomaca S.A.	TESTIGO	4	1998	121	1
Rojomaca S.A.	TESTIGO	1	1998	122	1

ANEXO 2. Datos de primera medición de las PPM de 1 ha (medidas entre 1988-1992).

SITIO	TRATAT	TIPOBOSQUE	AÑO	PARCELA	N_MED
Ancianos	TESTIGO	1	1991	1	1
Ancianos	TESTIGO	1	1991	2	1
La Legua	AP	3	1992	21	1
Montura	AP	3	1992	23	1
Octubre	AP	4	1992	24	1
Víctor J. Jiménez	AP	4	1995	128	1
Corinto	AP+TS	4	1988	129	1
Corinto	TESTIGO	3	1988	130	1
Corinto	AP+TS	3	1988	131	1
Corinto	AP+TS	3	1988	132	1
Corinto	AP	4	1990	133	1
Corinto	AP	4	1989	134	1
Corinto	TESTIGO	4	1989	135	1
Corinto	TESTIGO	3	1990	136	1
Corinto	AP	4	1990	137	1
Tirimbina	AP	1	1990	154	1
Tirimbina	AP+TS	4	1988	155	1
Tirimbina	AP	4	1988	156	1
Tirimbina	AP+TS	3	1990	157	1
Tirimbina	AP	1	1988	160	1
Tirimbina	AP+TS	3	1990	161	1

ANEXO 3. Tiempo de medición de las PPM de 0.3 ha.

SITIO	TRATAT	TIPOBOSQUE	AÑO	TIEMPO	PARCELA	N_MED
Antonio Tosi	TESTIGO	1	2007	8	26	4
Antonio Tosi	AP	4	2007	8	27	4
Antonio Tosi	TESTIGO	4	2007	8	28	4
Antonio Tosi	TESTIGO	4	2007	8	29	4
Hacienda Río Blanco	TESTIGO	2	2008	9	32	4
Hansy Rodriguez (F. S.)	TESTIGO	4	2005	7	33	4
Hansy Rodriguez (E. S.)	AP	2	2008	10	34	4
Hector Hidalgo	TESTIGO	4	2008	10	35	4
Hermanos Miranda	AP	2	2003	5	39	4
Ind. Agropecuarias	AP	3	2003	5	40	4
Ind. Agropecuarias	TESTIGO	4	2003	5	41	4
Ind. Agropecuarias	AP	1	2003	5	42	4
Ind. Agropecuarias	TESTIGO	4	2003	5	43	4
Ind. Agropecuarias	AP	4	2003	5	44	4
Ind. Agropecuarias	AP	4	2003	5	45	4
Ind. Agropecuarias	AP	3	2003	5	46	4
Ind. Agropecuarias	AP	4	2003	5	47	4
Ind. Agropecuarias	AP	3	2003	5	48	4
Ind. Agropecuarias	AP	4	2003	5	49	4
Ind. Agropecuarias	AP	4	2003	5	50	4
Ind. Agropecuarias	AP	4	2003	5	51	4
Jorge Khuly	AP	2	2003	5	52	4
Jose Luis Ferreto	TESTIGO	4	2006	7	53	4
Jose Luis Ferreto	AP	4	2006	7	54	4
La Buhardilla	TESTIGO	2	2008	9	71	4
La Buhardilla	TESTIGO	2	2008	9	72	4
Maderal Atlantic	AP	3	2005	6	73	4
Maderal Atlantic	AP	3	2005	6	74	4
Miguel M. Mora	AP	1	2003	5	80	4
Miguel M. Mora	AP	3	2008	10	81	4
Rojomaca S.A.	TESTIGO	4	2003	5	121	4
Rojomaca S.A.	TESTIGO	1	2003	5	122	4
Rojomaca S.A.	TESTIGO	3	2003	5	123	4

ANEXO 4. Tiempo de medición de las PPM de 1 ha (medidas entre 1988-1992).

