

**PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA
CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**

**Criterios ecológicos para la planificación de la conservación
en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación
para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de
Investigación y Enseñanza como requisito para optar por el grado de:

Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y
Biodiversidad

Por

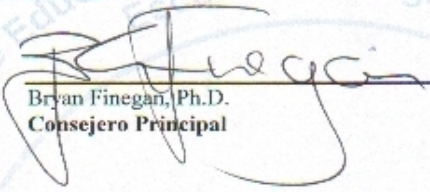
Dalia Sánchez Merlos

Turrialba, Costa Rica, 2006

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE, y aprobada por el Comité Consejero del estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

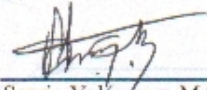
**Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales
y Biodiversidad**

FIRMANTES:

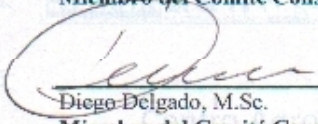


Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal

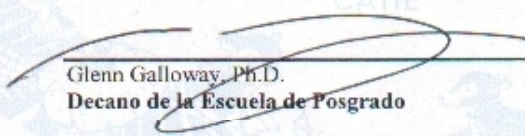
Celia Harvey, Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



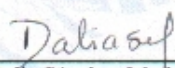
Sergio Velásquez, M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



Diego Delgado, M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado



Dalia Sánchez Merlos
Candidato

DEDICATORIA

A Dios por su fortaleza y bendiciones

A la memoria de mi padre

A mi madre Aura Merlos, mis hermanas y hermano

A un hombre maravilloso que me ha regalado su amor: Armando

A la gente linda de la Costa Atlántica de Nicaragua y su biodiversidad

Por un futuro mejor

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi gratitud a todas las personas que han aportado un granito de arena en este estudio. Sin todos ustedes este trabajo no hubiera sido posible. Gracias.

Agradezco de manera muy especial a todos los profesores que me asesoraron y formaron parte de mi comité. A mi profesor Bryan Finegan por toda su orientación y formación en mi trabajo. A la profesora Celia Harvey por todo su apoyo y confianza en mi trabajo, gracias por todas sus enseñanzas!. Al profesor Diego Delgado por su cuidadosa revisión y sus valiosos comentarios en todos los borradores y documento final de esta tesis. Al profesor Sergio Velásquez por toda su orientación y sugerencias.

Al profesor Andreas Neeuwenhuyse por sus excelentes observaciones y recomendaciones para la parte de suelos. A Christian Brenes (Chris) por la paciencia y asesoría con los sistemas de información geográfica. A Huguito Brenes por ayudarme en el procesamiento de mis datos y ayudarme a revisar cada detalle de mis bases de datos. A Steven Sesnie y profesor Gustavo López quienes me condujeron, asesoraron y despejaron cada duda con los análisis estadísticos.

Dr. Fergus Sinclair y Lorraine Gormley por su ayuda en la gestión de mi beca para el estudio de mi maestría y esta investigación a través del proyecto DARWIN. Gracias por su confianza.

A Patricia Hernández, personal de la Biblioteca, Fotocopiadora (Juancito), Escuela de Posgrado, Lidiette Marín y Ligia Quezada por todo su apoyo y atención.

A mis compañeras y compañeros de promoción 2005 – 2006. En especial, a mis compatriotas nicaragüenses (Isa, Yolieth, Pedrito, Renetón, Mau, Yese, Wilson y Marvin) y al grupo BRUJIS. A mis estimadas Margarita, Ly y “PEQUE, TEDE”, gracias por construir una bonita amistad.

En mi linda Nicaragua a todas las personas que me apoyaron con información, infraestructura, amistad y confianza. Agradezco la generosidad de Marnie Tinkam, Eduardo Tinkam, Karla Sequeira y su familia, Orvin Pondler y Felicita Blandon, Lorna Swartz y

familia, Gladys Luna, Clifford Hebbert y Delvis Guillen por abrirme las puertas de sus casas y cuidarme durante mi estadía en la Costa Atlántica. A Gaudi Beer por la orientación con los mapas de las comunidades.

A mi estimado amigo A. Medina-Fitoria, gracias por tu amistad y el aporte en este estudio.

A mi amiga Flor Rodríguez Baltodano por todo el envío de la información, Mildred Rivera, Isaac Martínez, Arlette Marengo. Al Ing. Luis Valerio de MAGFOR, gracias por su ayuda.

A mis vaqueanos que trabajaron en toda la fase de campo y subieron los árboles para mis muestras botánicas: Deybon Ponder, Colita, Kent Swartz, Alfredo García, Victor Swartz y Oscar Swartz.

A los profesores Alfredo Grijalva, Ricardo Rueda e Indiana Coronado por la identificación botánica y Celia Gutiérrez por los análisis de suelo.

A Douglas Boucher, Iñigo Granzow, Javier Ruíz y los estudiantes del curso de biodiversidad 2006 que me acompañaron a mis parcelas de estudio. A John Vandermeer e Ivette Perfecto.

CONTENIDO

DEDICATORIA.....	III
AGRADECIMIENTOS	IV
CONTENIDO.....	VI
RESUMEN	IX
SUMMARY.....	XI
ÍNDICE DE CUADROS	XIII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XV
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	XVIII
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVOS DEL ESTUDIO	3
1.1.1 <i>Objetivo General</i>	3
1.1.2 <i>Objetivos Específicos</i>	3
2 MARCO CONCEPTUAL.....	4
2.1 FRAGMENTACIÓN Y DESTRUCCIÓN DE HÁBITAT	4
2.2 PLANIFICACIÓN ESTRATÉGICA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	6
2.2.1 <i>Generalidades</i>	6
2.2.2 <i>Áreas funcionales de conservación en paisajes fragmentados</i>	7
2.2.3 <i>Análisis de vacíos de conservación y la representatividad</i>	9
2.3 ECOLOGÍA DEL PAISAJE COMO HERRAMIENTA PARA LA PLANIFICACIÓN DE RECURSOS NATURALES	10
2.3.1 <i>Los corredores biológicos como estrategias de conservación para el manejo del paisaje</i> ..	10
2.4 CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES VEGETALES COMO BASE PARA SU MANEJO Y CONSERVACIÓN.....	11
2.4.1 <i>Generalidades</i>	11
2.5.2 <i>Atributos para la caracterización y tipificación de los bosques</i>	13
2.5.3 <i>Factores edáficos que influyen en los atributos de la vegetación</i>	14
2.5.4 <i>El efecto de las perturbaciones en las comunidades vegetales</i>	15
2.5.3 <i>Herramientas estadísticas para la caracterización de las comunidades vegetales</i>	16

3	BIBLIOGRAFIA.....	18
	ARTICULOS DE INVESTIGACIÓN.....	26
	Artículo I. Caracterización de los tipos de bosques del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.....	26
1	INTRODUCCIÓN	26
2	DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	28
	2.1 CLIMA Y SUELOS.....	29
	2.2 BOSQUES	29
3	METODOLOGIA.....	30
	3.1.1 PREPARACIÓN DE MAPAS PRELIMINARES Y SELECCIÓN DE FRAGMENTOS.....	30
	3.1.2 <i>Establecimiento de parcelas y recolección de la información para la identificación y caracterización de los tipos de bosques secundarios.....</i>	<i>32</i>
	3.1.3 <i>Muestreo de suelo para evaluar la relación entre los tipos de bosques y las condiciones de suelo y topografía</i>	<i>33</i>
	3.2 ANÁLISIS DE DATOS	34
	3.2.1 <i>Caracterización e identificación de los tipos de bosques secundarios.....</i>	<i>34</i>
	3.2.2 <i>Riqueza, diversidad, composición y estructura de los grupos de bosques identificados.....</i>	<i>35</i>
	3.2.3 <i>Análisis de la relación de las variables edáficas (suelo y topografía) con los tipos de bosques.....</i>	<i>36</i>
4	RESULTADOS	37
	4.1 RESULTADOS GENERALES.....	37
	4.2 IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES.....	37
	4.2.1 <i>Análisis de especies indicadoras.....</i>	<i>40</i>
	4.3 ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD Y RIQUEZA DE LOS TIPOS DE BOSQUES	44
	4.4 ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA DE LOS TIPOS DE BOSQUES.....	46
	4.5 ANÁLISIS DISCRIMINANTE CANÓNICO PARA LAS VARIABLES EDÁFICAS CON LOS TIPOS DE BOSQUES	48
5	DISCUSIÓN	50
	5.1 IMPORTANCIA DE LA IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES.....	50
	5.2 COMPARACIONES ENTRE TIPOS DE BOSQUES.....	52
	5.3 RELACIÓN DE LAS VARIABLES EDÁFICAS CON LOS TIPOS DE BOSQUES.....	54
	5.4 CONSIDERACIONES	55

6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	56
7	BIBLIOGRAFIA.....	58
	ANEXOS	64
	Artículo II: Propuesta del área funcional para la conservación en un sector del	
	Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua	84
1	INTRODUCCIÓN	84
2	DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	86
3	METODOLOGIA	88
	3.1 ANÁLISIS DEL PAISAJE	88
	3.2 ANÁLISIS PARA LA PROPUESTA DEL ÁREA FUNCIONAL PARA LA CONSERVACIÓN	91
4	RESULTADOS	95
	4.1 CARACTERIZACIÓN Y ANÁLISIS DEL PAISAJE.....	95
	4.2 PROPUESTA DEL ÁREA FUNCIONAL PARA LA CONSERVACIÓN	98
5	DISCUSIÓN	103
	5.1 ESTADO ACTUAL DEL PAISAJE.....	103
	5.2 LIMITANTES PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL PAISAJE	105
	5.3 CONSIDERACIONES	106
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	108
7	BIBLIOGRAFÍA.....	111
	Anexos	116

Sánchez M; D. 2006. Criterios ecológicos para la planificación de la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 122 p.

RESUMEN

La región Atlántica de Nicaragua mantiene los relictos de bosques húmedos tropicales más importantes del país. Sin embargo, estos bosques están fuertemente amenazados principalmente por las actividades antropogénicas que han provocado su reducción y destrucción. El presente estudio tuvo como objetivo caracterizar la riqueza, diversidad, composición y estructura de los bosques secundarios por ser la cobertura dominante que conforma el paisaje fragmentado, y determinar cuales son los aportes actuales y potenciales de estos en la conectividad física en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico nicaragüense. Para caracterizar e identificar los tipos de bosques se establecieron 40 parcelas temporales de 0.25 ha donde se midieron los árboles y palmas ≥ 10 cm de dap. Mediante el uso de imágenes de satélite y herramientas de los sistemas de información geográfica se realizó un análisis del paisaje en 192414.22 ha y se caracterizó los diferentes usos del suelo en el paisaje.

Los resultados de la caracterización de la vegetación mostraron que existen cuatro tipos de bosques secundarios nombrándose según las especies indicadoras: 1) bosque de *Croton smithianus*, *Jacaranda copaia* y *Pentaclethra maculosa*; 2) bosque de *Vochysia ferruginea*, *Xylopia frutescens* y *Hirtella racemosa*; 3) bosque de *Dipteryx oleifera*, *Bactris gasipaes* y *Coccoloba tuerckeimii*; y 4) bosque de *Miconia hondurensis*, *Mosquitoxylum jamaicense* e *Inga samanensis*. Estos bosques son iguales de diversos, aunque difieren en su estructura y composición de especies, además de estar asociados con diferentes condiciones de sustrato.

Los resultados del análisis del paisaje muestran un paisaje muy fragmentado, dominado por áreas de charrales/tacotales y con pequeños fragmentos de bosques secundarios, de formas irregulares, con una distancia promedio al parche de bosque más cercano de 315.41 m. Para determinar los aportes potenciales de estos bosques secundarios para la propuesta de área funcional para la conservación se evaluaron seis capas de información: tamaño del fragmento

(ha), índice de forma (ha), área núcleo (ha), distancia a ríos (m), densidad de pueblos (pueblos/km²) y distancias a pueblos (m), a través de un análisis multicriterio para asignar un peso en porcentaje y valores de prioridad a dichas capas en base a su contribución para la conectividad, calidad de hábitat y nivel de amenaza. Con ayuda de los sistemas de información geográfica se identificaron y seleccionaron las áreas de bosques secundarios prioritarios a conservar y se generó cuatro escenarios de áreas funcionales para la conservación considerando las rutas más cortas para la conectividad estructural entre los fragmentos de bosques.

Este estudio constituye un escenario preliminar, que de alguna manera contribuye con el desarrollo de instrumentos y criterios ecológicos para la toma de decisiones por parte de los planificadores y tomadores de decisiones en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Palabras claves: Áreas funcionales, bosques húmedos tropicales, Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua, fragmentación, tipos de bosques.

Sánchez M; D. 2006. Ecological criteria for conservation planning in a sector of the Atlantic Biological Corridor of Nicaragua. MSc. Thesis, CATIE, Turrialba, CR. 122 p.

SUMMARY

The Atlantic region of Nicaragua maintains the most important relicts of humid tropical forests in the country. However, these forests are strongly threatened by human activities that have caused their reduction and destruction. The objective of this study was to characterize the richness, diversity, composition and structure of secondary forests that are the dominant cover in the fragmented landscape and to determine the actual and potential contribution of these secondary forests to the physical connectivity of the southern sector of the Atlantic Biological Corridor of Nicaragua. To characterize and identify different forest types, 40 temporary plots of 0.25 ha were established in which trees and palms ≥ 10 cm dap were measured. Satellite images and GIS tools were used to analyze the landscape pattern and land uses present in 192414.22 ha.

The characterization of the vegetation showed that there are four types of secondary forest, were identified and named according to their indicator species: 1) forest of *Croton smithianus*, *Jacaranda copaia* and *Pentaclethra macroloba*; 2) forest of *Vochysia ferruginea*, *Xylopia frutescens* and *Hirtella racemosa*; 3) forest of *Dipteryx oleifera*, *Bactris gasipaes* and *Coccoloba tuerckeimii*; and 4) forest of *Miconia hondurensis*, *Mosquitoxylum jamaicense* and *Inga samanensis*. These forests are equally diverse, but differ in their species structure and composition, and are associated with different substrate conditions.

The landscape analysis showed a highly fragmented landscape, dominated by charrals and tacotales (young secondary succession) and with small secondary forest fragments, with irregular forms, and an average distance to the closest forest plot of 315.41 m. To determine the potential contribution of the secondary forests to the proposed functional conservation area, six information layers were evaluated: fragment size (ha), index form (ha), nucleus area (ha), distance to rivers (m), settlements density (settlements/km²) and distance to settlements (m). A multi-criteria analysis was used to assign a percentage weight and priority values to each layer according to their importance as elements of connectivity, quality habitat and/or

degree of threat. With the help of GIS, secondary forest areas that are priorities for conservation areas that contain the shortest routes for structural connectivity among forest fragments.

This study constitutes a preliminary scenario that contributes to the development of ecological tools and criteria for decision-making by those actors in charge of planning and decision making in the South sector of the Atlantic Biological Corridor in Nicaragua.

Key words: Atlantic Biological Corridor in Nicaragua, forest types, fragmentation, functional areas, tropical humid forests.

ÍNDICE DE CUADROS

Artículo I

Cuadro 1. Especies indicadoras para los cuatro tipos de bosques, ordenadas ascendentemente por el VI en cada bosque, incluyendo solo las especies significativas para una $p < 0.05$	40
Cuadro 2. Diámetros promedios y abundancia total con sus errores estándares registrados en cuatro tipos de bosques en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua a partir de los datos de 40 parcelas de 0.25 ha. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	47
Cuadro 3. Áreas basales promedios y errores estándares en cuatro tipos de bosques en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua a partir de los datos de 40 parcelas de 0.25 ha. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	48
Cuadro 4. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias de Duncan mostrando la relación de las variables de suelos con los tipos de bosques. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	49

Artículo II

Cuadro 1. Definición de las diferentes categorías de uso del suelo, encontradas en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.	89
Cuadro 2. Descripciones de las métricas e índices descriptivos del paisaje utilizadas en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.	90
Cuadro 3. Valores de fricción asignados a los usos de la tierra en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.....	95
Cuadro 4. Valores de área y densidad de parches para las diferentes categorías de uso en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.	96
Cuadro 5. Valores de aislamiento/proximidad y contraste para el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.....	97
Cuadro 6. Índices de formas y dimensión fractal promedio para el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.....	98
Cuadro 7. Tendencias de recorrido por los usos de suelo para la propuesta del área funcional para cada uno de los escenarios, utilizando un buffer de 250 m a cada lado de la línea de la red.	101

ÍNDICE DE FIGURAS

Artículo I

- Figura 1. Ubicación de la red de áreas protegidas desde el sur hasta Wawashang. El círculo esta indicando el área de interconexión donde se realizó el estudio. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes..... 28
- Figura 2. Ubicación de 40 parcelas de muestreo temporal de 0.25 ha representadas por los círculos amarillos, sobre los tipos de suelo (a nivel de orden) encontradas en el área de estudio. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes..... 32
- Figura 3. Dendrograma del análisis de conglomerados mostrando cuatro tipos de bosques secundarios distribuidos en 40 parcelas de 0.25 ha. Los datos provienen de la medición de árboles y palmas ≥ 10 cm de dap. 38
- Figura 4. Diagrama de ordenación “NMS” indicando la relación entre 40 parcelas y las especies más importantes en ellas. Las parcelas están representadas por los triángulos y los grupos de seis letras son los códigos de las especies. 39
- Figura 5. Representación de los cuatro tipos de bosques en 40 parcelas de 0.25 ha, nombrados de acuerdo al análisis de especies indicadoras sobre los tipos de suelos (a nivel de orden) en el área de estudio. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes. 43
- Figura 6. Promedios y errores estándares por tipo de bosque para las variables de a) Alfa Fisher, b) Shannon, c) Simpson, d) Equitatividad, y e) Número de especies. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Los datos utilizados son de 40 parcelas de 0.25 ha. 44
- Figura 7. Curva de rango – abundancia para cuatro tipos de bosques, ordenados de la especie más abundante a la menos abundante..... 45

Figura 8. Curvas de rarefacción para cuatro tipos de bosques de acuerdo a: número de individuos con muestras aleatorizadas de 50 individuos (a), y área muestreada en parcelas de 0.25 ha (b). 46

Figura 9. Resultados del análisis discriminante canónico de las variables de suelo. Los tipos de bosques 1 y 4 se diferencian en el eje canónico 1. Los números están indicando los tipos de bosques..... 48

Artículo II

Figura 1. Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua, mostrando el área de interconexión donde se realizó el estudio, Fuente: CBA, MARENA 2003..... 87

Figura 2. Mapa de uso actual del suelo (Fuente: Mapa de cobertura forestal 2000, imágenes de satélite Landsat TM año 1999 y 2002 y 47 puntos georeferenciados). Cartografía digital por Geog. Christian Brenes. 89

Figura 3. Esquema del traslape ponderado de las capas de información utilizando la herramienta Model Builder de ArcView para generar los núcleos de interés a conectar.94

Figura 4. Propuesta de área funcional para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico *Escenario 1 líderes comunitarios y productores, y escenario 2 investigadores locales y representantes de organizaciones*. Líneas de color negro y amarillo son las rutas de conectividad estructural, círculos amarillos son los núcleos de bosques secundarios, color verde son parches de bosques secundarios, color verde menos intenso corresponde a la vegetación herbácea, color amarillo menos intenso son los charales/tacotales y el color amarillo intenso corresponde al uso agropecuario. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes..... 99

Figura 5. Número de kilómetros recorridos para cada uno de los escenarios propuestos para el área funcional para la conservación. Donde: <i>escenario 1: Líderes comunitarios y productores, escenario 2: Investigadores locales y representantes de organizaciones, escenario 3: CATIE 3, y escenario 4: CATIE 4.</i>	100
Figura 6. Identificación de cinco áreas críticas para la conectividad del paisaje en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.	103

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

CBM	: Corredor Biológico Mesoamericano
CBA	: Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua
CATIE	: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
FADCANIC	: Fundación para la Autonomía y el Desarrollo de la Costa Atlántica
G	: Área basal
GPS	: Sistema de Posicionamiento Global
ha	: Hectárea
INETER	: Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales
IVI	: Índice de Valor de Importancia
MAGFOR	: Ministerio Agropecuario Forestal
MARENA	: Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales
msnm	: metros sobre el nivel del mar
NMS	: Nonmetric Multidimensional Scaling
RAAN	: Región Autónoma del Atlántico Norte
RAAS	: Región Autónoma del Atlántico Sur
SERENA	: Secretaría de Recursos Naturales de Bluefields
SIG	: Sistemas de información Geográfica
SINIA	: Sistema Nacional de Información Ambiental
TNC	: Conservación de la Naturaleza
URACCAN	: Universidad de las Regiones Autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense
VI	: Valor Indicador
WWF	: Fondo Mundial para la Vida Silvestre

1 INTRODUCCIÓN

La transformación y fragmentación de hábitats se reconoce a nivel mundial como una amenaza clave para la conservación de la biodiversidad (IUCN 1980, Bennett 1999, Kattan 2002). En Centroamérica estos procesos de fragmentación son particularmente significativos donde los datos de la FAO (2001) revelan para el período de 1990 al 2000 una tasa de deforestación anual de 341000 ha. En Nicaragua se estima una tasa de deforestación del 2.1% por año de los bosques húmedos tropicales que quedan, producto de las actividades de colonización espontánea, ganadería extensiva y la agricultura migratoria (Williamson 2003).

Como consecuencia de estas actividades humanas el patrón más común en el paisaje mesoamericano son mosaicos de potreros, terrenos agrícolas y fragmentos dispersos de remanentes de bosques de formas y tamaños variables ocasionando cambios en los procesos ecológicos que a su vez afectan a muchas especies nativas con alto valor ecológico, social y comercial que dependen del bosque para su supervivencia (Bennett 1999, Kattan 2002, Gallego y Finegan 2004).

Actualmente los esfuerzos de conservación de la biodiversidad están dirigidos hacia una planificación más compleja con la integración de grandes territorios, paisajes y regiones debido a que muchos de los procesos ecológicos ocurren a grandes escalas. El análisis de los diferentes elementos del paisaje así como la planificación del manejo y el desarrollo de estrategias de conservación es fundamental para la preservación de la mayor cantidad de especies de flora y fauna y la conectividad natural de los hábitats (Naesset 1997, Bennett 1999, Jennings 2000, Sanderson 2002).

Para promover estas estrategias de conservación en Mesoamérica se consolidó el proyecto “Corredor Biológico Mesoamericano (CBM)” que abarca cinco estados del sur de México hasta la península del Darién en Panamá como una estrategia regional para la conectividad de una red de áreas protegidas interconectadas entre sí, a través de paisajes con usos múltiples de la tierra (Bennett 1999). Estas estrategias regionales de conservación buscan conectar un agregado de ecosistemas en peligro, a través de varias propuestas de corredores biológicos a nivel nacional, binacional y regional, entre los cuales se encuentra el Corredor Biológico del

Atlántico de Nicaragua (CBA), el cual forma parte de la Ecoregión de Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica, considerada vulnerable y relevante a nivel regional (Dinerstein et ál. 1995).

El CBA representa además una estrategia para restablecer y mantener la conectividad biológica entre las áreas protegidas de la Costa Atlántica y en una escala regional para mantener la conectividad del CBM. Las áreas de bosques primarios mejor conservados y de gran extensión en este corredor se encuentran en la reserva biológica Indio Maíz ubicada al sur, frontera con Costa Rica, y en Bosawas ubicada al norte cerca de Honduras.

Sin embargo, debido al avance de la colonización agropecuaria y la extracción de madera, en la actualidad muchos sectores del corredor se encuentran fragmentados en parches de bosques de formas y tamaños variables. Este escenario puede ser crítico, debido a que existen muchos vacíos de información sobre la capacidad que puedan tener estos paisajes fragmentados para mantener la conectividad y la calidad de hábitat para las especies presentes y aún menos conocido cuales fragmentos de bosques son claves para la conservación en el corredor.

El presente estudio se realizó en la Costa Atlántica de Nicaragua en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico (área de interconexión entre las reservas naturales de Cerro Silva y Wawashang) con la finalidad de generar información básica sobre la riqueza, composición y estructura de los tipos de bosques secundarios existentes. En este estudio el concepto de bosque secundario para la caracterización y tipificación de bosques se enmarcó en bosques relativamente maduros de aproximadamente 17 años de edad, con poca intervención humana reciente, pero con perturbación por el huracán Juana que ocurrió en octubre de 1988.

Además, se examinó como algunos factores de sitios influyen en la composición florística y la distribución de estos bosques que conforman el paisaje fragmentado del corredor y determinar cuales son los aportes actuales y potenciales de estos para la propuesta de área funcional para la conservación.

Mediante el uso de sistemas de información geográfica y métricas de índices descriptivos del paisaje se determinó el porcentaje actual de cobertura de bosques secundarios y otros usos del

suelo y se utilizó un procedimiento de análisis multicriterio, con criterios de expertos, para la identificación y selección de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad con la finalidad de buscar la conectividad estructural entre las áreas protegidas y el paisaje fragmentado de la zona.

Un escenario preliminar como este, contribuye con el conocimiento general de la flora de esa región de Nicaragua y con el desarrollo de instrumentos para la toma de decisiones por parte de los planificadores al interior del corredor y en una escala regional a la consolidación y continuidad del CBM.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo General

Aportar criterios ecológicos para la toma de decisiones en el manejo y conservación de la biodiversidad de los bosques húmedos tropicales del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

1.1.2 Objetivos Específicos

1. Identificar y caracterizar los tipos de bosques y su relación con condiciones de sustrato (suelo y topografía).
2. Caracterizar el sector sur del corredor con base en criterios de índices y métricas descriptivas del paisaje.
3. Definir una propuesta de área funcional para la conservación en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua para el mantenimiento de la biodiversidad.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Fragmentación y destrucción de hábitat

Actualmente el estudio de la fragmentación de los bosques a nivel de paisaje es fundamental para el manejo y conservación de la biodiversidad, debido a que las actividades humanas han modificado el ambiente generando una serie de patrones comunes en el paisaje con la dominancia de mosaicos de potreros, terrenos agrícolas y fragmentos dispersos de hábitats naturales (Bennett 1999).

El término “fragmentación” se ha descrito como un proceso dinámico que involucra una serie de cambios importantes en el patrón del hábitat en un paisaje dado en el curso del tiempo. Este proceso se genera cuando grandes áreas de vegetación natural se eliminan por completo, con lo cual se originan numerosos fragmentos más pequeños separados unos de otros; reconociéndose fácilmente tres componentes: 1) pérdida de hábitat, 2) disminución en el tamaño de hábitat y 3) un mayor aislamiento de hábitat (Bennett 1999).

Diversos autores como August (1983), Halffter (1993), Lord y Norton (1990), Bennett (1999), y Kattan (2002) señalan también que la fragmentación ocasiona una serie de impactos físicos y bióticos a causa de las interacciones que ocurren entre los fragmentos y la matriz, originándose tres efectos: efecto de área, efecto de borde y efecto de aislamiento.

El *efecto de área* es definido como la reducción de hábitats y menor disponibilidad de recursos (Kattan 2002). Existe gran cantidad de evidencias que indican que las áreas más pequeñas de hábitat en general soportan menos especies que las áreas más grandes, lo cual se ha podido demostrar a partir de muchos taxones, incluyendo aves de zonas boscosas, mamíferos, reptiles y anfibios (Bennett 1999, Kattan 2002). Según Kattan (2002) la extinción de especies es el resultado de dos fenómenos que ocurren a dos escalas espaciales diferentes. Primero, al reducirse la cobertura boscosa, se reduce no solo la diversidad de hábitats a nivel regional sino el área total de hábitat disponible. Segundo, la reducción del área total afecta directamente a aquellas especies que necesitan un hábitat continuo de gran tamaño para poder mantener poblaciones viables.

En los ecosistemas de bosques tropicales la reducción del área a gran escala puede generar diferentes repuestas en los organismos (Kattan 2002, Gallego y Finegan 2004), debido a que no todas las especies van a responder de igual manera. Por ejemplo, se considera en términos generales que las especies raras son mucho más vulnerables que las especies comunes (Primack et ál. 2001a). La rareza es referida a la condición prevaleciente entre las especies que conforman las comunidades biológicas. Este término es complejo e involucra tres atributos: 1) distribución geográfica, 2) requerimientos de hábitat, y 3) tamaños poblacionales, los cuales pueden ocurrir en diferentes combinaciones que originan diversas categorías de rareza (Primack et ál. 2001a).

El *efecto de aislamiento* de los remanentes de hábitat es también una consecuencia de la fragmentación y este ocurre cuando ecosistemas continuos son subdivididos y los remanentes de hábitat son aislados por una nueva forma de uso de la tierra (Bennett 1999). Forero (2001), por ejemplo, señala que la fragmentación y el aprovechamiento de los bosques húmedos tropicales en Costa Rica pueden estar modificando la distribución de algunas especies arbóreas dentro del fragmento o en el paisaje, de tal manera que un fragmento puede estar tan aislado que los agentes dispersores de semillas y el flujo de polen no lleguen a él, lo cual puede provocar la extinción local de ciertas especies de árboles (Asquith et ál. 1997, 1999 citado por Brokaw 2002).

Los *efectos de borde* están determinados por el tamaño, forma del fragmento y el grado de efecto de borde (Kattan 2002). Saunders et ál. (1991) indican que mientras más pequeño sea un fragmento, mayor es la influencia de factores externos. Por ejemplo, los remanentes grandes poseen mayor área interior que no es afectada por los cambios ambientales y bióticos asociados con los bordes. Los factores abióticos que se presentan en el borde de los fragmentos atentan directamente contra la integridad de las comunidades de plantas, ya que generalmente este borde es más luminoso, más ventoso y más seco que el bosque interior. Estos factores causan la mortalidad de muchas especies de árboles e inhiben la regeneración de especies tolerantes a la sombra típicas de bosque primario (Brokaw 2002).

Algunos estudios han relacionado a nivel general el efecto de la fragmentación sobre la riqueza y estructura de las poblaciones vegetales de diferentes gremios en fragmentos de

bosques observándose un cambio en la composición de especies de plantas y su abundancia (Terborg 1992, Gallego y Finegan 2004). Otros estudios han señalado que en paisajes dominados por actividades antrópicas los parches de bosques se encuentran dentro de la matriz que es el elemento predominante en el mosaico de paisaje y que es caracterizada por tener un área extensa, alta conectividad y funcionar como filtro selectivo al impedir el paso de ciertos organismos sensibles a las perturbaciones (Forman 1995). De hecho, la matriz en paisajes fragmentados tiene un papel importante en mantener diversidad de organismos, dependiendo de la capacidad de dispersión y los requerimientos ecológicos de las especies (Forman 1995, Metzger 2000).

En muchos paisajes de Centroamérica dominados en su mayoría por una matriz de pasturas con árboles dispersos, cercas vivas, cortinas rompevientos u otros hábitats agrícolas al parecer son menos hostiles para las especies porque ofrecen recursos alimenticios, hábitats y cierta conectividad, sin embargo, matrices dominadas por monocultivos (ejemplo: pasturas sin árboles) son más hostiles para muchas especies debido a que hay menos recursos y condiciones favorables para su supervivencia (Guevara et ál. 1998, Bennett 1999, Harvey y Haber 1999).

2.2 Planificación estratégica para la conservación de la biodiversidad

2.2.1 Generalidades

Centroamérica es una de las regiones del mundo con mayor diversidad de ecosistemas y especies, albergando el 7% de la biodiversidad del planeta (Bermúdez y Sánchez 2000). Sin embargo, es una región con altas tasas de degradación de hábitats naturales alcanzando una tasa de deforestación de 1.6% durante el periodo de 1990 – 2000 (FAO 2001) producto de las actividades humanas lo que ha originado la disminución de la cobertura vegetal en la región y la modificación del paisaje (Kattan 2002).

Ante esta situación, se han desarrollado nuevos esquemas para la conservación de la biodiversidad como es el concepto de planificación sistemática propuesto por TNC y WWF el cual se define como un enfoque integral a escalas de paisajes enteros incluyendo áreas asignadas a la producción con la finalidad de buscar como cumplir con objetivos de

representatividad y persistencia de la biodiversidad (Margules y Pressey 2000). En términos generales, los objetivos de representatividad están referidos a mantener muestras de toda la biodiversidad y la persistencia a promover la supervivencia a largo plazo de las especies y otros elementos de la biodiversidad, al mantener poblaciones nativas viables, procesos ecológicos y asegurar la capacidad de resiliencia¹ a los cambios ambientales (Margules y Pressey 2000).

Con estos objetivos se procura lograr estrategias que tengan la eficacia de conservar los elementos críticos de biodiversidad en paisajes con diferentes usos de la tierra. En este esquema las áreas protegidas son objetivos fundamentales en la estrategia regional, pero por sí solas no son suficientes para soportar los procesos ecológicos y garantizar la protección de la biodiversidad tropical debido a que estos procesos ocurren en amplias escalas temporales, espaciales y en distintos niveles de organización (Noss y Harris 1986, Noss 1990, Hctor et ál. 2000, Primack et ál. 2001b, Sanderson 2002, Congreso Mundial de Parques 2003).

2.2.2 Áreas funcionales de conservación en paisajes fragmentados

Los métodos para la conservación de la biodiversidad han cambiado significativamente desde el énfasis en la protección de especies emblemáticas, hábitats de las especies, hasta las últimas tendencias enfocadas a la conservación a nivel de paisajes y regiones (Poiani et ál. 2000). Con tales cambios en las bases científicas de la conservación enfocadas en conceptos a nivel de ecosistemas y paisajes se enmarcan las “áreas de conservación funcional que mantienen a las especies, comunidades y/o sistemas de interés focal y a los procesos ecológicos que los sustentan dentro de sus rangos naturales de variabilidad” (Poiani et ál. 2000).

El concepto de área funcional de conservación aplicado en el presente trabajo ha evolucionado durante décadas recientes y tiene antecedentes en trabajos como los de Hctor et ál. (2000), y de hecho en la propuesta del Corredor Biológico Mesoamericano (Miller et ál. 2001). Existen varios aspectos claves de las áreas de conservación funcionales descritas por Poiani et ál. (2000) los cuales se detallan a continuación:

¹ Capacidad que tiene una comunidad de responder a los cambios ambientales y recuperarse.

- El tamaño y configuración de las áreas de conservación funcional estarán determinadas por los objetos de conservación y los procesos ecológicos que los sustentan.
- La funcionalidad está determinada por la habilidad de un área de conservación para mantener objetos de conservación “saludables” y viables a largo plazo (más de 100 años), incluyendo la habilidad de responder al cambio ambiental natural o de origen humano.
- Las áreas de conservación funcionales no excluyen necesariamente la actividad humana, sin embargo, ésta puede influenciar en gran medida la habilidad de dichas áreas para funcionar naturalmente.
- Las áreas de conservación funcionales en cualquier escala pueden requerir de manejo o restauración ecológica para mantener su funcionalidad.

Además de estos aspectos claves se han reconocido tres tipos de áreas de conservación funcionales que son los sitios, paisajes y redes. Las diferencias entre sitios funcionales, paisajes funcionales y redes funcionales son definidos por los elementos de la biodiversidad que se desea conservar (Poiani et ál. 2000). Por ejemplo, un sitio funcional trata de conservar un número pequeño de sistemas ecológicos, comunidades o especies a una escala local o intermedia por debajo de la escala regional. En los Estados Unidos la mayoría de las reservas se establecieron con el objetivo de conservar especies de escala local o comunidades de parches pequeños en peligro de extinción. Estas áreas se consideran sitios funcionales si conservan biodiversidad y procesos que los sustentan dentro de sus rangos naturales de variabilidad.

En contraste, un paisaje funcional, pretende conservar un gran número de sistemas ecológicos, comunidades y especies a una escala local, intermedia y gruesa por debajo de la escala regional. La red funcional es un conjunto integral de sitios y paisajes funcionales diseñada para conservar especies regionales a escalas más finas (Poiani et ál. 2000). La evaluación del estado funcional de un área es fundamental para formular estrategias adecuadas de conservación, manejo y restauración y para evaluar los usos humanos actuales y potenciales en dicha área a cualquier escala (Poiani et ál. 2000, Redford et ál. 2003).

2.2.3 Análisis de vacíos de conservación y la representatividad

La evaluación de la conservación requiere de herramientas para determinar el grado de amenaza de las especies o comunidades ecológicas. El propósito del análisis de vacíos de conservación, es proveer un enfoque preventivo para las actividades de manejo de la tierra a niveles de comunidad y del paisaje. En este proceso se busca identificar los tipos de vegetación y especies que no están adecuadamente representados en el sistema actual de áreas protegidas, con la meta principal de prevenir que se agreguen más especies a la lista de organismos amenazados o en peligro de extinción (Jennings 2000).

El análisis de vacíos de conservación es esencialmente un filtro grueso que se enfoca en la protección de la biodiversidad, con el objetivo de mantener comunes a las especies comunes y muestras de todas las comunidades naturales (representatividad, Noss 1983, Jennings 2000). Algunas especies no serán detectadas o protegidas por esta red de filtro grueso, como por ejemplo las especies endémicas con distribución muy restringida y los mamíferos de requerimientos de áreas grandes. Dichas especies, podrán ser “capturadas”, por una red de filtro fino la cual se concentra en especies específicas en peligro de extinción (Noss 1990, Jennings 2000).

El análisis de vacíos de conservación además provee aproximaciones sistemáticas para la evaluación de la calidad en la protección de la biodiversidad en sitios determinados (Almeida et ál. 2003). En la actualidad, este análisis se ha utilizado como herramienta en varios estudios ecológicos y de propuestas de áreas funcionales de conservación como por ejemplo la red ecológica de la Florida, E.U, redes ecológicas en el corredor biológico San Juan La Selva y corredor biológico Cordillera Volcánica Central – Talamanca, ambos en Costa Rica (Stoms 1999, Hctor et ál. 2000, Jennings 2000, Ramos 2004, Murrieta 2006).

El enfoque de este estudio de evaluación y priorización está basado en las estrategias de conservación de filtro grueso el cual destaca la importancia de proteger la inmensa mayoría de especies de las comunidades o ecosistemas de una región a través de la protección de sus hábitats, sin necesitar información de especies raras o en peligro de extinción (Noss 1986, Poiani et ál. 2000).

2.3 Ecología del paisaje como herramienta para la planificación de recursos naturales

La ecología del paisaje como subdisciplina de la ecología enfoca el estudio de los procesos ecológicos que afectan las características de las comunidades ecológicas, tanto naturales como antropogénicas y la manera como cambian en el tiempo (Forman 1995). Además se basa en el hecho de que tanto los ambientes naturales como los modificados por el ser humano son mosaicos, y que si deseamos conservar especies y comunidades debemos comprender su capacidad para vivir dentro de tales mosaicos (Bennett 1999).

Actualmente la ecología del paisaje se ha convertido en una herramienta clave para entender las consecuencias de la fragmentación sobre la conservación de la biodiversidad, ordenamiento en el uso de la tierra, restauración de los hábitats y propuestas de áreas funcionales para la conservación con ayuda de herramientas, como por ejemplo, los sistemas de información geográfica (Pierce y Ervin 1999, Hctor et ál. 2000).

En este sentido, la ecología del paisaje aporta un marco amplio para estudiar los patrones espaciales, distribución geográfica de los organismos y los elementos que contiene el paisaje en ambientes que han sido afectados por actividades antropogénicas y los beneficios de la conectividad (Turner 1989, Forman 1995, Bennett 1999).

2.3.1 Los corredores biológicos como estrategias de conservación para el manejo del paisaje

Bennett (1999) señala que para contrarrestar los efectos de la fragmentación y el aislamiento en la vida silvestre se necesita promover configuraciones de hábitats que mejoren la conectividad dentro de paisajes y una planificación a escalas espaciales amplias que incluya la protección de áreas claves de hábitats y el mantenimiento y restauración de la conectividad.

Los patrones de paisajes que promueven la conectividad para especies, comunidades y procesos ecológicos son elementos claves en la conservación de la biodiversidad en ambientes que han sido modificados por los impactos humanos. En este sentido, el concepto de “conectividad” es utilizado para describir cómo los arreglos espaciales y la calidad de elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de organismos entre hábitats (Bennett 1999). Taylor et ál. (1993) citado por Bennett (1999) definen conectividad desde la escala de

paisaje como el grado en el que el paisaje facilita o impide el desplazamiento entre hábitats con recursos. Se puede lograr la conectividad del paisaje para especies y comunidades de vida silvestre con el manejo del mosaico entero del paisaje, o con el manejo de patrones específicos de hábitats adecuados como son los corredores de hábitats (Bennett 1999).

El concepto de corredores como medida de conservación ha tenido mucho éxito en el sentido de atraer la atención de planificadores, gestores de tierras y comunidades y, como consecuencia ya se encuentran una gran cantidad de corredores de vida silvestre, enlaces paisajísticos, corredores de dispersión y otras formas de elementos de conectividad en una fase activa de construcción o manejo (Bennett 1999).

Beier y Noss (1998), definen los corredores biológicos como *“un hábitat lineal, que difiere de la matriz y conecta dos o más fragmentos de hábitat”*, pero cuando este concepto es aplicado a proyectos de gestiones e implementación como por ejemplo, el Corredor Biológico Mesoamericano esta definición requiere de otras consideraciones. El concepto utilizado para la consolidación del CBM a nivel regional adoptado del PNUD (2001) plantea *“un territorio que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats, asegurando el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos ecológicos”*.