SITIO	TRATAT	TIPOBOSQUE	AÑO	TIEMPO	PARCELA	N_MED
Ancianos	TESTIGO	1	1998	6	1	5
Ancianos	TESTIGO	1	1998	7	2	5
La Legua	AP	3	1997	5	21	5
Montura	AP	3	1997	5	23	5
Octubre	AP	4	1998	6	24	5
Víctor J. Jiménez	AP	4	2000	5	128	5
Corinto	AP+TS	4	1992	5	129	5
Corinto	TESTIGO	3	1992	4	130	5
Corinto	AP+TS	3	1993	4	131	5
Corinto	AP+TS	3	1992	4	132	5
Corinto	AP	4	1994	4	133	5
Corinto	AP	4	1996	6	134	5
Corinto	TESTIGO	4	1993	4	135	5
Corinto	TESTIGO	3	1995	5	136	5
Corinto	AP	4	1995	5	137	5
Tirimbina	AP	1	1994	4	154	5
Tirimbina	AP+TS	4	1992	4	155	5
Tirimbina	AP	4	1992	4	156	5
Tirimbina	AP+TS	3	1994	4	157	5
Tirimbina	AP	1	1992	4	160	5
Tirimbina	AP+TS	3	1994	4	161	5

ANEXO 5. Determinación de tratamientos a nivel de parcela para las unidades de manejo de 1 ha

SITIO	INSTITUCIÓN	PARCELA	Tipo_bosque	Trat_parcela	FUENTE
Ancianos	CODEFORSA	1	3	TESTIGO	Bibliografía
Ancianos	CODEFORSA	2	4	TESTIGO	Bibliografía
La Legua	CODEFORSA	21	2	AP	Bibliografía
Montura	CODEFORSA	23	4	AP	Bibliografía
Octubre	CODEFORSA	24	1	AP	Bibliografía
Victor J. Jiménez	FUNDECOR	131	1	AP	Base de datos
Corinto	CATIE	132	1	AP+TS	Bibliografía
Corinto	CATIE	133	1	TESTIGO	Bibliografía
Corinto	CATIE	134	1	AP+TS	Bibliografía
Corinto	CATIE	135	1	AP+TS	Bibliografía
Corinto	CATIE	136	3	AP	Bibliografía
Corinto	CATIE	137	4	AP	Bibliografía
Corinto	CATIE	138	4	TESTIGO	Bibliografía
Corinto	CATIE	139	1	TESTIGO	Bibliografía
Corinto	CATIE	140	1	AP	Bibliografía
Corinto	CATIE	141	4	AP	Bibliografía
Corinto	CATIE	142	4	AP	Bibliografía
Corinto	CATIE	143	3	AP	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	156	4	AP+TS	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	157	3	AP	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	158	3	AP+TS	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	159	4	AP	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	160	4	AP+TS	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	161	3	AP+TS	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	162	3	AP+TS	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	163	3	AP	Bibliografía
Tirimbina	CATIE	164	1	AP+TS	Bibliografía

ANEXO 6. Determinación de tratamientos para las unidades de manejo de 0.3 ha

SITIO	INSTITUCIÓN	PARCELA	Trat parcela	FUENTE
Antonio Tosi	FUNDECOR	26	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Antonio Tosi	FUNDECOR	27	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Antonio Tosi	FUNDECOR	28	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Antonio Tosi	FUNDECOR	29	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Hda. Río Blanco	FUNDECOR	32	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Hansy Rodriguez (F. S.)	FUNDECOR	33	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Hansy Rodriguez (E. S.)	FUNDECOR	34	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Héctor Hidalgo	FUNDECOR	35	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Hnos. Miranda	FUNDECOR	39	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	40	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	41	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	42	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	43	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	44	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	45	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	46	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	47	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	48	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	49	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	50	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Ind. Agropecuarias	FUNDECOR	51	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Jorge Khuly	FUNDECOR	52	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
José L. Ferreto	FUNDECOR	53	TESTIGO	Base de datos/Inf. de Aprov.
José L. Ferreto	FUNDECOR	54	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
La Buhardilla	FUNDECOR	71		Base de datos/Inf. de Aprov.
La Buhardilla	FUNDECOR	72		Base de datos/Inf. de Aprov.
Maderal Atlantic	FUNDECOR	73	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Maderal Atlantic	FUNDECOR	74	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Miguel M. Mora	FUNDECOR	80	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Miguel M. Mora	FUNDECOR	81	AP	Base de datos/Inf. de Aprov.
Rojomaca S.A.	FUNDECOR	121		Base de datos/Inf. de Aprov.
Rojomaca S.A.	FUNDECOR	122		Base de datos/Inf. de Aprov.
Rojomaca S.A.	FUNDECOR	123		Base de datos/Inf. de Aprov.