El propósito de estos, es básicamente la conservación con el objetivo de mantener la viabilidad de poblaciones de vida silvestre específicas en los fragmentos de hábitat, facilitando el movimiento de individuos de un fragmento a otro. Estos corredores de conservación o corredores de movimiento podrían permitir la dispersión de plantas y animales de una reserva a otra, facilitando el flujo de genes, colonización de sitios adecuados, movimientos diarios de forrajeo y migraciones (Primack et ál. 2001a).

2.4 Caracterización de las comunidades vegetales como base para su manejo y conservación

2.4.1 Generalidades

El conocimiento que se tiene sobre la composición florística de la región mesoamericana sigue siendo extremadamente pobre, lo que limita la posibilidad de hacer generalizaciones acerca de

los patrones de diversidad de los bosques neotropicales (Berry 2002). Sin embargo, una comunidad vegetal puede ser caracterizada por su riqueza de especies, diversidad, composición y estructura los cuales son criterios importantes para poder tomar decisiones sobre el manejo y conservación de los mismos (Lamprecht 1990, TNC 2000, Louman et ál 2001). Finegan et ál. (2001) señalan que una simple clasificación de especies comunes y dominantes es suficiente para una caracterización sencilla.

Los estudios realizados en CATIE por Gallo (1999), Pérez et ál. (2001), Perdomo (2001), Bonifaz (2003) y Serrano (2003) para la caracterización de comunidades vegetales en diferentes países de la región (Costa Rica, Nicaragua, Ecuador y Bolivia) han logrado caracterizar y tipificar los bosques de acuerdo a diferencias en la composición de especies y condiciones de sustrato. A escala de paisaje el trabajo de Ramos (2004) y Murrieta (2006) caracterizan tipos de bosques para la zona Atlántica de Costa Rica, según sus especies más importantes y posteriormente los comparan por su riqueza, composición, diversidad y estructura. Utilizando sistemas de información geográfica evaluaron el patrón de cobertura de bosques, la representación de los tipos de bosques identificados mediante un análisis de vacíos de información y crearon un escenario de conectividad potencial, apoyado en la búsqueda de las rutas de conectividad más corta entre los núcleos de bosques naturales para el corredor biológico San Juan La Selva y Cordillera Volcánica Central – Talamanca.

De esta manera, estos estudios han demostrado a través de la caracterización y tipificación como difieren los tipos de bosques en cuanto a su riqueza, composición y estructura y como diferentes tipos de bosques de acuerdo a sus valores de biodiversidad pueden ser incorporados dentro de las estrategias de conservación. Por ejemplo, Ramos (2004) identificó el bosque de *Pentaclethra macroloba* – *Carapa guianensis*, como el menos común en su área de estudio y ubicado en los sitios más fragmentados lo que lo hace mayor vulnerable y por lo tanto sugiere incorporarlo en metas de conservación.

La presente investigación utilizó estos criterios para la propuesta de conservación de la biodiversidad en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua, para lo cual fue necesario identificar los tipos de bosques secundarios presentes en el paisaje y caracterizarlos

en cuanto a su diversidad y composición de especies arbóreas debido a que estas generalmente determinan la estructura y funcionamiento de los bosques (Berry 2002).

2.5.2 Atributos para la caracterización y tipificación de los bosques

Para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje la diversidad puede ser medida en diferentes niveles de comunidad ecológica (α , β y γ) y escalas de paisaje (dentro y entre fragmentos, Moreno 2001).

Estos tres niveles de diversidad son definidos por Moreno (2001) como diversidad α que es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea, diversidad β que es el grado de cambio o reemplazo de especies entre diferentes comunidades en un paisaje y diversidad γ que es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades α y β .

Esta forma de analizar la biodiversidad resulta muy conveniente ante la acelerada transformación de los ecosistemas naturales y para ello es necesario monitorear el efecto de los cambios en el ambiente, contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta) con la finalidad de conocer su contribución al nivel regional (diversidad gamma, Moreno 2001).

Otros atributos para la caracterización y tipificación de los bosques además de la diversidad y la riqueza son la composición de especies y la estructura. La estructura estará determinada por la cantidad de objetos (número de árboles, altura, área basal) y su distribución espacial (aleatoria, regular, agregada, Lamprecht 1990, Delgado y Finegan 1999). Sin embargo, hay que reconocer que este atributo tiene un componente vertical (ej: distribución de biomasa) y un componente horizontal (ej: diámetro a la altura del pecho y su frecuencia; Louman et ál. 2001). La composición es definida por las especies presentes en el bosque donde algunas de las medidas que se deben considerar son por ejemplo la abundancia y frecuencia entre otras (Lamprecht 1990, Moreno 2001).

2.5.3 Factores edáficos que influyen en los atributos de la vegetación

En el neotrópico, la variabilidad en la composición y estructura de la vegetación, se puede correlacionar, con muchos factores ambientales, históricos y antropogénicos de una región. La variación a nivel de paisajes se puede relacionar con la variación en los factores edáficos. Los factores edáficos están referidos a las propiedades físicas y químicas del suelo, incluida la modificación que pueden sufrir las propiedades del suelo por su posición espacial (por ejemplo, el grado de pendiente, Clark 2002). En este sentido, los estudios de la relación suelo – vegetación son un componente importante para la caracterización del paisaje de un área con la finalidad de detectar las tendencias o clases de variación de las relaciones de similitud o disimilitud entre las comunidades o grupos de especies y así poder alcanzar un manejo razonable de los bosques neotropicales (Whittaker 1982, Greig-Smith 1983, Delgado y Finegan 1999, Clark 2002).

Hasta la fecha, casi todos los estudios que relacionan la distribución de la vegetación con factores edáficos se han realizado en bosques primarios, es decir, en bosques que de acuerdo a su estructura, tienen poca evidencia de perturbaciones humanas, pero, posiblemente estas relaciones sean de igual importancia para los bosques secundarios, que han sido menos estudiados (Clark 2002).

Por ejemplo, en un bosque secundario húmedo del noreste de Costa Rica de unos 30 años de edad, la especie *Vochysia ferruginea* parecía preferir sitios con pendientes altas y con suelos ácidos al contrario de la especie *Cordia alliodora* que se distribuyó sobre topografías suaves y suelos menos ácidos (Herrera y Finegan 1997). Así la presencia o ausencia de muchas especies probablemente se pueden explicar por sus requisitos de suelos específicos, de tal forma que la composición de un bosque en una misma zona climática puede variar dependiendo del tipo de suelo (Clark 2002).

Clark (2002) cita varios estudios como los de Ruokolainen et ál. (1997) que investigaron la distribución de helechos, arbustos de la familia Melastomataceae y árboles en ocho sitios de la Amazonia Occidental encontrando que la distribución de estos tres grupos estuvo más explicada por diferencias edáficas que por la distancia geográfica entre un sitio y otro. Otro estudio citado por Clark (2002) es el de Tuomisto y Poulsen (1996), donde se analiza la

distribución de helechos en 28 bosques neotropicales observándose que dos terceras partes de las especies estaban restringidas a un tipo de suelo específico y un 10% estaba presente en tres tipos de suelos. Scatena (2002) señala también que la riqueza de especies y la composición florística se han comparado a lo largo de gradientes de altitud, latitud, precipitación y fertilidad de suelo. Los principales bosques de Venezuela se han clasificado con base a la precipitación y la latitud.

2.5.4 El efecto de las perturbaciones en las comunidades vegetales

Actualmente se reconoce que el potencial que tiene una perturbación para afectar la morfología del paisaje o la estructura de una comunidad depende del tipo de perturbación (inundación, incendio, derrumbe), fuerza (velocidad, duración, magnitud, cantidad), el componente directamente impactado (suelo, dosel), área total afectada, periodo de retorno o frecuencia de la perturbación (Scatena 2002).

Por perturbación se entiende un “*evento, relativamente discreto en el tiempo, que produce un cambio en la estructura física del ecosistema*” (Pickett y White 1985). Las perturbaciones pueden analizarse según la escala espacial que afecten y su frecuencia en el tiempo. Las perturbaciones a gran escala incluyen huracanes, inundaciones, erupciones volcánicas e incendios y las de mediana y pequeña escala incluyen los derrumbes, caída de árboles y ramas entre otros (Clark 2002).

Los bosques húmedos tropicales de la costa caribeña nicaragüense son afectados con frecuencia por huracanes (Boucher 1992). Luego del paso del huracán Juana en octubre de 1988 que afectó aproximadamente entre 300000 – 500000 ha de bosques húmedos en la región Atlántica Sur, este comenzó un proceso de reconstrucción a partir de individuos previamente dañados, el cual ha sido descrito como un proceso de “regeneración directa”, es decir sin la intervención de una comunidad de especies pioneras (Vandermeer et ál. 1990). Sin embargo, un año después la hipótesis de “regeneración directa” tuvo que ser modificada por la invasión de especies pioneras, además no todas las especies dañadas pudieron retoñar (por ejemplo los pinos) y otras especies como *Vochysia ferruginea* se regeneraron más fácilmente a partir de una semilla que de un rebrote (Boucher et ál. 1994).

Montiel (2002) muestra el modelo de simulación de la dinámica del bosque desarrollado por Doyle (1981) para estudiar el efecto que tiene el paso periódico de los huracanes en un bosque montano en Puerto Rico donde se indica que en ausencia de perturbaciones el modelo predice una disminución en la diversidad florística y un aumento de las especies de dosel tolerantes a la sombra. Con la acción de huracanes se originan grandes aperturas de claros y como consecuencia, el modelo predice un aumento en la diversidad de especies de árboles pioneros que requieren grandes cantidades de luz.

La evidencia que muchos autores han recopilado sobre el efecto de los huracanes en los bosques sugiere que, pese a la mortalidad y el daño que estos causan, la diversidad se mantiene en el sitio, sin embargo, se conoce poco la respuesta de la vegetación al paso de varios huracanes sucesivos por un mismo sitio (Bellingham 2002). Finalmente las comunidades vegetales pueden experimentar cambios ecológicos como consecuencia de las perturbaciones naturales o antropogénicas o una combinación de ambas (Montiel 2002).

2.5.3 Herramientas estadísticas para la caracterización de las comunidades vegetales

Los datos de las comunidades vegetales son analizados generalmente de una manera multivariada porque cada sitio es descrito por las abundancias de varias especies y numerosos factores que afectan las comunidades. El análisis multivariado representa dos aspectos claves en el análisis de las comunidades vegetales: 1) ayuda a descubrir estructura en los datos y 2) proporciona un resumen objetivo de los datos que facilita la comprensión de los resultados (Gauch 1982, Robledo et ál. 2000).

Existen tres estrategias básicas multivariadas: análisis directo de gradiente, ordenación y clasificación. El análisis directo de gradiente se utiliza para estudiar la distribución de las especies en gradientes ambientales fácilmente medibles, pero como las condiciones ambientales son difíciles de determinar es más factible usar el análisis indirecto de gradiente (Gauch 1982).

La ordenación consiste en reducir el número de dimensiones, hasta obtener un sistema con el menor número de ejes posibles que contengan la relación entre las muestras y/o las especies. El resultado es un gráfico bidimensional (dos ejes) mostrando a las especies más similares

juntas y las más distantes corresponden a las más disímiles en composición (Gauch 1982). Las técnicas de clasificación se basan en el agrupamiento de muestras o de especies que tienen propiedades en común (Matteucci y Colma 1982).

Los métodos multivariados de ordenación y clasificación han sido empleados para diferentes propósitos, uno de ellos es la medición de la diversidad beta. Se basan en el análisis de matrices de datos que pueden hacerse con datos cualitativos (presencia-ausencia) o cuantitativos (abundancia proporcional) de las especies y a partir de estos datos se obtienen valores de similitud o disimilitud con el cálculo de índices cualitativos como por ejemplo: el índice de Jaccard o el cálculo de índices cuantitativos (ejemplo: Sorensen, Moreno 2001) o bien se calcula la distancia entre las comunidades con diferentes tipos de medidas, de las cuales la más común es la distancia euclidiana y las derivadas de ella (Magurran 1988, Moreno 2001).

3 BIBLIOGRAFIA

- Almeida, P; Izurrieta, X; Cortés, K; Menéndez, P; Bauz, E; Rodríguez, M; Toaza, G; Álvarez, U; Pinos, G; Yumiseva, C; Sánchez, L; Lara M. 2003. Identificación de áreas prioritarias para la conservación en cinco ecorregiones de América Latina. GEF, TNC, Nature Serve, Alianza Jatun Sacha/CDC-Ecuador. 114 pág.
- August, PV. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64: 1495-1507.
- Beier, P; Noss RF. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Bellingham, P. 2002. La sucesión en el bosque luego de un huracán. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 595 – 596.
- Bennett, A. 1999. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN, Suiza. 276 pág.
- Bermúdez, M; Sánchez, J. 2000. Identificación de vacíos de información botánica para la conservación de la biodiversidad en América Latina y el Caribe. WWF, Museo Nacional de Costa Rica, Red de Herbarios de Mesoamérica y El Caribe. 94 pág.
- Berry, P. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 83 – 96.
- Bonifaz, C. 2003. Caracterización florística de dos sitios en el bosque húmedo costero cabecera de Muisne, Esmeralda – Ecuador. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 78 pág.
- Boucher, D. 1992. En la Costa ¿un huracán cada siglo?. *Managua, Ni. Wani* 12: 32 – 34.

- Boucher, D; Vandermeer, J; Mallona, MA; Zamora, N; Perfecto, I. 1994. Resistance and resilience in a directly regenerating rainforest: Nicaraguan trees of the Vochysiaceae after Hurricane Joan. *Forest Ecology and Management* 68: 127 – 136.
- Brokaw, N. 2002. La persistencia de las especies vegetales en los fragmentos de bosque neotropical. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 561 pág.
- CBA (Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua). 1999. Proyecto corredor biológico del Atlántico de Nicaragua. Managua, NI. s.p.
- Clark, D. 2002. Los factores edáficos y la distribución de las plantas. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 193 – 221.
- Congreso Mundial de Parques (5, 2003, Durban, África). 2003. Establecimiento de sistemas integrales y eficaces de áreas protegidas: memorias. Durban, África. (en línea). Consultado 11 oct. 2005. Disponible en: <http://www.iucn.org>.
- Corrêa Do Carmo, AP. 2001. Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de la biodiversidad. *Revista Forestal Centroamericana* 34: 35- 41.
- Delgado, D; Finegan, B. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana* No. 25. 14 — 20.
- Dinerstein, E; Olson, DM; Graham, DJ; Webster, AL; Primm, SA; Bookbinder, MP; Ledec, G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y El Caribe. WWF- World Bank. Washington DC. US. 145 pág.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2001. Estado de los bosques del mundo. (en línea). Consultado 13 set. 2006. Disponible en: www.fao.org.
- Finegan, B; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2001. Ecosystem – level forest biodiversity and sustainability assessments for forest management. *In* Raison, JR; Brown, AG;

- Flinn, DW. Criteria and indicators for sustainable forest management. CABI Publishing / IUFRO. Vienna, Austria. 341 – 378.
- Forero Molina, LA. 2001. Caracterización de la vegetación y efectos de borde en la comunidad de árboles y lianas de remanentes de Bosque Muy Húmedo Tropical en la Región Huetar Norte, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 89 pág.
- Forman, R. 1995. Patches, corridors, and matrices. *Conservation Biology*. 11 (1): 290 – 293.
- Gallego, B; Finegan, B. 2004. Evaluación de enfoques para la definición de especies arbóreas indicadoras para el monitoreo de la biodiversidad en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano. *Revista Recursos Naturales y Ambiente*, CATIE, Turrialba, CR. No. 41. 49 – 61.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la zona norte de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 65 pág.
- García, M. 2003. Estado de la diversidad biológica de los árboles y bosques en Nicaragua. Documento de trabajo. Recursos genéticos forestales. FAO, Roma. (Inédito). 65 pág.
- Gauch, H. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. New York, US. 298 pág.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy?. *Selbyana* 19 (1): 34- 43.
- Greig-Smith, P. 1983. *Quantitative plant Ecology*. Blackwell, Oxford, EN. 354 pág.
- Halfpeter, G; Favila, ME. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera), an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscape. *Biology International* 27:15-21.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*. 44: 37- 68.

- Herrera, B; Finegan, B. 1997. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. *Plant and Soil* 191: 259 – 267.
- Hector, TS; Carr, MH; Zwick, PD. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Jennings, MD. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5 – 20.
- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 561 – 590.
- Lord, JM; Norton DA. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4 (2): 197 – 202.
- Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Serie Técnica, Manual Técnico No. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 pág.
- Magurran, A. 1988. *Ecología, diversidad y su medición*. Bangor, Inglaterra. 198 pág.
- MARENA - CBA (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales - Corredor biológico del Atlántico, NI). 2000. Mapa de ecosistemas de Nicaragua. Managua, NI. 40 pág.
- Margules, CR; Pressey, RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. 405. 243 – 253.
- Mateucci, A; Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. OEA. Washington, US. 168 pág.
- Metzger, JP. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10 (4): 1147 – 1161.

- Miller, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. En busca de un enfoque común para el corredor biológico mesoamericano. World Resources Institute. Washington, US. 49 pág.
- Montiel, D. 2002. El legado de las actividades humanas en los bosques neotropicales contemporáneos. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). Ecología y conservación de bosques neotropicales. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 97 – 116.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. CYTED, ORCYT – UNESCO, SEA. 86 pág.
- 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 Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 125 pág.
- Naesset, E. 1997. Geographical information systems in long- term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review. *Forest Ecology and Management* 93: 121 – 136.
- Noss, RF. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 (4): 335 -364.
- Noss, RF; Harris, LD. 1986. Nodes, networks, and MUM's: Preserving diversity at all scales. *Environmental Management* 10(3): 299 – 309.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33 (11): 700 – 706.
- Pérez, MA; Finegan, B; Delgado, D; Louman, B. 2001. Composición y diversidad de los bosques de la región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua: una base para el manejo sostenible. *Revista Forestal Centroamericana* No. 34: 12 – 18.
- Perdomo, M. 2001. Herramientas para la planificación del manejo de los bosques a escala de paisaje en el Municipio del Castillo del Sudeste de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 139 pág.

- Pickett, STA; White, PS. 1985. The ecology of natural disturbance and match dynamics. Orlando, FL. Academia Press. US. 472 pág.
- Pierce, A; Ervin, J. 1999. La certificación independiente de la ordenación forestal y la ecología del paisaje. *Unasylva* 196. Vol. 50. 49 – 56.
- Poiani, K; Richter, B; Anderson, M; Richter, H. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, Landscape, and networks. *BioScience* 50 (2): 133 – 145.
- Primack, R; Massardo, F; Rozzi, R; Dirzo, R. 2001a. Vulnerabilidad a la extinción. *In* Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. 161 – 169.
- Primack, R; Roíz, R; Feinsinger, P. 2001b. Diseño de áreas protegidas. *In* Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. 477 – 496.
- Ramos, ZS. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 114 pág.
- Redford, K; Coppolillo, P; Sanderson, E; Da Fonseca, G; Dinerstein, E; Groves, C; Mace, G; Maginnis, S; Mittermeier, R; Noss, R; Olson, D; Robinson, J; Vedder, A; Wright, M. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17 (1): 116 – 131.
- Robledo, C.W., J.A. Di Rienzo, W. Guzmán, M.G. Balzarini, F. Casanovas, L.A. González, & E.M. Tablada. 2000. Manual de InfoStat/profesional versión 1.6. Departamento de estadística y biometría y de diseño de experimentos. Facultad de ciencias agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (FCA – UNC).
- Sanderson, EW; Redford, KH; Vedder, A; Coppolillo, PB; Ward, SE. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41 -56.

- Saunders, DA; Hobbs, RJ; Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Serrano, M. 2003. Estructura y composición de bosques montanos subtropicales y sus implicaciones para la conservación y el manejo de los recursos forestales en la serranía del Iñaño, Bolivia. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 142 pág.
- Scatena, N. 2002. El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 23 – 41.
- Science for a Changing World. s.f. Gap analysis program. (en línea). Consultado 19 oct. 2005. Disponible en: <http://www.gap.uidaho.edu/>.
- Stoms, D. 1999. Gap management status and regional indicators of threats to biodiversity. *Landscape Ecology* 15: 21 -33.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283 – 292.
- Turner, MG: 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review Ecology* 20: 171 – 197.
- TNC (Conservación de la Naturaleza). 2000. Esquema de las cinco S para la conservación de sitios: manual de planificación para la conservación de sitios y la medición del éxito en conservación. 62 pág.
- UICN (Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza). 1980. Estrategia mundial para la conservación. (en línea). Consultado 22 abril. 2006. Disponible en: <http://www.fao.org>.
- Vandermeer, J; Zamora, N; Yih, K; Boucher, D. 1990. Regeneración inicial en una selva tropical en la costa caribeña de Nicaragua después del huracán Juana. *Revista de Biología Tropical*: 38 (2B): 347 – 359.

- Walsh, B. 2000. Diversidad de ecosistemas. *In* PANIF – MARENA. Biodiversidad en Nicaragua: un estudio de país. Managua, NI. 145 - 190.
- Williamson, M. 2003. El corredor mesoamericano en las regiones autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense. URACCAN, Bluefields, Ni. 27 pág.
- Whittaker, R. 1982. Ordination of plant communities. Dr. W. Junk Publisher. The Hague-Boston- London. UK. 388 pág.

ARTICULOS DE INVESTIGACIÓN

Artículo I. Caracterización de los tipos de bosques del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua

1 INTRODUCCIÓN

Se han desarrollado numerosos sistemas para caracterizar y clasificar la vegetación siendo los más utilizados el fisonómico (estructural), florístico y bioclimático (Hartshorn 2002). A pesar de todos los esfuerzos de clasificación a nivel regional o global la información que se tiene sobre la composición florística de la región latinoamericana sigue siendo pobre (Dinerstein et ál. 1995, Berry 2002), lo que muchas veces dificulta definir las estrategias y políticas para la conservación y manejo en estas regiones tropicales (Arroyo-Mora et ál. 2005). Actualmente en las iniciativas integrales dirigidas a la integración de grandes territorios, paisajes y regiones la tipificación de bosques es una herramienta importante para el manejo y conservación de la biodiversidad (Finegan et ál. 2001).

Un criterio sencillo para una caracterización simple de tipos de bosques es el uso de las especies comunes o dominantes (Finegan et ál. 2001), lo que brinda información sobre distintos tipos de bosques que pueden tener valores de riqueza y diversidad diferentes. De este modo, es posible evaluar el estado actual en el que se encuentran y sus posibles cambios en el tiempo (Matteucci y Colma 1982), lo que ayuda a generar información valiosa para identificar prioridades para la conservación y/o restauración desde el nivel local, nacional o regional (Hartshorn 2002).

Hoy en día, aún cuando la Costa Atlántica representa el 46.3% del territorio nacional y es la ecoregión de bosques húmedos tropicales de bajura más extensa del país, se estima una tasa de deforestación anual del 2.1% (Williamson 2003, MARENA/CBA 2006). Pero como la modificación de los ambientes naturales no siempre es total (Bennett 1999, Kattan 2002), el territorio todavía está albergando aproximadamente entre un 70 a 80% de las especies vegetales y animales del país, contiene las áreas protegidas más importantes del país y es parte de una iniciativa más amplia, el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), y esto la convierte en una zona de importancia para propuestas de conservación entre las que se destaca

el Corredor Biológico del Atlántico que es la contribución nicaragüense al CBM (MARENA 1999, MARENA/CBA 2006).

Sin embargo, existen muchos vacíos de información sobre la diversidad, composición y estructura de los tipos de bosques que se puedan encontrar en el corredor, y mucho menos como los procesos de fragmentación los han afectado. Evidencias de cómo la fragmentación afecta la ecología de los bosques se reportan en diversos estudios a largo plazo como el proyecto “Dinámica Biológica de Fragmentos de Bosque” que se lleva a cabo en la región amazónica de Brasil, cerca de la ciudad de Manaus (Laurance 2002).

Estos estudios muestran que además de su efecto en la fauna, la fragmentación puede generar cambios profundos en la dinámica poblacional de los árboles y en la composición de la estructura boscosa así como también una disminución en la capacidad de regeneración de varias especies arbóreas (Brokaw 2002, Kattan 2002). Pero, la posibilidad de documentar la extinción de especies por la fragmentación depende de la disponibilidad de estudios previos en el área y esto rara vez ocurre (Kattan 2002).

Es por ello, que se destaca la importancia de tener una caracterización florística y estructural de los tipos de bosques en el corredor y conocer como estos actualmente están contribuyendo a la conservación o mantenimiento de la biodiversidad y a la conectividad física en el área. Los estudios de Ramos (2004) y Murrieta (2006) son ejemplos de caracterización de tipos de bosques a escala de paisaje demostrando como diferentes tipos de bosques de acuerdo a sus valores de biodiversidad pueden ser incorporados dentro de las estrategias de conservación en la zona atlántica de Costa Rica.

No obstante, para realizar planteamientos sobre su planificación y manejo es indispensable, por lo menos a un nivel general, saber cual es la influencia de los factores edáficos en la distribución de estos tipos de bosques (Clark 2002), porque como señala Hartshorn (2002) si no se conoce lo que se tiene difícilmente se podrá manejar o proteger en forma adecuada.

El estudio se realizó en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico considerando que en esta área existen muchos vacíos de información, es el área de interconexión entre las áreas

protegidas del sur (Indio Maíz, Punta Gorda y Cerro Silva) y el norte (reserva natural Wawashang) del corredor, y la destrucción y fragmentación de los bosques secundarios en el paisaje son crecientes. Los objetivos del estudio fueron: 1) determinar si existen tipos de bosques secundarios distintos y su relación con condiciones de sustrato (suelo y topografía), y 2) comparar la diversidad, composición y estructura entre los diferentes tipos de bosques secundarios. El estudio en general aporta información básica sobre los tipos de bosques presentes y permite evaluar la importancia de estos en la conectividad de la red de áreas protegidas del corredor para la propuesta del área funcional para la conservación.

2 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua en el área de interconexión entre las áreas protegidas del Sur (Indio Maíz, Punta Gorda y Cerro Silva) y el norte (reserva natural Wawashang). Esta área cubre aproximadamente 1924.14 km² (Figura 1).



Figura 1. Ubicación de la red de áreas protegidas desde el sur hasta Wawashang. El círculo está indicando el área de interconexión donde se realizó el estudio. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

2.1 Clima y suelos

El clima predominante es tropical con rangos de precipitación entre los 2400 – 4000 mm, temperatura media anual de 27.5 °C. El relieve es plano a ligeramente ondulado con una elevación entre 0 – 300 msnm (Salas 1993, MARENA– CBA/BRLi/Vega/WCS 2003).

Los órdenes de suelos predominantes son: Ultisoles, Inceptisoles y Entisoles, y en menor proporción los Alfisoles. Los Ultisoles se presentan en suelos con pendientes mayores al 5% hasta 50% y cubren aproximadamente el 67% del área y se caracterizan por ser suelos arcillosos (INETER 2003). En cambio los Inceptisoles y Entisoles se presentan en las partes más planas con pendientes muy bajas (5%) y cubren el 32% del área y los Alfisoles cubren solamente un 1% del área (INETER 2003, MARENA– CBA/BRLi/Vega/WCS 2003).

2.2 Bosques

La región Atlántica es una de las zonas más húmedas del país y con una alta diversidad de asociaciones florísticas entre las que se destacan el bosque húmedo tropical, vegetación de pantano y manglares entre otras. En toda esta región ecológica los bosques son en su mayoría latifoliados de tipo perennifolios, clasificados como bosques húmedos tropicales (Salas 1993).

En el área de estudio, existen muchos vacíos de información y desconocimiento sobre los tipos de bosques existentes. Sin embargo, existe información publicada sobre la regeneración del bosque después del impacto del huracán Juana en el año 1988 proveniente de parcelas de muestreo permanentes ubicadas más al sur del sitio donde se realizó este estudio. Los resultados iniciales de estos estudios cuatro meses después del huracán indicaban que una gran cantidad de árboles adultos estaban rebrotando, el sotobosque se mantenía con la misma composición de palmas que antes del huracán y se notó la ausencia de pioneros. A partir de estas observaciones se formuló una hipótesis llamada de “regeneración directa”, en la cual se sugería que el bosque se iba a regenerar directamente sin pasar por las etapas de sucesión pionera a secundaria (Vandermeer et ál. 1990).

Un año después del huracán se observó una tasa de mortalidad de casi 45% en los árboles adultos y la aparición de especies pioneras y la hipótesis de regeneración directa tuvo que ser modificada. La interpretación de sus datos para el año 1997 muestran que el primer período de

desarrollo posthuracán, caracterizado por el establecimiento de nuevos individuos, tasas de crecimiento elevadas, y condiciones de amplia luz, había concluido y que el bosque estaba entrando a una segunda fase, caracterizada por altas densidades de poblaciones, autorraleo y condiciones de sombra (Vandermeer et ál. 1990, Boucher 1997).

Otros estudios realizados en la zona han considerado solamente listados de especies con otros fines diferentes a una tipificación de bosques como por ejemplo: un inventario florístico de especies ≥ 10 cm de dap en Huntingroad (al sur de Laguna de Perlas) con fines de conocer las especies existentes para elaborar una propuesta de declaración de área protegida desarrollado por el “CIDCA¹”. Como referencias de estudios que han logrado tipificar los bosques con una metodología similar a la empleada en la presente investigación en el Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua se encuentra el de Pérez et ál. (2001) en el Atlántico Norte y Perdomo (2001) en el Municipio del Castillo en Río San Juan.

3 METODOLOGIA

3.1.1 Preparación de mapas preliminares y selección de fragmentos

A partir de la interpretación de dos imágenes de satélite Landsat TM del año 1999 y 2002 con resolución de 28.5 m x 28.5 m (Fuente: Global Land Cover Facility University of Maryland y Laboratorio de Sistema de información Geográfica de CATIE) se realizó un análisis preliminar de la cobertura boscosa del área utilizando una clasificación binaria de bosque la cual fue definida desde la imagen como áreas donde los árboles fueron dominantes, con coberturas del 70% o menos, textura áspera y color más verde oscuro y no bosque todas aquellas áreas con textura menos áspera y colores menos oscuros que los bosques con ayuda del programa ArcView 3.3.

Se utilizó el mapa de suelos (INETER 2003) para determinar los órdenes de suelos presentes en el área de estudio. Posteriormente se realizó una gira de premuestreo a partir del mapa de análisis preliminar de cobertura boscosa y los órdenes de suelos identificados para el área de estudio con el objetivo de realizar una estratificación de los sitios de muestreo por los tipos de suelo para el establecimiento de las parcelas temporales. Para esta gira se contó con ayuda de

líderes comunitarios, vaqueanos expertos en la zona y una técnica del proyecto FADCANIC². Los resultados del premuestreo mostraron que la estratificación no era posible debido al alto grado de fragmentación y destrucción de los bosques en el sitio. Por estas razones la selección de los sitios se concentró en las áreas donde se identificaron los fragmentos más grandes de bosques, menos degradados y de mayor accesibilidad por el tiempo que se tenía para realizar el estudio.

Se identificaron diez fragmentos de bosques de regeneración secundaria por ser los más dominantes en el paisaje y fueron definidos como bosques relativamente maduros, de aproximadamente 17 años de edad, con poca intervención humana pero con intervención del huracán Juana ocurrido en el año 1988. En estos fragmentos se ubicaron 40 parcelas de muestreo temporal sobre tres tipos de suelos (Figura 2).

La selección de los fragmentos estuvo basada en los siguientes criterios: a) bosques secundarios con aproximadamente 17 años de edad para evitar la evaluación de vegetación pionera con información obtenida a través de conversaciones con los comunitarios de la zona, líderes del proyecto FADCANIC y líderes comunitarios; b) presencia de palmas grandes en estos bosques como indicador de madurez y grado de perturbación; c) presencia de un sotobosque abierto típico de condiciones de bosque maduro poco alterado; y d) fragmentos con un bajo nivel de intervención humana (referido a extracción reciente de madera). Los criterios para establecer las parcelas fueron: a) posibilidad del establecimiento de dos parcelas de 0.25 ha como mínimo por fragmento con una distancia de 300 m entre parcelas para lograr la independencia de los datos, b) todas las esquinas de las parcelas ubicadas a una distancia no menor de 50 m del borde para minimizar el efecto de borde, c) evitar condiciones atípicas como sitios de anegamiento, o áreas de bosques muy intervenidas, y d) accesibilidad.

¹ CIDCA: Centro de Investigación y Documentación de la Costa Atlántica de Nicaragua.

² Tinkam, M. 2005. Técnica del proyecto FADCANIC, Bluefields, NI.



Figura 2. Ubicación de 40 parcelas de muestreo temporal de 0.25 ha representadas por los círculos amarillos, sobre los tipos de suelo (a nivel de orden) encontradas en el área de estudio. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

3.1.2 Establecimiento de parcelas y recolección de la información para la identificación y caracterización de los tipos de bosques secundarios

La metodología que se utilizó para caracterizar e identificar los tipos de bosques se adaptó del protocolo metodológico desarrollado en CATIE para la tipificación de bosques, el cual ha sido utilizado en estudios anteriores (Pérez et ál. 2001, Perdomo 2001, Ramos 2004, Sesnie 2005³ comunicación personal y Murrieta 2006).

Se establecieron 40 parcelas temporales de 0.25 ha (50 m x 50 m) en 10 fragmentos de bosques secundarios (Anexo 1) con un tamaño de fragmento que varió entre 6 a 40 ha. Las variables que se midieron dentro de cada parcela de 0.25 ha para caracterizar la vegetación

³Sesnie, S. 2005. Estudiante de doctorado del programa conjunto CATIE/Universidad de Idaho. Turrialba, CR, CATIE.

fueron el diámetro a la altura del pecho para todos los árboles y palmas ≥ 10 cm y la identificación botánica de cada uno de los individuos presentes. Para la identificación se contó con la ayuda de vaqueanos expertos en especies arbóreas de la zona y la utilización de claves taxonómicas descritas en la Flora de Nicaragua. Para aquellos individuos que no se lograron identificar en campo se colectaron muestras botánicas, las cuales fueron identificadas en el Herbario de la Universidad Autónoma de León por el Dr. Ricardo Rueda, Alfredo Grijalva e Indiana Coronado.

3.1.3 Muestreo de suelo para evaluar la relación entre los tipos de bosques y las condiciones de suelo y topografía

En cada parcela se colectaron muestras de suelo para determinar algunas características morfológicas y fisicoquímicas de los suelos. El muestreo se realizó seleccionando cinco puntos dentro de cada parcela, para lo cual se dividió en cuatro subparcelas de 25 m x 25 m, con el objetivo de tomar un punto en el centro de la parcela de 50 m x 50 m y los otros cuatro puntos en el centro de las subparcelas de 25 m x 25 m (Pérez et ál. 2001, Ramos 2004).

Las muestras de suelo fueron extraídas con un barreno de los primeros 40 cm de suelo, para luego mezclarlas y obtener una muestra compuesta por parcela. Las variables que se evaluaron en el laboratorio de suelo de la Universidad Centroamericana de Nicaragua fueron la textura la cual se obtuvo por granulometría por el método de Bouyucos, el contenido de materia orgánica por el método de Walkley – Black y el pH en agua por el método electrométrico (Bertsch 1998).

Para la descripción de las características morfológicas del suelo se muestreo a tres profundidades (0 – 10 cm, 20 – 40 cm y 70 – 80 cm) en el centro de las parcelas de 0.25 ha. Las variables evaluadas fueron profundidad efectiva del suelo, drenaje, color, presencia de manchas y concreciones, y textura. El criterio para establecer la profundidad efectiva fue observando la presencia de capas que imposibilitaran el crecimiento de las raíces de plantas ayudada con la clasificación de profundidades de Cubero (2001, Anexo 2), para ello se perforo con un barreno hasta 100 cm de profundidad en los cinco puntos de las parcela y se obtuvo el valor promedio por parcela.

El drenaje se estimó por la presencia de capas que manifestaron colores grises, rojos o moteos. Con base en toda la información obtenida se estimó el orden de suelo según el Soil Taxonomy (Soil Survey Staff 2003). Otras variables del terreno que se consideraron fueron pendiente⁴ (en porcentaje con clinómetro Sunto), altitud (msnm mediante GPS Garmin 12XL con error de aproximadamente 20 metros), pedregosidad en la superficie de la parcela (utilizando las categorías de FAO 1977 y Terán 1997), y ubicación topográfica de la parcela utilizando las categorías de Delgado y Finegan (1999, Anexo 2).

3.2 Análisis de datos

3.2.1 Caracterización e identificación de los tipos de bosques secundarios

Se calculó el índice de valor de importancia (IVI) a partir de la suma de abundancia relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa con el objetivo de comparar el peso ecológico de cada especie dentro de cada parcela (Lamprecht 1990). Para determinar la similitud entre las 40 parcelas y lograr definir los tipos de bosques se elaboró una matriz con los valores de IVI de las especies que estuvieron presentes en dos o más parcelas, no considerándose aquellas que aparecieron solo una vez en las parcelas. A partir de esta matriz y siguiendo las recomendaciones de McCune y Grace (2002) para la clasificación de tipos de bosques, se realizó un análisis de conglomerados utilizando la distancia Euclidiana en el programa estadístico SAS v 6.1.

Para determinar el número óptimo de tipos de bosques se utilizó una prueba pseudo t que es dada por el programa estadístico SAS v 6.1 la cuál a través de un gráfico señala el número de grupos adecuados a formar, con base al punto donde caen los valores de “t” (Milligan y Cooper 1985). Para establecer la relación entre las 40 unidades experimentales (parcelas) y las especies más importantes en estas unidades experimentales se realizó un análisis de ordenación con el método Nonmetric Multidimensional Scaling (NMS) con el programa PC – ORD v 4.25 y su opción “autopiloto” (McCune y Grace 2002). En este análisis se utilizó la distancia Euclidiana.

⁴ El procedimiento para medir pendiente fue ubicándose en el punto más elevado dentro de la parcela y se midió en dirección del punto más bajo de la parcela en porcentaje.

Para realizar el análisis de NMS, la configuración inicial aleatoria y el número de dimensiones que utilizó la ordenación final fue facilitada por el proceso que realiza la opción “autopiloto”. El proceso inició con 6 dimensiones utilizando 40 corridas para los datos reales y efectuó la prueba de Monte Carlo con 50 corridas para datos aleatorios con una probabilidad de 0.05. En la ordenación final se utilizaron dos dimensiones, con un criterio de inestabilidad de 0.00001 (que significa la desviación estándar del estrés⁵ sobre las últimas 15 iteraciones) y 400 iteraciones máximas (McCune y Grace 2002, McCune y Mefford 1999).

El análisis de ordenación, al igual que el análisis de conglomerados, sintetiza las relaciones entre parcelas con base en ciertos atributos, en este caso, los IVIS. Los resultados de este proceso son presentados en un gráfico donde se indica la relación entre las parcelas y especies.

Para lograr determinar las especies más significativas por cada tipo de bosque y nombrar cada uno de ellos se utilizó el análisis de especies indicadoras con el método de Dufrêne y Legendre el cual combina la abundancia y la frecuencia de una especie en un grupo particular, utilizando para ello la prueba estadística de Monte Carlo con 1000 aleatorizaciones con el programa PC - ORD v 4.25 (McCune y Grace 2002).

3.2.2 Riqueza, diversidad, composición y estructura de los grupos de bosques identificados

El análisis de las variables de riqueza, diversidad, composición y estructura se realizó para cada uno de los tipos de bosques identificados. Para determinar la estructura se calculó la distribución diamétrica, área basal (m²/ha) y la abundancia total con el programa Microsoft Visual FoxPro v 5.0 (Kemmerer 1996). La riqueza fue calculada como el número de especies total presente en cada tipo de bosque.

La diversidad florística fue analizada a través del cálculo de los índices de diversidad de Shannon, Simpson y α de Fisher usando el programa EstimateS v 5.0.1 (Colwell 1997). Se

⁵ El estrés es definido por McCune y Grace (2002) como una medida del alejamiento de la monotonicidad en la relación entre la disimilaridad (distancia) en el original espacio p -dimensional y la distancia en el reducido espacio de ordenación k -dimensional.

calculó el índice de Equitatividad⁶ que indica en que medida las especies son abundantes por igual (Magurran 1988). Se realizó un análisis de varianza para determinar diferencias estadísticas entre los tipos de bosques y pruebas de comparación de medias de Duncan, donde los bosques fueron los tratamientos y las variables abundancia total, área basal, distribución diamétrica, riqueza y diversidad fueron las variables respuestas. Se generaron curvas de rarefacción y rango – abundancia para cada bosque con el programa SigmaPlot.

3.2.3 Análisis de la relación de las variables edáficas (suelo y topografía) con los tipos de bosques

Para determinar la relación entre los tipos de bosques con las variables edáficas e identificar cual de ellas aportó más en la discriminación se utilizó un análisis discriminante canónico con el programa Infostat v 1.6 (Robledo et ál. 2000). En este análisis las variables fueron el porcentaje de limo, arena, arcilla, pH, materia orgánica, pendiente, profundidad efectiva del suelo, y altitud y el criterio de agrupamiento fueron los tipos de bosques. Posteriormente, para determinar las diferencias estadísticas entre las variables con los tipos de bosques se realizó un análisis de varianza y una prueba de comparación de medias de Duncan para las variables cuantitativas (porcentaje de limo, arena, arcilla, pH, materia orgánica, pendiente, profundidad efectiva y altitud) y una prueba de Chi Cuadrado para las variables cualitativas (drenaje, pedregosidad en la superficie y ubicación topográfica).

⁶ Índice de Equitatividad $E = H'/\ln(S)$ donde: H' es el índice de diversidad de especies en una comunidad y S es el número total de especies. El valor de E se sitúa entre 0 y 1 donde 1 representa una situación en la que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran 1988).

4 RESULTADOS

4.1 Resultados generales

Se registraron un total de 4361 individuos (identificados a nivel de especies), de 149 especies, 119 géneros y 48 familias (Anexo 3) en 40 parcelas de 0.25 ha (10 ha). El total de especies reportadas representan un 5% de las especies conocidas para la vertiente Atlántica de Nicaragua (Stevens et ál. 2001). De las 149 especies solamente 112 se encontraron presentes en dos o más parcelas y 37 especies se presentaron en una sola parcela. Estas especies con frecuencia igual a uno fueron excluidas del análisis multivariado.

4.2 Identificación y caracterización de tipos de bosques

El análisis de conglomerados en combinación con la prueba pseudo t (Anexo 4) mostraron cuatro grupos de bosques como el óptimo de agrupación recomendada. El análisis de conglomerado generó un dendrograma con cuatro grupos de parcelas que formaron los tipos de bosques (Figura 3). El dendrograma muestra en el eje vertical los valores de R^2 indicando la correlación entre las parcelas agrupadas y dentro del tipo de bosque clasificado. A partir de valores con un R^2 mayor a 0.5 se asume mayor similaridad entre las parcelas agrupadas. En este caso los bosques con mayores valores de R^2 fueron el bosque 1, 3 y 4 al contrario del bosque 2 que presentó los valores más bajos. El bosque “1” representó un área de 4 ha con 16 parcelas, el bosque “2” 3.25 ha con 13 parcelas, bosque “3”, 1.75 ha con 7 parcelas y el bosque “4” 1 ha con 4 parcelas.

explicando el 81.8% de la variación. Los ejes 1 y 2 explicaron el 17.8% y 64% de la variación florística en las parcelas.

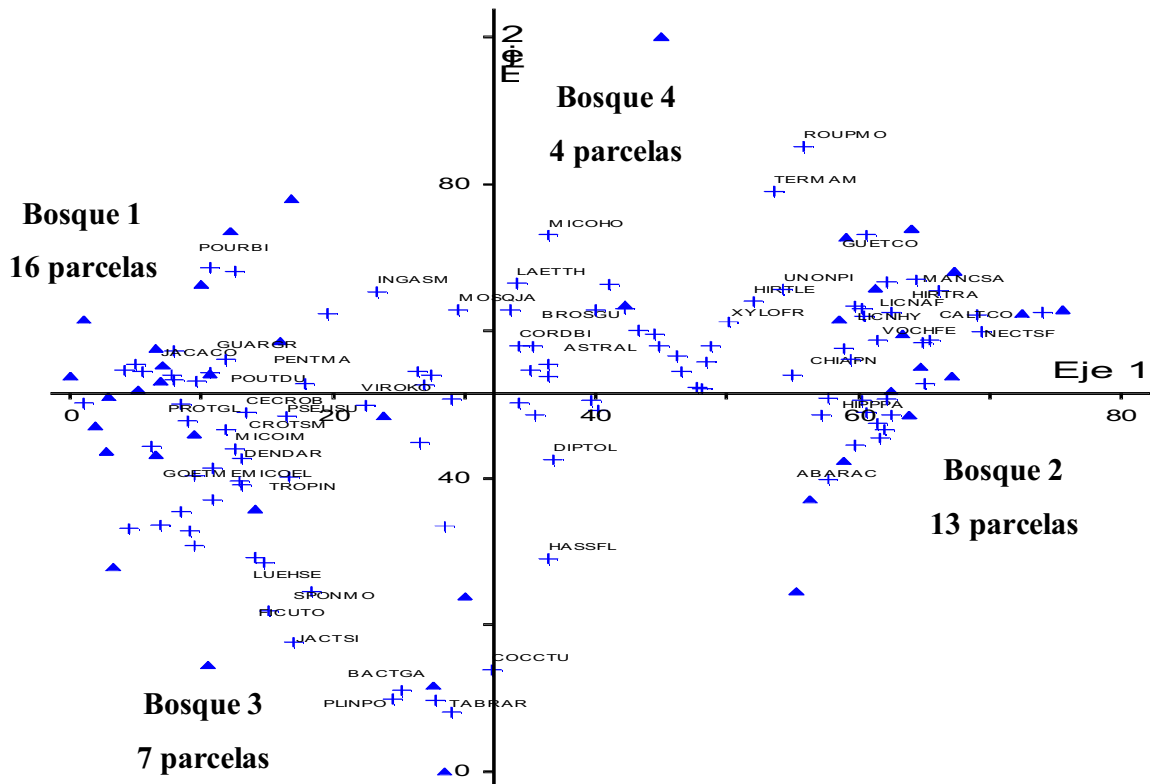


Figura 4. Diagrama de ordenación "NMS" indicando la relación entre 40 parcelas y las especies más importantes en ellas. Las parcelas están representadas por los triángulos y los grupos de seis letras son los códigos de las especies.

Abarema acreana (ABARAC), *Astrocaryum. alatum* (ASTRAL), *Bactris gasipaes* (BACTGA), *Brosimum guianense*(BROSGU), *Calatola costaricensis* (CALTCO), *Cecropia obtusifolia* (CECROB), *Coccoloba tuerckheimii* (COCCTU), *Cordia bicolor* (CORDBI), *Croton smithianus*(CROTSM), *Chionanthus panamensis*(CHIAPN), *Dendropanax arboreus* (DENDAR), *Dipteryx oleifera* (DIPTOL), *Ficus tonduzii* (FICUTO), *Goethalsia meiantha* (GOETME), *Guettarda combsii* (GUETCO), *Guarea grandifolia* (GUARGR), *Hippotis panamensis* (HIPPPA), *Hirtella lemsii* (HIRTLE), *Hirtella racemosa* (HIRTLE), *Inga samanensis* (INGASM), *Jacaranda copaia* (JACACO), *Jacaratia spinosa* (JACTSI), *Laetia thamnia* (LAETTH), *Licania affinis* (LICNAF), *Licania hypoleuca* (LICNHY), *Luehea seemannii* (LUEHSE), *Manicaria saccifera* (MANCSA), *Miconia hondurensis*(MICOHO), *Miconia impatiolaris* (MICOIM), *Mosquitoxylum jamaicensis* (MOSQJA), *Nectandra*

salicifolia (NECTSF), *Pentaclethra macroloba* (PENTMA), *Pourouma bicolor* (POURBI), *Pouteria durlandii* (POUTDU), *Plinia povedae* (PLINPO), *Protium glabrum* (PROTGL), *Pseudolmedia spuria* (PSEUSU), *Roupala montana* (ROUPMO), *Spondias mombin* (SPONMO), *Tabernaemontana arborea* (TABRAR), *Terminalia amazonia* (TERMAM), *Trophis involucrata* (TROPIN), *Unonopsis pittieri* (UNONPI) *Virola koschnyi* (VIROKO), *Vochysia ferruginea* (VOCHF)) y *Xylopia frutescens* (XYLOFR).

4.2.1 Análisis de especies indicadoras

El método de Legendre y Dufrêne para el análisis de especies indicadoras para los diferentes tipos de bosques permitió seleccionar las especies arbóreas con mayor valor indicador (VI) estadísticamente significativo para una $p < 0.05$ a través de la prueba de Monte Carlo y lograr realizar una descripción de estos (Cuadro 1). McCune y Grace (2002) señalan que el VI va a estar dado por un rango de 0 “que significa una no indicación” a 100 “que significa perfecta indicación”.

Se encontraron 36 especies significativas distribuidas en los cuatro tipos de bosques. El número de especies indicadoras por tipo de bosque variaron entre 7 a 10 especies, con un rango de valores de IV entre 28.6 y 86% (Cuadro 1).

Cuadro 1. Especies indicadoras para los cuatro tipos de bosques, ordenadas ascendentemente por el VI en cada bosque, incluyendo solo las especies significativas para una $p < 0.05$.

Espece	Familia	Tipo de bosque	Valor Indicador observado(IV)	p^*
<i>Croton smithianus</i>	Euphorbiaceae	1	69.5	0.001
<i>Jacaranda copaia ssp. spectabilis</i>	Bignoniaceae	1	56.2	0.014
<i>Pentaclethra macroloba</i>	Mimosaceae	1	54.4	0.001
<i>Guarea grandifolia</i>	Meliaceae	1	50	0.012
<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	1	47.4	0.02
<i>Pouteria durlandii</i>	Sapotaceae	1	43.7	0.018
<i>Protium glabrum</i>	Burseraceae	1	43.1	0.034
<i>Miconia impetioaris</i>	Melastomataceae	1	41.4	0.032
<i>Virola koschnyi</i>	Myristicaceae	1	41	0.051
<i>Pseudolmedia spuria</i>	Moraceae	1	39.4	0.048

Cuadro 1 (continuación)

Especie	Familia	Tipo de bosque	Valor Indicador observado(IV)	p*
<i>Vochysia ferruginea</i>	Vochysiaceae	2	86	0.001
<i>Xylopia frutescens</i>	Annonaceae	2	53.5	0.001
<i>Hirtella racemosa</i>	Chrysobalanaceae	2	44.6	0.014
<i>Manicaria saccifera</i>	Arecaceae	2	44.6	0.017
<i>Licania hypoleuca</i>	Chrysobalanaceae	2	37.8	0.036
<i>Licania affinis</i>	Chrysobalanaceae	2	32.6	0.051
<i>Nectandra salicifolia</i>	Lauraceae	2	30.8	0.059
<i>Dipteryx oleifera</i>	Fabaceae	3	48	0.018
<i>Bactris gasipaes</i>	Arecaceae	3	42.9	0.014
<i>Coccoloba tuerckheimii</i>	Polygonaceae	3	41.4	0.032
<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	3	40.3	0.04
<i>Luehea seemannii</i>	Tiliaceae	3	40	0.041
<i>Ficus tonduzii</i>	Moraceae	3	35.1	0.033
<i>Abarema acreana</i>	Mimosaceae	3	28.6	0.04
<i>Jacaratia spinosa</i>	Caricaceae	3	28.6	0.029
<i>Plinia povedae</i>	Myrtaceae	3	28.6	0.039
<i>Tabernaemontana arborea</i>	Apocynaceae	3	28.6	0.036
<i>Miconia hondurensis</i>	Melastomataceae	4	80.1	0.001
<i>Mosquitoxylum jamaicensis</i>	Anacardiaceae	4	56.6	0.008
<i>Inga samanensis</i>	Mimosaceae	4	53.9	0.008
<i>Pourouma bicolor</i>	Cecropiaceae	4	50	0.01
<i>Hirtella lemsii</i>	Chrysobalanaceae	4	47	0.016
<i>Cordia bicolor</i>	Boraginaceae	4	46.7	0.026
<i>Laetia thamnina</i>	Flacourtiaceae	4	41.7	0.008
<i>Astrocarum alatum</i>	Arecaceae	4	35.9	0.058
<i>Brosimum guianense</i>	Moraceae	4	35	0.056

De acuerdo a los resultados del análisis de especies indicadoras y los valores del índice de valor de importancia (IVI) para cada una de las especies por tipo de bosque (Anexos 5 y 6) estos se nombraron de la siguiente forma:

Bosque de *Croton smithianus*, *Jacaranda copaia* y *Pentaclethra macroloba* (Bosque 1) ubicado en la parte sur del área de estudio (Figura 5) y se caracteriza por una mezcla de especies primarias y pioneras como por ejemplo *C. smithianus*, *J. copaia*, *Guarea grandifolia*, *Dendropanax arboreus*, *Pouteria durlandii*, *Protium glabrum*, *Miconia impetiolaris*, *Virola*

koschnyi y *Pseudolmedia spuria*. En este tipo de bosque se encontró la presencia de uno de los árboles maderables más importante en Nicaragua, *Carapa guianensis*, la cual actualmente es una especie amenazada en el área de estudio por encontrarse en bajas abundancias > 1 indv/ha. La especie con el mayor peso ecológico (IVI) fue *P. macroloba*. En este tipo de bosque con 4 ha muestreada se encontró 33 familias, 61 géneros, 81 especies y 1465 individuos. Las familias con mayor número de especies fueron las Fabaceae/Mimosoide (8 spp). Moraceae (7 spp) y Meliaceae (7 spp).

Bosque de *Vochysia ferruginea*, *Xylopia frutescens* y *Hirtella racemosa* (Bosque 2) ubicado en la parte norte del área de estudio (Figura 5). En este bosque se reportó la presencia de cinco palmas: *Astrocaryum alatum*, *Cryosophila warscewiczii*, *Manicaria saccifera*, *Prestoea decurrens* y *Welfia georgii*. Las especies *W. georgii* y *C. warscewiczii* solamente fueron encontradas en este bosque. Otras especies asociadas fueron *Lycania hypoleuca*, *Licania affinis* y *Nectandra salicifolia*. La especie con mayor peso ecológico (IVI) fue *V. ferruginea*. Se encontraron en 3.25 ha muestreada 42 familias, 78 géneros, 90 especies y 1731 individuos. La familia Flacourtiaceae tuvo el mayor número de especies (7 spp).

Bosque de *Dipteryx oleifera*, *Bactris gasipaes* y *Coccoloba tuerckheimii* (Bosque 3) se caracteriza por contener una mezcla de especies de la parte sur y norte del área de estudio (Figura 5), pero con mayor dominancia de especies del norte. Las especies asociadas a este tipo de bosque fueron *Spondias mombin*, *Luehea seemannii*, *Ficus tonduzii*, *Abarema acreana*, *Jacaratia spinosa*, *Plinia povedae* y *Tabernaemontana arborea*. La especie *B. gasipaes* reportada en este tipo de bosque es una especie que fue domesticada en América tropical en tiempos precolombinos y crece naturalmente desde México a través de América Central hasta Brasil, Bolivia, Perú y Ecuador, prefiere sitios abiertos y es dispersada por animales (Stevens et ál. 2001, Rueda 2006 ⁷comunicación personal). *D. oleifera* fue la especie con mayor peso ecológico (IVI). Este tipo de bosque reportó en 1.75 ha 39 familias, 76 géneros, 90 especies y 770 individuos. La familia Fabaceae/Mimosoide tuvo el mayor número de especies (8 spp).

⁷ Rueda, R. 2006. Director del Herbario de la Universidad Nacional Autónoma de León. León, Nicaragua.

Bosque de *Miconia hondurensis*, *Mosquitoxylum jamaicensis* y *Inga samanensis* (Bosque 4) ubicado en la parte norte del área de estudio (Figura 5). Al igual que el bosque 1 *P. macroloba* fue la especie con mayor valor IVI, sin embargo, *M. hondurensis*, *M. jamaicensis* y *I. samensis* fueron las que más discriminaron con respecto a su valor indicador. Dos palmas ocurrieron en este tipo de bosque que fueron *Astrocaryum alatum* y *Manicaria saccifera*. Otras especies arbóreas asociadas fueron *Pourouma bicolor*, *Hirtella lemsii*, *Cordia bicolor*, *Laetia thamnina* y *Brosimum guianense*. En 1 ha muestreada de este tipo de bosque se encontró 28 familias, 44 géneros, 52 especies y 395 individuos. Al igual que el bosque 1 y 3 la familia Fabaceae/Mimosoide tuvo el mayor número de especies (6 spp).

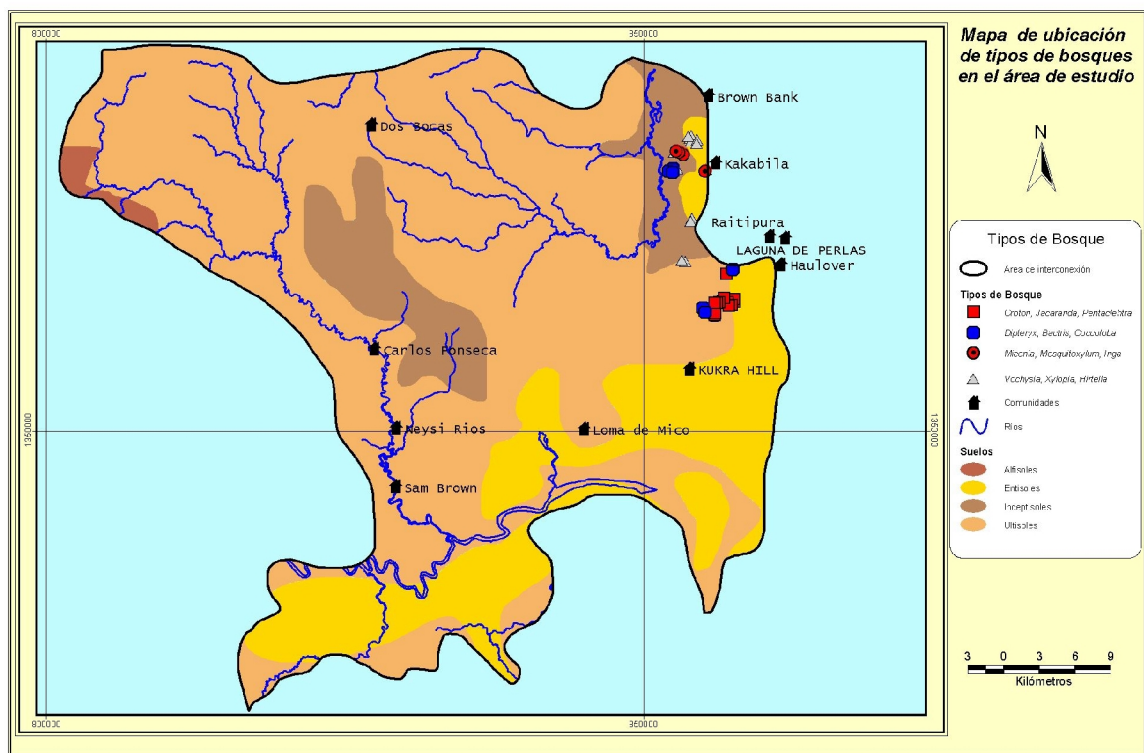


Figura 5. Representación de los cuatro tipos de bosques en 40 parcelas de 0.25 ha, nombrados de acuerdo al análisis de especies indicadoras sobre los tipos de suelos (a nivel de orden) en el área de estudio. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

La especie *Pentaclethra macroloba* fue abundante en el bosque 1 y 4 con valores de IVIS entre 17.18 y 13.3%. En el bosque 2 y 3 estuvo casi ausente con valores de IVIS entre 1.69 y 0.58%. Se reportaron dos especies que tienen distribución propia de la zona Norcentral del país como son *Ardisia densiflora* y *Myrsine juergensenii*, así como también, *Albizia niopoides*

que tiene una distribución más propia de la zona Pacífica y se encontraron tres especies con distribución propia de la parte sur de la zona Atlántica como son *Ryania speciosa* var. *panamensis*, *Sacoglottis trichogyna* e *Inga sertulifera* (Stevens et ál. 2001).

4.3 Análisis de la diversidad y riqueza de los tipos de bosques

No hubo diferencias estadísticas significativas entre los cuatro tipos de bosques para los valores promedio de número de especies, índices de diversidad de α Fisher, Shannon, y Simpson, y el índice de Equitatividad (Figura 6).

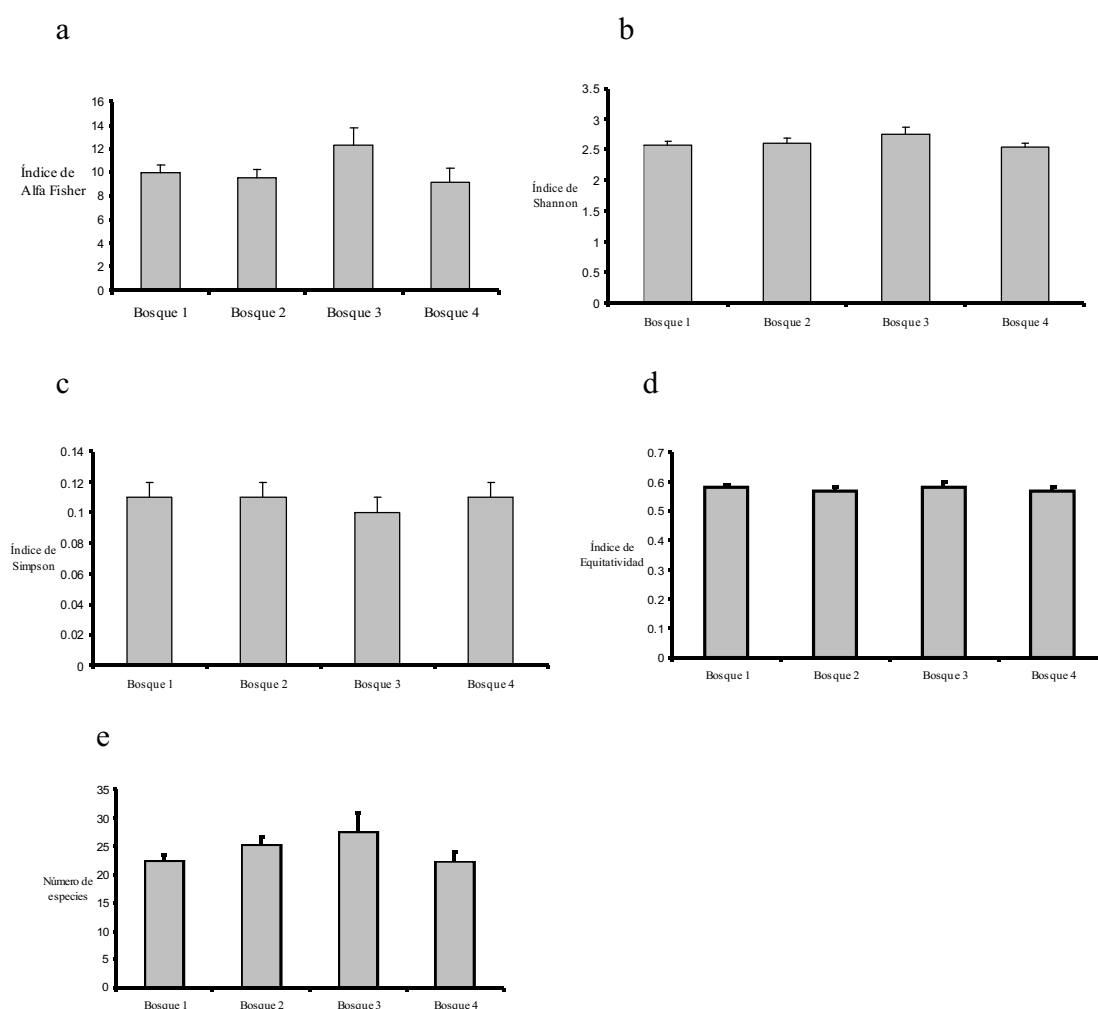


Figura 6. Promedios y errores estándares por tipo de bosque para las variables de a) Alfa Fisher, b) Shannon, c) Simpson, d) Equitatividad, y e) Número de especies. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Los datos utilizados son de 40 parcelas de 0.25 ha.

Las curvas de rango – abundancia muestran que hay pocas especies con altos valores de abundancias y muchas especies con valores muy bajos de abundancias, es decir poco frecuentes (Figura 7), lo cual es típico en bosques naturales tropicales.

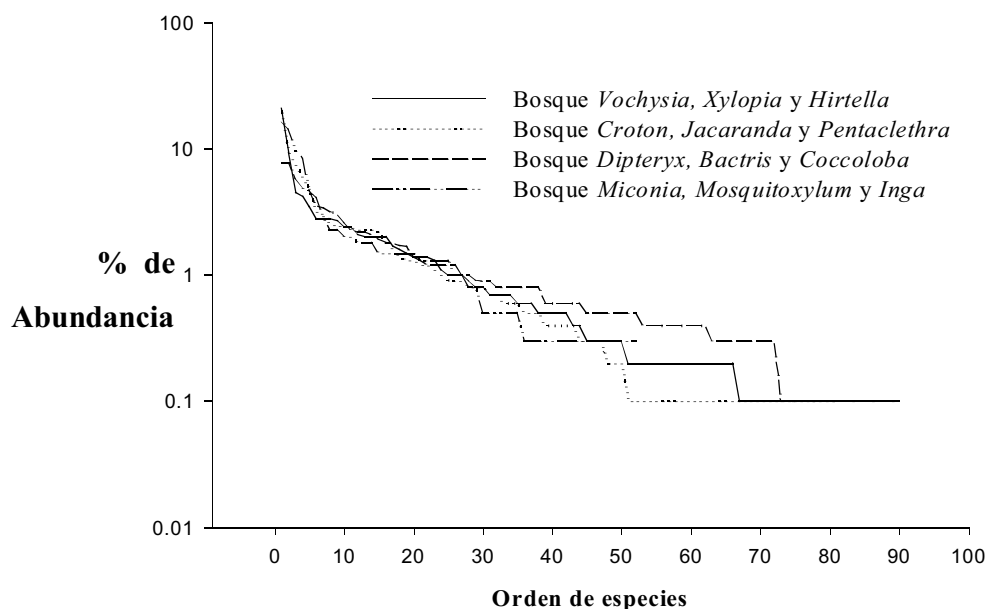


Figura 7. Curva de rango — abundancia para cuatro tipos de bosques, ordenados de la especie más abundante a la menos abundante.

Las curvas de rarefacción en los cuatro tipos de bosques indican que el bosque de *Dipteryx*, *Bactris* y *Coccoloba* contiene más especies por unidad de número de individuos seguido por el bosque de *Vochysia*, *Xylopia* y *Hirtella* y el bosque de *Croton*, *Jacaranda* y *Pentaclethra*. El bosque de *Miconia*, *Mosquitoxylum* y *Inga* fue el que acumuló menos especies aunque este bosque fue el que representó menor área muestreada y por lo tanto menor cantidad de parcelas lo que probablemente generó una menor diversidad beta (Figura 8).

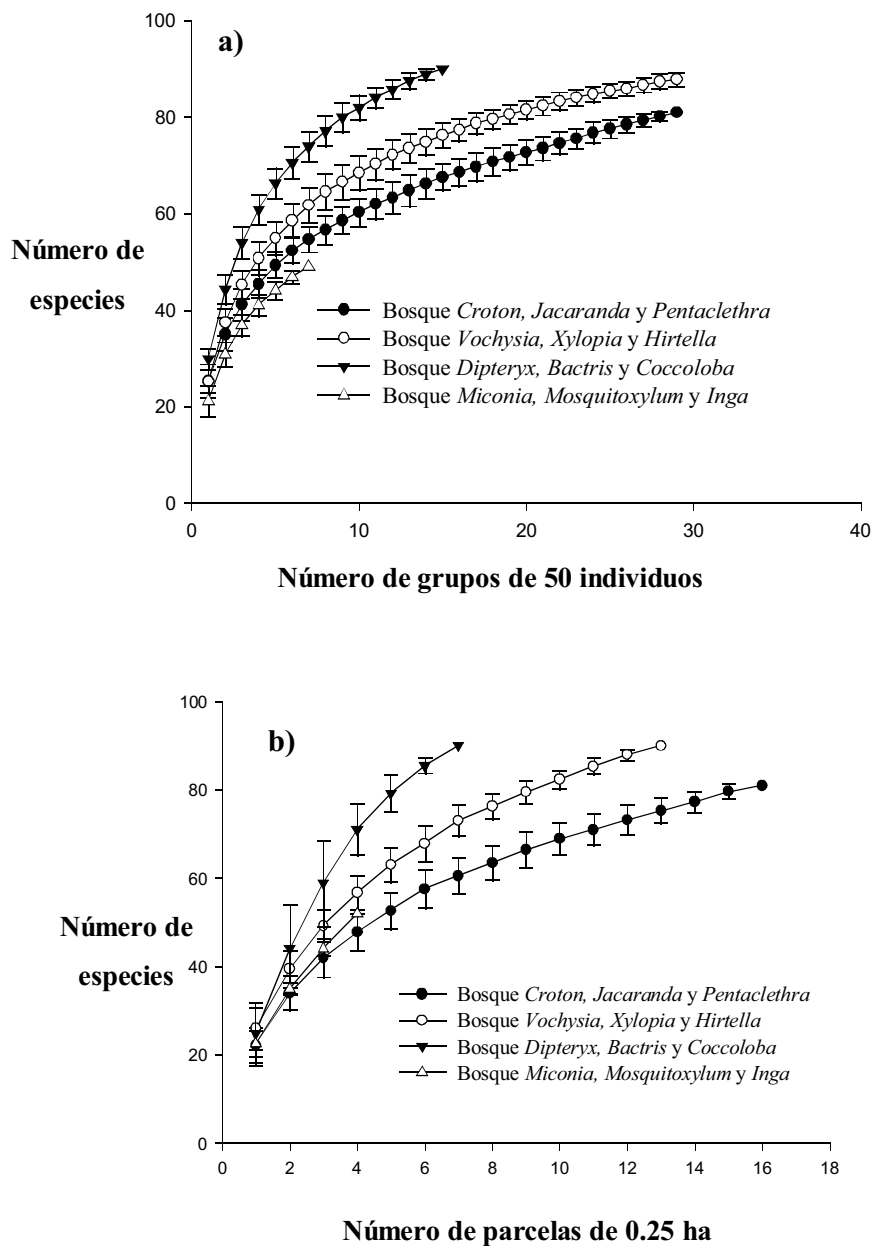


Figura 8. Curvas de rarefacción para cuatro tipos de bosques de acuerdo a: número de individuos con muestras aleatorizadas de 50 individuos (a), y área muestreada en parcelas de 0.25 ha (b).

4.4 Análisis de la estructura de los tipos de bosques

La distribución de las clases diamétricas fue una “J” invertida con mayores abundancias de individuos en las clases diamétricas inferiores. Las diferencias significativas se presentaron en

las clases diamétricas de 10 – 19 cm, > 60 cm y la abundancia total (Cuadro 2). La prueba de comparación de medias de Duncan indicó que el bosque 2 no se diferenció del bosque 3 y 4 para la clase diamétrica de 10 – 19 cm. En la clase diamétrica > 60 cm el bosque 3 se diferenció del resto porque registró especies con diámetros más grandes. Las especies que contribuyeron en esta diferenciación fueron *Ceiba pentandra*, *Dipteryx oleifera*, *Goethalsia meiantha* y *Luehea seemannii*. En la abundancia total el bosque 2 se diferenció del bosque 1 y 4. En el resto de clases diamétricas no se presentó diferencias estadísticas significativas.

Cuadro 2. Diámetros promedios y abundancia total con sus errores estándares registrados en cuatro tipos de bosques en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua a partir de los datos de 40 parcelas de 0.25 ha. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Clase diamétrica (cm)	Bosque 1 <i>Croton</i> , <i>Jacaranda</i> y <i>Pentaclethra</i> (N/ha)	Bosque 2 <i>Vochysia</i> , <i>Xylopia</i> y <i>Hirtella</i> (N/ha)	Bosque 3 <i>Dipteryx</i> , <i>Bactris</i> y <i>Coccoloba</i> (N/ha)	Bosque 4 <i>Miconia</i> , <i>Mosquitoxylum</i> y <i>Inga</i> (N/ha)	Pr > F
10-19	225.50 ± 19.61 b	368.00 ± 37.61 a	282.86 ± 47.41 ab	270.00 ± 20.82 ab	0.0111
20-29	98.25 ± 6.21	117.54 ± 9.17	97.14 ± 13.23	84.00 ± 7.66	0.1485
30-39	27.00 ± 4.14	32.92 ± 3.66	34.86 ± 6.63	24.00 ± 13.95	0.5867
40-49	8.00 ± 1.75	9.54 ± 2.66	8.00 ± 2.14	10.00 ± 4.16	0.9319
50-59	3.25 ± 1.05	1.85 ± 1.07	6.29 ± 1.92	2.00 ± 2.00	0.1669
> 60	4.25 ± 1.44 b	2.77 ± 1.14 b	10.86 ± 2.09 a	5.00 ± 3.00 b	0.0182
Total (N)	366.25 ± 22.54 b	532.62 ± 36.09 a	440.00 ± 53.08 ab	395.00 ± 29.59 b	0.0034

El análisis de varianza y la prueba de comparación de medias de Duncan para las áreas basales muestran que el bosque 2 no difiere del bosque 3 en la clase diamétrica de 10 – 19 cm. (Cuadro 3). En la clase diamétrica mayor a 60 cm y en el total de individuos el bosque 3 fue el que presentó mayor área basal con respecto al resto.

Cuadro 3. Párrafos reales bñales promedios y errores estándares en cuatro tipos de bosques en un sector del Corredor Bioló gico del Atlántico de Nicaragua a partir de los datos de 40 parcelas de 0.25 ha. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Clase diamétrica (cm)	Bosque 1 <i>Croton</i> , <i>Jacaranda</i> y <i>Pentaclethra</i>	Bosque 2 <i>Vochysia</i> , <i>Xylopia</i> y <i>Hirtella</i>	Bosque 3 <i>Dipteryx</i> , <i>Bactris</i> y <i>Coccoloba</i>	Bosque 4 <i>Miconia</i> , <i>Mosquitoxylum</i> y <i>Inga</i>	Pr > F
	(G/ha)	(G/ha)	(G/ha)	(G/ha)	
10-19	3.69 ± 0.32 b	5.88 ± 0.56 a	4.48 ± 0.63 ab	4.18 ± 0.41 b	0.0079
20-29	4.46 ± 0.31	5.33 ± 0.46	4.43 ± 0.63	3.73 ± 0.25	0.1875
30-39	2.50 ± 0.39	2.98 ± 0.31	3.18 ± 0.65	2.20 ± 1.22	0.6293
40-49	1.23 ± 0.26	1.48 ± 0.42	1.15 ± 0.30	1.45 ± 0.61	0.9173
50-59	0.73 ± 0.24	0.42 ± 0.24	1.38 ± 0.44	0.43 ± 0.43	0.196
> 60	2.20 ± 0.80 b	1.65 ± 0.82 b	8.20 ± 1.28 a	3.92 ± 2.74 b	0.0013
Total (G)	14.81 ± 0.93 b	17.74 ± 1.37 b	22.82 ± 2.78 a	15.90 ± 3.29 b	0.0141

4.5 Análisis discriminante canónico para las variables edáficas con los tipos de bosques

El análisis discriminante canónico indicó que el eje canónico 1 está diferenciando los bosques 1 y 4 explicando el 64.15% de la variabilidad y las variables con mayor peso discriminante fueron el porcentaje de arena, arcilla, pH y materia orgánica. El eje canónico 2 explicó el 25.84% y las variables más importantes en este eje fueron el porcentaje de arena y la altitud (Figura 9).

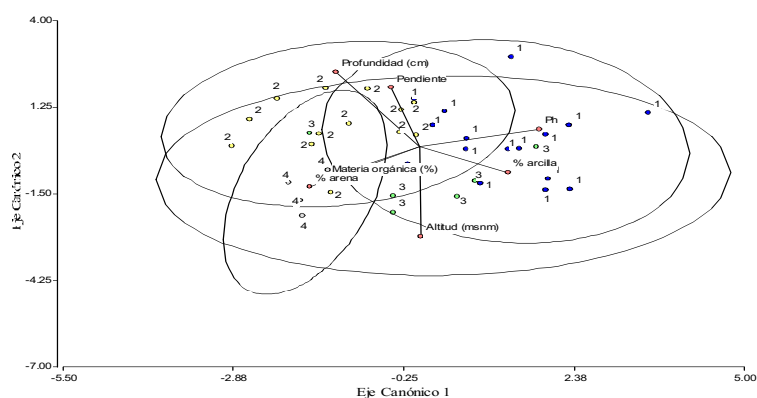


Figura 9. Resultados del análisis discriminante canónico de las variables de suelo. Los tipos de bosques 1 y 4 se diferencian en el eje canónico 1. Los números están indicando los tipos de bosques.

El análisis de varianza y la prueba de comparación de medias de Duncan mostraron que el bosque 4 fue el que presentó mayor contenido de arena. Este tipo de bosque está constituido por las parcelas ubicadas en la parte norte del área de estudio. En cambio el bosque 1 presentó los mayores contenidos de arcilla constituido por las parcelas ubicadas en la parte sur (Cuadro 4).

El mayor contenido de materia orgánica se presentó en el bosque 2 en comparación con el tipo de bosque 1. El valor más alto de pH se presentó en el bosque 1 en comparación con el tipo de bosque 2 y 4. Las mayores altitudes se presentaron en los bosques 3 y 4 en comparación con el bosque 2. El porcentaje de limo, profundidad promedio y pendiente no variaron en forma significativa entre bosques.

Cuadro 4. Análisis de varianza y prueba de comparación de medias de Duncan mostrando la relación de las variables de suelos con los tipos de bosques. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Variables	Bosque 1 <i>Croton, Jacaranda y Pentaclethra</i>	Bosque 2 <i>Vochysia, Xylopia y Hirtella</i>	Bosque 3 <i>Dipteryx, Bactris y Coccoloba</i>	Bosque 4 <i>Miconia, Mosquitoxylum y Inga</i>	Pr > F
% de arena	45.88 ± 4.66 c	62.38 ± 3.55 b	53.29 ± 5.75 bc	79.50 ± 6.13 a	0.0022
% de arcilla	37.63 ± 3.70 a	20.54 ± 2.95 bc	31.86 ± 5.62 ab	10.50 ± 3.95 c	0.0009
% de limo	16.25 ± 2.26	17.08 ± 1.44	14.86 ± 1.44	10 ± 2.45	0.3422
Materia orgánica (%)	2.08 ± 0.25 b	3.38 ± 0.33 a	2.63 ± 0.42 ab	2.58 ± 0.60 ab	0.0293
pH	5.68 ± 0.17 a	5.06 ± 0.07 b	5.26 ± 0.16 ab	4.80 ± 0.14 b	0.0045
Profundidad (cm)	79.63 ± 3.93	84.92 ± 2.39	73.43 ± 7.38	75.00 ± 5.00	0.3239
Pendiente (%)	13.44 ± 0.75	17.31 ± 2.16	13.57 ± 1.43	15.00 ± 0.00	0.2217
Altitud (msnm)	36.38 ± 2.54 ab	30.85 ± 2.81 b	41.14 ± 3.01 a	45.50 ± 6.34 a	0.0466

El análisis de Chi cuadrado (X^2) indicó que el drenaje ($p = 0.0757$) y la posición topográfica ($p = 0.0501$) fueron significativas con una $p < 0.1$. Sin embargo, la pedregosidad en la superficie no fue significativa ($p = 0.1020$, Anexo 7).

5 DISCUSIÓN

5.1 Importancia de la identificación y caracterización de tipos de bosques

La conservación de los ecosistemas forestales a múltiples escalas requiere de la identificación de las comunidades florísticas. La información botánica combinada con datos estructurales en bosques naturales se ha convertido en una herramienta clave en las propuestas de conservación y planificación de corredores biológicos. Este estudio representa el primer esfuerzo que logra identificar y caracterizar los bosques de un área del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua con base en información florística, diversidad, estructura y riqueza de las especies de plantas ≥ 10 cm de dap y representa una información base para la propuesta del área funcional para la conservación para este sector del corredor (ver artículo 2) tal y como lo hicieron Ramos (2004) para el corredor biológico San Juan La Selva y Murrieta (2006) para el corredor biológico Cordillera Volcánica Central – Talamanca, ambos corredores en Costa Rica.

La metodología que se utilizó para caracterizar e identificar los tipos de bosques fue adaptada del protocolo metodológico desarrollado en CATIE para la tipificación de bosques y generó los datos necesarios para los análisis estadísticos y diferenciar los tipos de vegetación arbórea. Los análisis de conglomerados y ordenación proporcionaron un resumen de los datos que facilitó la comprensión de los resultados al agrupar las parcelas según su similitud y lograr determinar la relación entre parcelas y las especies más importantes en estas.

El método de especies indicadoras de Dufrene y Legendre junto con los valores IVI de cada especie por tipo de bosque contribuyó a describir y nombrar cada uno de los tipos de bosques (Gauch 1982, McCune y Grace 2002) y al igual que lo encontrado por Ramos (2004) ayudó a descubrir especies que aunque no son comunes, son más frecuentes a un tipo de bosque (Anexos 5 y 6).

Se encontraron cuatro tipos de bosques secundarios : 1) Bosque de *Croton*, *Jacaranda* y *Pentaclethra*, 2) Bosque de *Vochysia*, *Xylopia* y *Hirtella*, 3) Bosque de *Dipteryx*, *Bactris* y *Coccoloba*; y 4) Bosque de *Miconia*, *Mosquitoxylum* y *Inga* dominados en su mayoría por especies generalistas como *Brosimum guianense*, *Brosimum lactescens*, *Pentaclethra*

macroloba, *Tetragastris panamensis*, heliófitas durables como *Goethalsia meiantha*, *Hyeronima alchorneoides*, *Luehea seemannii* y *Laetia procera*, heliófitas efímeras como *Croton smithianus*, *Cecropia insignis* y *Cecropia obtusifolia* (Anexo 3). Autores como Vandermeer et ál. (1990), Delgado et ál. (1997) y Finegan et ál. (1999), indican que estas especies son consideradas abundantes en sitios perturbados, típicas de bosques bajo proceso de recuperación y requieren claros para su regeneración y establecimiento.

Estos cuatro tipos de bosques presentan una historia de perturbación incierta debido a la combinación de factores antropogénicos y por la frecuencia de huracanes que impactan la Costa Atlántica de Nicaragua (Boucher 1992). Probablemente los bosques estudiados aquí sean una mezcla de ambas perturbaciones. Boucher et ál. (2000) estudiaron la sucesión post-agricultura versus la sucesión post-huracán Juana en varios sitios al sur y oeste del área de estudio y encontraron que especies como *Croton smithianus*, *Goethalsia meiantha*, *Cecropia obtusifolia* y *Isertia hankeana* son especies de sucesión después de agricultura pero se han encontrado en algunos de los transectos de sus estudios después del huracán.

Otras especies como *Byrsonima crassifolia*, *Miconia elata* y *Dendropanax arboreus* fueron encontradas en ambas sucesiones (post-agricultura y post-huracán), sin embargo, especies como *Vochysia ferruginea*, *Cupania glabra*, *Rinorea squamata*, *Pseudolmedia spuria* y *Inga thibaudiana* solamente fueron encontradas en sus transectos de post-huracán. Todas estas especies que los autores encontraron en ambas sucesiones se encuentran distribuidas en los cuatro tipos de bosques estudiados.

Aunque, el objetivo de esta tesis no es separar bosques huracanados versus bosques después de agricultura, es importante indicar que probablemente los cuatro tipos de bosques sean un efecto de ambas perturbaciones que ocurren en el paisaje a través del tiempo, agregados a otros factores como la variación temporal y espacial de la lluvia de semillas, características de las especies dominantes como el grado de dispersión, las especies que están rodeando los fragmentos y factores edáficos (Finegan y Delgado 2000).

5.2 Comparaciones entre tipos de bosques

Los análisis para la riqueza de especies, índices de Shannon, Alfa de Fisher, Simpson y el índice de Equitatividad no mostraron diferencias estadísticas significativas entre los cuatro tipos de bosques, sin embargo, estos difieren en la estructura y en la composición de especies. Generalmente los bosques secundarios presentan una gran variabilidad en su composición florística dentro de cortas distancias debido principalmente a variaciones fenológicas de las especies colonizadoras al momento de abandono de las áreas, al tipo de regeneración, al grado de proximidad de fuentes semilleras, a la capacidad de especies leñosas de atraer dispersores, a la presencia de diferentes especies de árboles remanentes que pueden influenciar la composición del sitio y el grado de perturbación a la que hayan sido sometidos (Smith et ál. 1997, Guariguata et ál. 1997 y 2001, Finegan y Delgado 2000).

Se encontró entre 42 y 58 especies por hectárea entre los tipos de bosques. Este número de especies es un poco inferior a lo reportado en bosques tropicales húmedos donde se encuentran entre 60 a 80 y a veces más de 100 especies en una hectárea (Lamprecht 1990). El estudio de Castillo (1997) reporta entre 54 y 71 especies en un bosque primario intervenido en Río San Juan, Nicaragua. Además, se encontró siete especies de palmas que representan el 2.8% del total de individuos reportados. Este número de especies de palma parece ser alto en comparación con otros estudios que se han desarrollado en paisajes menos perturbados y en hábitats de bosques primarios intervenidos y manejados.

Ejemplos de estos estudios son el de Perdomo (2001) y Ramos (2004) que reportan siete especies de palmas, el primero realizado al Sureste del área de estudio y el segundo en la zona Atlántica de Costa Rica en 11.25 ha y 13 ha respectivamente. Vandermeer et ál. (1990) y Finegan et ál. (2001) consideran que la presencia de ciertas especies de palmas en un bosque húmedo es una indicación de poca perturbación o intervención durante muchos años y además de ciertas condiciones ambientales.

El número de árboles en los tipos de bosques tuvieron valores entre 366.25 y 532.62 individuos, los cuales son similares a otros bosques húmedos estudiados. Por ejemplo, los bosques en La Selva, Costa Rica presentan valores entre 356 y 564 N/ha, los bosques en el

Atlántico Norte de Nicaragua presentaron rangos entre 568 y 676 árboles/ha (Lieberman y Lieberman 1994, Pérez et ál. 2001).

Las áreas basales son bajas, a excepción del bosque de *Dipteryx*, *Bactris* y *Coccoloba*. Los rangos de las áreas basales se encontraron entre 14.81 y 22.82 m²/ha. Finegan (1992) encontró para bosques secundarios de quince años de edad en Costa Rica un área basal de 16 m²/ha. Pérez et ál. (2001) encontró para los bosques del Atlántico Norte de Nicaragua valores entre 16.27 y 25.2 m²/ha. Los resultados reflejan que la mayoría de los individuos están en las clases diamétricas inferiores y muy pocos individuos en las clases superiores en gran parte debido al impacto del huracán Juana en la vegetación del paisaje.

En una comparación más descriptiva el bosque de *Vochysia*, *Xylopia* y *Hirtella* (bosque 2) presentó menos área muestreada que el bosque de *Croton*, *Jacaranda* y *Pentaclethra* (bosque 1) y se encontró asociado con cinco especies de palmas como *Astrocaryum alatum*, *Cryosophila warscewiczii*, *Manicaria saccifera*, *Prestoea decurrens* y *Welfia georgii*. Las explicaciones se pueden atribuir a que las parcelas que conformaron este tipo de bosque mostraron más contenido de materia orgánica lo que podría estar ayudando en el establecimiento y crecimiento de las especies y el 71% de las parcelas ocurrieron sobre suelos bien drenados.

Ramos (2004) encontró para los tipos de bosques primarios intervenidos del corredor biológico San Juan La Selva en Costa Rica una variación en la composición florística en sentido sur – norte la cual la atribuyó a variación en las condiciones de sustrato. Perdomo (2001) identifica en el área del Castillo Río San Juan en Nicaragua un sitio ubicado al sureste del área de estudio de esta investigación tres tipos de bosques los cuales respondieron al drenaje del suelo y profundidad, y Pérez et ál. (2001) en el Atlántico Norte de Nicaragua relacionó los tres tipos de bosques encontrados con condiciones de sustrato.

5.3 Relación de las variables edáficas con los tipos de bosques

Diversos estudios muestran que dentro de una misma región climática las condiciones de suelo pueden influenciar la composición florística de los tipos de bosques. En el presente estudio a través de análisis multivariados y univariados se evidenció que particularmente los tipos de bosques 1 y 4 se diferenciaron por textura y tipo de suelo. Un resultado similar fue encontrado por Tuomisto et ál. (2003) en los bosques amazónicos peruanos donde indican que la textura fue muy importante para describir los patrones florísticos de estos.

La mayoría de los suelos de las parcelas (11 parcelas) que conformaron el bosque de *Croton*, *Jacaranda* y *Pentaclethra* (bosque 1) fueron clasificados como Ultisoles (Anexo 8). El resto de parcelas (5 parcelas) se ubicó sobre suelos Inceptisoles y Entisoles. El 75% de las parcelas que conformaron este bosque se encontraron en laderas medias y el 25% en planicies, con suelos desde moderadamente bien drenados hasta suelos bien drenados.

En este tipo de bosque se encontraron especies como *Carapa guianensis*, *Pterocarpus officinalis* que son especies que prefieren sitios con textura arcillosa, planos y con drenaje moderados (Vandermeer et ál. 1990, Hartshorn y Hammel 1994) hasta especies como *Dendropanax arboreus* y *Tetragastris panamensis* que habitan generalmente sitios bien drenados encontrados en este bosque (Vandermeer et ál. 1990).

El bosque de *Vochysia*, *Xylopia* y *Hirtella* (Bosque 2) ubicado sobre suelos Entisoles e Inceptisoles en su mayoría (Anexo 8) y únicamente con dos parcelas en Ultisoles. El 46% de las parcelas que lo conformaron se encuentran en ladera media, con suelos bien drenados hasta moderadamente bien drenados. Herrera y Finegan (1997) señalan que *V. ferruginea* y *Dussia macropophyllata* asociada a este bosque típicamente habitan suelos bien drenados.

El bosque de *Miconia*, *Mosquitoxylum* y *Inga* (bosque 4) ubicado sobre suelos Entisoles e Inceptisoles. Todas las parcelas que conformaron este tipo de bosque se presentan en laderas medias con suelos moderadamente bien drenados. El bosque de *Dipteryx*, *Bactris* y *Coccoloba* (bosque 3) se encontró sobre suelos Entisoles e Inceptisoles, con dos parcelas en suelos Ultisoles. El 43% de las parcelas en planicies y laderas medias y con suelos desde bien drenados hasta moderadamente bien drenados. El bosque de *Dipteryx* encontrado por Perdomo

(2001) en el Sureste de Nicaragua lo asoció a suelos profundos con drenaje intermedio, el cual coincide con el drenaje encontrado aquí, aunque los suelos en este bosque son moderadamente profundos.

En resumen, en el área de estudio los tipos de bosques se distribuyen sobre dos principales tipos de paisajes: a) un paisaje con lomas de Ultisoles (bosque de *Croton*, *Jacaranda* y *Pentaclethra*), y b) un paisaje aluvial (bosque de *Vochysia*, *Xylopia* y *Hirtella*, bosque de *Dipteryx*, *Bactris* y *Coccoloba*, y bosque de *Miconia*, *Mosquitoxylum* y *Inga* Neeuwenhuyse 2006, comunicación personal⁸).

Generalmente, en los bosques húmedos tropicales por la presencia de una alta riqueza de especies, muchas veces se dificulta obtener muestreos representativos florísticos y espaciales que registren la relación entre la vegetación y el suelo (Cortés-Castelán y Islebe 2005) debido a que un conjunto de combinaciones de factores fisicoquímicos y morfológicos pueden determinar, la estructura y composición florística de un bosque y sobretodo cuando muchas de las especies presentes son de amplia distribución (Hartshorn 2002).

5.4 Consideraciones

A pesar del grado de destrucción y fragmentación del paisaje, en un muestreo de tan solo 10 ha se identificaron cuatro tipos de bosques con composición y estructura distinta que están conservando 149 especies, de las cuales siete especies son palmas. Por otro lado, el bosque de *Dipteryx*, *Bactris* y *Coccoloba* tiene muchos árboles grandes. Los cuatro tipos de bosques están manteniendo especies maderables como *D. oleifera*, *V. ferruginea*, *V. koschnyi* y *V. sebifera* que presentan densidades ≥ 1 indv/ha igual a lo reportado por Díaz (2006) en bosques naturales al Sureste del área de estudio en la evaluación del estado actual de las poblaciones de 23 especies forestales. Otras especies como *C. guianensis*, *C. pentandra*, *L. ampla* y *S. trichogyna* se encontraron con densidades < 1 indv/ha, aunque Díaz (2006) reporta a *C. guianensis* y *S. trichogyna* como especies comunes para el Sureste de Nicaragua.

⁸ Neeuwenhuyse, A. 2006. Agroforestería Tropical. Turrialba, CR. CATIE.

En cuanto a las implicaciones de las asociaciones entre suelo y tipo de bosque se muestran algunas tendencias entre los tipos de bosques que están presentes sobre suelos Ultisoles y los que se distribuyen sobre suelos aluviales. En Centroamérica los bosques sobre terrenos aluviales y con suelos relativamente fértiles, se han deforestado considerablemente para la agricultura. Ante este panorama, el esfuerzo por entender algunos procesos básicos que muestren la relación entre tipos de bosques y suelo constituye una herramienta para lograr un uso razonable del paisaje porque son considerados los requerimientos específicos de las especies o grupos de especies a conservar o manejar (Clark 2002).

Los resultados discutidos son un aporte a los vacíos de información, son ejemplos representativos de los tipos de bosques existentes, incluyendo la variación de estos en relación a condiciones de sustrato, y de la riqueza de especies que mantienen. Esta información básica es una herramienta que brinda elementos importantes hacia las áreas donde se deberían enfocar las prioridades para lograr mantener muestras representativas de las comunidades naturales fuera de las áreas protegidas y constituye un punto de referencia para las propuestas del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Se distinguen en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico nicaragüense (área de interconexión entre las reservas naturales Cerro Silva y Wawashang) cuatro tipos de bosques secundarios los cuales son considerados de prioridad alta para la conservación debido a que están manteniendo 149 especies en tan solo 10 ha de muestreo y son comparables en número de especies y abundancias con otros bosques húmedos menos intervenidos al Sureste y Norte de Nicaragua, y con algunos bosques del Atlántico de Costa Rica.
- No se encontró diferencias en la riqueza de especies, índices de diversidad y Equitatividad entre los cuatro tipos de bosques, pero en su composición florística y estructura fueron diferentes. Estos bosques muestran una mezcla de perturbaciones antropogénicas y naturales, lo que es evidente por la dominancia de las especies heliófitas efímeras y durables.

- Se evidenció que los bosques presentaron respuestas a la textura del suelo, sobre todo al contenido de arena y arcilla. Los bosques 4, 2 y en menor medida el bosque 3 se asociaron con altos contenidos de arena y el bosque 1 con altos contenidos de arcilla.
- El protocolo metodológico de tipificación de bosques permitió conocer la composición, estructura, diversidad y riqueza de los tipos de bosques que están conformando el paisaje fragmentado y ha brindado suficiente información para mostrar los aportes de estos en el mantenimiento de la biodiversidad, y diseñar medidas de restauración y conservación.
- Se sugiere que para estudios posteriores se incorporen los latizales para poder caracterizar la regeneración y consecuentemente el futuro y manejo del bosque.
- Se sugiere realizar muestreos con la misma metodología de tipificación de bosques desarrollada por CATIE para la zona noroeste del área de estudio, es decir en las cercanías del Río Dos Bocas el cual por razones de tiempo y recursos económicos no fueron muestreados en este estudio lo cual aportaría información sobre la representación de otros tipos de bosques.
- Se recomienda que los muestreos y descripciones de suelo se realicen a tres profundidades (0- 10 cm, 20 – 40 cm y 70 – 80 cm) debido a que nos dan información más detallada de las características fisicoquímicas y morfológicas del suelo y se puede determinar más fácilmente desde el nivel local los ordenes de suelo. Se sugiere incorporar el análisis de la disponibilidad de nutrientes para determinar si esta variable puede estar influyendo en la distribución de los tipos de bosques y en el crecimiento de las especies.

7 BIBLIOGRAFIA

- Arroyo-Mora, JP; Sánchez-Azofeifa, GA; Rivard, B; Calvo, JC; Janzen, DH. 2005. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 106: 600 – 613.
- Berry, P. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 83 – 96.
- Bennett, A. 1999. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN, Suiza. 276 pág.
- Bertsch, F. 1998. La fertilidad de los suelos y su manejo. Asociación costarricense de la ciencia del suelo. 157 pág.
- Boucher, D. 1992. En la Costa ¿un huracán cada siglo?. *Managua, Ni. Wani* 12: 32 – 34.
- Boucher, D. 1997. Crecimiento del palo de mayo (*Vochysia ferruginea*) en el bosque huracanado de Nicaragua. *Managua, NI. Wani* 21: 16 – 20.
- Boucher, D; Vandermeer, JH; Granzow de la Cerda, I; Mallona, MA; Perfecto, I; Zamora, N. 2000. *Post-agriculture*
- Brokaw, N. 2002. La persistencia de las especies vegetales en los fragmentos de bosque neotropical. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 564 – 565.
- Castillo, A. 1997. Factores asociados con el crecimiento de dos bosques húmedos tropicales intervenidos silviculturalmente en Río San Juan, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 111 pág.
- Clark, D. 2002. Los factores edáficos y la distribución de las plantas. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 193 – 221.

- Colwell, RK. 1997. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 5.0.1. University Connecticut, USA. Disponible en <http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Cortés-Castelán, J; Islebe, G. 2005. Influencia de factores ambientales en la distribución de especies arbóreas en las selvas del Sureste de México. *Revista de Biología Tropical*. Vol. 53 (1-2): 115 – 133.
- Cubero, D. 2001. Clave de bolsillo para determinar la capacidad de uso de las tierras. Araucaria — España — Costa Rica. 23 pğ.
- Delgado, D; Finegan, B; Zamora, N; Meir, P. 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. Serie técnica (CATIE). No. 298. Turrialba, CR. 43 pğ.
- Delgado, D; Finegan, B. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana* No. 25. 14 — 20.
- Díaz, F. 2006. Evaluación del estado actual de las poblaciones de 23 especies forestales en bosques naturales en el municipio de El Castillo, Río San Juan, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 76 pğ.
- Dinerstein, E; Olson, DM; Graham, DJ; Webster, AL; Primm, SA; Bookbinder, MP; Ledec, G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y El Caribe. WWF- World Bank. Washington DC. US. 145 pğ.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1977. Manual de suelo. Roma, IT. 70 pğ.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, CR. Serie técnica. CATIE. No. 188. 28 pğ.

- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121: 159 — 176.
- Finegan, B; Delgado, D. 2000. Structural and floristic heterogeneity in a 30 year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* Vol. 8. No. 4: 380 — 393.
- Finegan, B; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2001. Ecosystem – level forest biodiversity and sustainability assessments for forest management. In Raison, JR; Brown, AG; Flinn, DW. *Criteria and indicators for sustainable forest management*. CABI Publishing / IUFRO. Vienna, Austria. 341 – 378.
- Gauch, H. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. New York, US. 298 pág.
- Guariguata, MR; Chazdon, RL; Denslow, JS; Dupuy, JM; Anderson, L. 1997. Structure and floristic of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology*. 132: 107 – 120.
- Guariguata, MR; Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 148: 185 – 206.
- Hartshorn, G; Hammel, B. 1994. Vegetation types and floristic patterns. *In* Mcdade, LA; Bawa, KS; Hespenheide, HA; Hartshorn, GS (eds). *La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest*. Chicago, US, University of Chicago Press. 73 – 89.
- Hartshorn, G. 2002. Biogeografía de los bosques neotropicales. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 59 – 81.
- Havel, J. 1980. Application of fundamental synecological knowledge to practical problems in forest management. *Theory and methods*. *Forest Ecology and Management* 3: 1-29.

- Herrera, B; Finegan, B. 1997. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. *Plant and Soil* 191: 259 – 267.
- INETER (Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales). 2003. Breve descripción taxonómica de los suelos de Nicaragua. Managua, NI. 12 pág.
- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 561 – 590.
- Kenamer, WJ. 1996. Microsoft visual FoxPro v 5.0. Microsoft corporation.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. GTZ. Berlín, DE. 335 pág.
- Laurance, W. 2002. Nuevas perspectivas sobre la fragmentación de los bosques amazónicos. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 566 – 567.
- Lieberman, M; Lieberman, D. 1994. Patterns of density and dispersion of forest trees. *In* Mcdade, LA; Bawa, KS; Hespenheide, HA; Hartshorn, GS (eds). *La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest*. Chicago, US, University of Chicago Press. 106 – 109.
- Magurran, A. 1988. *Ecología, diversidad y su medición*. Bangor, Inglaterra. 198 pág.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales, NI). 1999. Biodiversidad en Nicaragua: un estudio de país. MARENA/PANIF, Ni. 463 pág.
- MARENA – CBA/BRLi/Vega/WCS (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales, Corredor Biológico del Atlántico, NI). 2003. Elaboración de planes de manejo de las áreas protegidas de Cerro Silva, Wawashang, Cayos Miskitos y ordenamiento territorial del Municipio de Waspan. Managua, NI. 137 pág.
- MARENA/ CBA (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales/ Corredor biológico del Atlántico de Nicaragua). 2006. Programa de acciones estratégicas para el ordenamiento

- productivo y ambiental de la frontera agrícola de las Regiones Autónomas Atlántico Sur y Atlántico Norte. Resumen ejecutivo. Managua, NI. 35 pág.
- McCune, B; Mefford, MJ. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 pág.
- McCune, B; Grace, JB. 2002. Analysis of Ecological Communities. Software design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300 pág.
- Mateucci, A; Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. OEA. Washington, US. 168 pág.
- Milligan, GW; Cooper, MC. 1985. An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set, *Psychometrika*, so. 159 – 179.
- 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 Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 125 pág.
- Pérez, MA; Finegan, B; Delgado, D; Louman, B. 2001. Composición y diversidad de los bosques de la región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua: una base para el manejo sostenible. *Revista Forestal Centroamericana* No. 34: 12 – 18.
- Perdomo, M. 2001. Herramientas para la planificación del manejo de los bosques a escala de paisaje en el Municipio del Castillo del Sudeste de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 139 pág.
- Ramos, ZS. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 114 pág.
- Robledo, C.W., J.A. Di Rienzo, W. Guzmán, M.G. Balzarini, F. Casanovas, L.A. González, & E.M. Tablada. 2000. Manual de InfoStat/profesional versión 1.6. Departamento de estadística y biometría y de diseño de experimentos. Facultad de ciencias agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (FCA – UNC).

- Salas, J. 1993. Árboles de Nicaragua. IRENA (Instituto Nicaragüense de Recursos Naturales y del Ambiente). Servicio Forestal Nacional. HISPAMER. Managua, NI. 390 Pág.
- SAS. 1999. The SAS Systems for Windows Versión 6. NC, USA, Institute Inc. Cary.
- Soil Survey Staff. 2003. Keys to soil taxonomy. 9th ed. USDA. 332 pág.
- Smith, J; Sabogal, C; Jong, W; Kaimowitz, D. 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina. CIFOR. Documento No. 13. 36 pág.
- Stevens, W; Ulloa, C; Pool, A; Montiel, O. 2001. Flora de Nicaragua. Monographs in Systematic Botany. Missouri Botanical Garden. 2666 pág.
- Terán, J. 1997. Diseño de una red parcelas permanentes con propósitos de manejo forestal en un bosque húmedo templado de Chuquisaca, Bolivia. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 123 pág.
- Tuomisto, H; Poulsen, A; Ruokolainen, K; Moran, R. 2003. Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in ecuatorial amazonia. Ecological Application. 13 (2): 352 – 371.
- Vandermeer, J; Zamora, N; Yih, K; Boucher, D. 1990. Regeneración inicial en una selva tropical en la costa caribeña de Nicaragua después del huracán Juana. Revista de Biología Tropical: 38 (2B): 347 – 359.
- Williamson, M. 2003. El corredor mesoamericano en las regiones autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense. URACCAN, Bluefields, Ni. 27 pág.

ANEXOS

Anexo 1. Sitios de muestreos temporales y el número de parcelas establecidas por fragmentos. En el siguiente cuadro se muestra la distribución de las parcelas por tipo de bosque según el análisis de conglomerado.

No. de fragmento	Sitio	Código de sitio	No. de parcelas por fragmentos	Área muestreada por fragmento
1	Manhatan1	Man1, Man2, Man3, Man4 Hun5, Hun6, Hun7, Hun8, Hun9, Hun10, Hun11, Hun12, Hun13, Hun14, Hun15,	4	1 ha
2	Huntingroad	Hun16	12	3 ha
3	Manhatan2	Man17, Man18	2	0.5 ha
4	Isick	Isi19, Isi20	2	0.5 ha
5	Stingkinto	Sti21, Sti22, Sti23, Sti24	4	1 ha
6	Yhurus	Yhu25, Yhu26	2	0.5 ha
7	Hilldacra	Hil27, Hil28, Hil29, Hil30, Hil33, Hil34	6	1.5 ha
8	Fundesa	Fun31, Fun32	2	0.5 ha
9	Cuparihg	Cup35, Cup36, Cup37, Cup38	4	1 ha
10	TubaCreek	Tub39, Tub40	2	0.5 ha
Total			40	10 ha

Tipo de bosque (análisis de conglomerados)			
Bosque 1	Bosque 2	Bosque 3	Bosque 4
Man2	Sti21	Man1	Fun32
Man4	Hil29	Isi20	Cup36
Hun9	Fun31	Man17	Cup37
Hun10	Hil33	Man18	Cup38
Hun14	Hil34	Sti22	
Isi19	Tub40	Sti23	
Man3	Cup35	Sti24	
Hun5	Yhu26		
Hun6	Tub39		
Hun7	Yhu25		
Hun8	Hil27		
Hun13	Hil28		
Hun12	Hil30		
Hun11			
Hun15			
Hun16			

Anexo 2. Variables edáficas que fueron evaluadas en campo.

a) Categorías de profundidad efectiva

- 1) Profundo: > 90 cm
- 2) Moderadamente profundo: 50 a 90 cm
- 3) Superficial: 25 a 50 cm
- 4) Muy superficial: < 25 cm

b) Pedregosidad (referida a la presencia de piedras en la superficie)

- 1) Clase 0: sin piedras o muy pocas
- 2) Clase 1: moderadamente pedregoso
- 3) Clase 2: pedregoso
- 4) Clase 3: muy pedregoso
- 5) Clase 4: excesivamente pedregoso

c) Drenaje (para mayor detalle sobre la descripción de cada una de las clases revisar el manual de levantamiento de suelos FAO 1977)

- 1) Clase 0 (muy escasamente drenado)
- 2) Clase 1 (escasamente drenado)
- 3) Clase 2 (imperfectamente drenado)
- 4) Clase 3 (moderadamente bien drenado)
- 5) Clase 4 (bien drenados)

d) Ubicación de las parcelas

- 1) Planicie
- 2) Ladera media
- 3) Ladera media alta (cerca de la cima o en ella)

Anexo 3. Especies arbóreas y palmas ≥ 10 cm de dap reportadas en 10 ha en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua organizadas alfabéticamente por nombre científico. Se incluye el grupo ecológico y los números indican el número total de individuos encontrados en cada fragmento. Donde Cup se refiere a la abreviación del nombre de cada fragmento (Anexo 1).

Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo Ecológico*	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
Coralillo macho	<i>Abarema acreana</i>	ABARAC	Mimosaceae	NNN							3		3		3
	<i>Acalypha diversifolia</i>	ACALDI	Euphorbiaceae	NNN		5					90	12			107
Guanacaste blanco	<i>Albizia niopoides</i>	ALBINI	Mimosaceae	NNN	2		1								3
Madroño negro				NNN											
Areno colorado	<i>Amaioua corymbosa</i>	AMAICO	Rubiaceae	NNN	2	1	9				13	4	6		35
Comida de lora	<i>Amanoa guianensis</i>	AMANGU	Euphorbiaceae	NNN		1					3				4
	<i>Ampelocera macrocarpa</i>	AMPEMA	Ulmaceae	GEN			1								1
Almendra de río/frijolillo				NNN											
	<i>Andira inermis</i>	ANDIIN	Fabaceae	NNN		3									3
Peine de mico	<i>Apeiba membranacea</i>	APEIME	Tiliaceae	HD	1	1					2		3		7
	<i>Aphananthe monoica</i>	APHAMO	Ulmaceae	NNN								2			2
	<i>Ardisia densiflora</i>	ARDIDE	Myrsinaceae	NNN				1							1
Café montañero				NNN											
	<i>Ardisia standleyana</i>	ARDIST	Myrsinaceae	NNN			1						3		4
Casca	<i>Astrocaryum alatum</i>	ASTRAL	Arecaceae	PAL	14	1	20			1		6	1	7	50
Pijivay	<i>Bactris gasipaes</i>	BACTGA	Arecaceae	PAL					3	1	3				7
Noni	<i>Bellucia pentamera</i>	BELLPE	Melastomataceae	NNN	1										1
Achiote montero				NNN											
	<i>Bixa orellana</i>	BIXAOR	Bixaceae	NNN							6				6
Ojoche blanco				GEN											
Turuya	<i>Brosimum guianense</i>	BROSGU	Moraceae	GEN	8	2	7					8	4	1	30
Ojoche	<i>Brosimum lactescens</i>	BROSLA	Moraceae	GEN	5							6		3	14
	<i>Bunchosia nitida</i>	BUNCNI	Malpighiaceae	NNN			7	1			1				9
Jiñocuabo	<i>Bursera simaruba</i>	BURSSI	Burseraceae	HD	3				1				1		5
Nancite	<i>Byrsonima crassifolia</i>	BYRSCR	Malpighiaceae	HD	12	12		3			44		23		94

Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo ecológico	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
	<i>Calatola costaricensis</i>	CALTCO	ICACINACEAE	NNN	2	76					5				83
Santa maría	<i>Calophyllum brasiliense</i> var. <i>reko</i>	CALOBR	CLUSIACEAE	INT		4									4
Cedro macho	<i>Carapa guianensis</i>	CARAGU	MELIACEAE	GEN				2							2
Sardino	<i>Casearia arborea</i>	CASEAR	FLACOURTIACEAE	HD				5		2		1			8
	<i>Casearia sylvestris</i>	CASESY	FLACOURTIACEAE	NNN	6	23		10	1	3		1			44
	<i>Casearia tremula</i>	CASETR	FLACOURTIACEAE	NNN		2									2
Hule	<i>Castilla elastica</i>	CASTEL	MORACEAE	HD				3		1					4
Guarumo	<i>Cecropia insignis</i>	CECRIN	CECROPIACEAE	HE	7	6		3	4			15			35
Guarumo	<i>Cecropia obtusifolia</i>	CECROB	CECROPIACEAE	HE	8	2		79		11	4	9			113
Ceiba	<i>Ceiba pentandra</i>	CEIBPE	BOMBACACEAE	HD	1			1		2	1				5
Tabacón	<i>Cespedesia spathulata</i>	CESPSA	OCHNACEAE	GEN		2						2			4
Costilla de danto	<i>Chionanthus panamensis</i>	CHIAPN	OLEACEAE	NNN	6							2			8
	<i>Chomelia protracta</i>	CHOMPR	RUBIACEAE	NNN		1									1
Caimito	<i>Chrysophyllum cainito</i>	CHRYCA	SAPOTACEAE	NNN		5									5
Aguacate montero	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	CINNTR	LAURACEAE	NNN				3	7						10
Tabacón	<i>Coccoloba tuerckheimii</i>	COCCTU	POLYGONACEAE	NNN							25	2			27
Laurel	<i>Cordia alliodora</i>	CORDAL	BORAGINACEAE	HD				11	1	5	2				19
Muñeco	<i>Cordia bicolor</i>	CORDBI	BORAGINACEAE	HD	36	17		4	5			13	2	1	78
Copalchí	<i>Croton schiedeana</i>	CROTSC	EUPHORBIACEAE	NNN	7	1	15	2		7		14	2	2	50
Algodón	<i>Croton smithianus</i>	CROTSM	EUPHORBIACEAE	HE		1		127	6	12		20			166
	<i>Cryosophila warszewiczii</i>	CRYOWA	ARECACEAE	PAL		1									1
Cola de pava	<i>Cupania cinerea</i>	CUPACI	SAPINDACEAE	NNN				2				2		1	5
Ayin Concha	<i>Cymbopetalum torulosum</i>	CYMBTO	ANNONACEAE	NNN		23						5			28
de cangrejo	<i>Dendropanax arboreus</i>	DENDAR	ARALIACEAE	INT											
	<i>Desmopsis schippii</i>	DESMSC	ANNONACEAE	NNN	2	1		84	3	26	28	5	1		150
								2							2

Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo ecológico	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
Almendra	<i>Dipteryx oleifera</i>	DIPTOL	Fabaceae	NNN	5	1	23	7	14	4	4	28	15	5	102
Corallillo	<i>Dussia macrophyllata</i>	DUSSMA	Fabaceae	NNN	1	6						1	1		9
Palma africana	<i>Elaeis guineensis</i>	ELAIGU	Arecaceae	PAL					3						3
Chilamate	<i>Ficus tonduzii</i>	FICUTO	Moraceae	HD			1		4	3					8
Jocomico/Leche amarilla	<i>Garcinia intermedia</i>	GARCIN	Clusiaceae	NNN	1							4	1		6
Guácimo blanco	<i>Goethalsia meiantha</i>	GOETME	Tiliaceae	HD			7		8	1					16
Tabacón	<i>Grias cauliflora</i>	GRIACA	Lecythidaceae	NNN		2									2
	<i>Guarea bullata</i>	GUARBU	Meliaceae	NNN			1								1
Pronto alivio	<i>Guarea grandifolia</i>	GUARGR	Meliaceae	NNN			35	1							36
Pronto alivio	<i>Guarea guidonia</i>	GUARGU	Meliaceae	NNN	6		8		6						20
Pronto alivio	<i>Guarea rhopalocarpa</i>	GUARRH	Meliaceae	NNN	2		1								3
Anono	<i>Guatteria diospyroides</i>	GUATDI	Annonaceae	NNN			5		1						6
Oreja de tigre	<i>Guettarda combsii</i>	GUETCO	Rubiaceae	NNN		8	10					1	1		20
	<i>Hasseltia floribunda</i>	HASSFL	Flacourtiaceae	HD		11				14					25
Capirote	<i>Hippotis panamensis</i>	HIPPPA	Rubiaceae	NNN		6						15	10		31
Guaviluno	<i>Hirtella guatemalensis</i>	HIRTGU	Chrysobalanaceae	NNN			1								1
Viujujunta	<i>Hirtella lemsii</i>	HIRTLE	Chrysobalanaceae	NNN	4	10	1	1				9	5		46
Bisbayra	<i>Hirtella racemosa</i>	HIRTRA	Chrysobalanaceae	NNN		2	27					10	2	1	42
Nancitón	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	HYERAL	Euphorbiaceae	HD	2										2
Guapinol	<i>Hymenaea courbaril</i>	HYMACO	Caesalpiniaceae	NNN									6		6
Areno blanco	<i>Ilex tectonica</i>	ILEXTE	Aquifoliaceae	NNN	1							4			5
Guaba blanca	<i>Inga densiflora</i>	INGADE	Mimosaceae	HD	11		12					20			43
Guaba	<i>Inga ruiziana</i>	INGARU	Mimosaceae	HD	5	3	1		8			6			23
Guaba	<i>Inga samanensis</i>	INGASM	Mimosaceae	HD	21	22	5	18	5						71
Guaba	<i>Inga sertulifera</i>	INGASE	Mimosaceae	HD	5		5	1							11
Guaba	<i>Inga thibaudiana</i>	INGATH	Mimosaceae	HD			3		28	1					32

Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo ecológico	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
Guaba	<i>Inga vera</i>	INGAVR	Mimosaceae	NNN	6	14	18	4	1	1	6	14	8	3	75
	<i>Iseria haenkeana</i>	ISERHA	Rubiaceae	NNN		3						3			6
Flor azul/paraíso	<i>Jacaranda copaia ssp. spectabilis</i>	JACACO	Bignoniaceae	HD				64	7						71
Papayón	<i>Jacaratia spinosa</i>	JACTSI	Caricaceae	HD					1	3					4
Sardinillo	<i>Lacistema aggregatum</i>	LACIAG	Lacistemataceae	NNN		1	1	1							2
Leche de vaca	<i>Lacmellea panamensis</i>	LACMPA	Apocynaceae	NNN		1	2	13	21	4		10	6		57
Areno	<i>Laetia procera</i>	LAETPR	Flacourtiaceae	HD	4	6	6	18	2			5	4	55	100
	<i>Laetia thamnia</i>	LAETTH	Flacourtiaceae	NNN	9								2		11
Pansubá	<i>Lecythis ampla</i>	LECYAM	Lecythidaceae	GEN										1	1
	<i>Licania affinis</i>	LICNAF	Chrysobalanaceae	GEN	1	7						5	1		14
Cenizo	<i>Licania hypoleuca</i>	LICNHY	Chrysobalanaceae	GEN	2	4	32					12	3		53
Zapote	<i>Licania platypus</i>	LICNPL	Chrysobalanaceae	NNN		1									1
	<i>Lonchocarpus luteomaculatus</i>	LONCLU	Fabaceae	NNN				1	1						2
	<i>Lozania pittieri</i>	LOZAPI	Lacistemataceae	NNN								2			2
Guácimo colorado	<i>Luehea seemannii</i>	LUEHSE	Tiliaceae	HD				5	4	21	3				33
	<i>Mabea klugii</i>	MABEKL	Euphorbiaceae	NNN									2		2
Palma real	<i>Manicaria saccifera</i>	MANCSA	Arecaceae	PAL	6	29						1		15	51
Nispero de monte	<i>Manilkara chicle</i>	MANICH	Sapotaceae	NNN	1	4	1					4			10
	<i>Matayba clavelligera</i>	MATACL	Sapindaceae	NNN							1				1
Capirote colorado	<i>Miconia elata</i>	MICOEL	Melastomataceae	NNN				13	20	29	2	1			65
Capirote	<i>Miconia hondurensis</i>	MICOHO	Melastomataceae	NNN	66	31	7					3	10		117
Capirote	<i>Miconia impetolaris</i>	MICOIM	Melastomataceae	NNN				13	13	1					27
Paraíso	<i>Mosquitoxylum jamaicense</i>	MOSQJA	Anacardiaceae	NNN	10	1						3			14
Sambogón	<i>Myrsine juergensenii</i>	MYRSJU	Myrsinaceae	NNN								2			2
Canelo	<i>Nectandra salicifolia</i>	NECTSF	Lauraceae	NNN								2	1	3	6

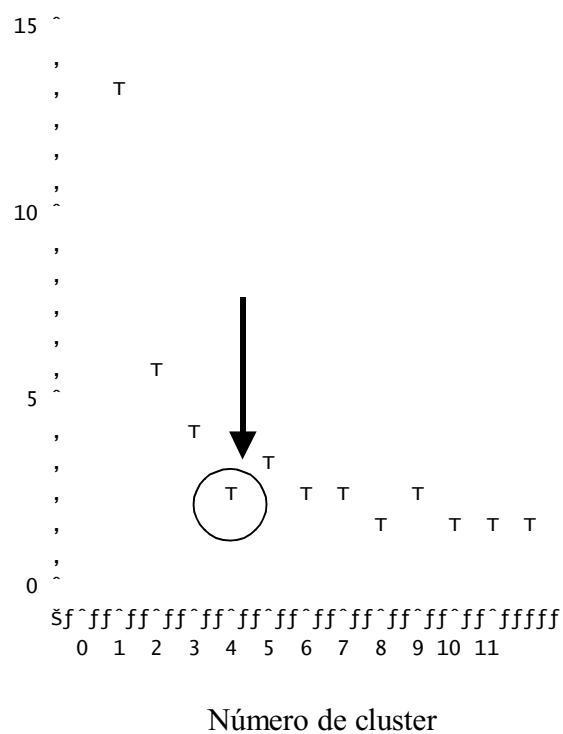
Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo ecológico	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
	<i>Neea laetevirens</i>	NEEALA	Nyctaginaceae	NNN		12	1			1			3	4	21
Tambor/Balsa	<i>Ochroma pyramidale</i>	OCHRPY	Bombacaceae	HE	1		3								4
Canelo	<i>Ocotea atirrensis</i>	OCOTAT	Lauraceae	NNN				1		2					3
Hoja de piedra	<i>Oreopanax nicaraguensis</i>	OREPNI	Araliaceae	NNN			1								1
Frijolillo/mamón	<i>Ormosia coccinea</i> var. <i>subsimplax</i>	ORMOCO	Fabaceae	NNN									4		4
Cebo				INT											
fruta dorada	<i>Otoba novogranatensis</i>	OTOBNO	Myristicaceae						1						1
Gavilán	<i>Pentaclethra macroloba</i>	PENTMA	Mimosaceae	GEN	91	9	212	10	68						390
	<i>Plinia povedae</i>	PLINPO	Myrtaceae	NNN						23					23
Jicarillo				NNN											
Monkey apple	<i>Posoqueria latifolia</i>	POSOLA	Rubiaceae			4				3	1	1			9
	<i>Pourouma bicolor</i> ssp. <i>scobina</i>	POURBI	Cecropiaceae	INT	5										5
Pasica				GEN											
Guayabillo															
Zapotillo	<i>Pouteria durlandii</i>	POUTDU	Sapotaceae			18	1								19
Palmita	<i>Prestoea decurrens</i>	PRESDE	Arecaceae	PAL							8	4			12
Alcanfor	<i>Protium glabrum</i>	PROTGL	Burseraceae	NNN	6	1	34	2	8	2					53
Ojoche colorado	<i>Pseudolmedia spuria</i>	PSEUSU	Moraceae	NNN		3	30	2		2	1		1		39
	<i>Psychotria berteriana</i>	PSYCBE	Rubiaceae	NNN		3									3
	<i>Psychotria grandis</i>	PSYCGR	Rubiaceae	NNN						1					1
Sangregrado	<i>Pterocarpus officinalis</i>	PTEROF	Fabaceae	NNN			2			2					4
Anonillo	<i>Rollinia pittieri</i>	ROLLPI	Annonaceae	HD			2								2
Zorrillo	<i>Roupala montana</i>	ROUPMO	Proteaceae	NNN		17	8								25
	<i>Ryania speciosa</i> var. <i>panamensis</i>	RYANSE	Flacourtiaceae	NNN											
Areno colorado														12	12
Rosita	<i>Sacoglottis trichogyna</i>	SACOTR	Humiriaceae	GEN	1						8				9
Mano de león	<i>Schefflera morototoni</i>	SCHEMO	Araliaceae	HD	2		1	5							8
	<i>Schizolobium parathyba</i>	SCHIPA	Caesalpinaceae	HD		3									3
Areno blanco	<i>Schoepfia schreberi</i>	SCHOSC	Olacaceae	NNN							1	5	5		11

Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo ecológico	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
Acetuno	<i>Simarouba amara</i>	SIMAAM	Simaroubaceae	HD	11	2	23	24	6	9	2	2	2	3	84
Tabacón	<i>Sloanea medusula</i>	SLOAME	Elaeocarpaceae	NNN				2					1		3
Ilinjoche	<i>Sorocea affinis</i>	SOROAF	Moraceae	NNN				1							1
	<i>Sorocea pubivena</i>	SOROPU	Moraceae	NNN	8			10				4	4	1	27
Jocote jobo	<i>Spondias mombin</i>	SPONMO	Anacardiaceae	HD				14	28	35	16				93
Huevos de burro	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	STEMDO	Apocynaceae	NNN				20		6					26
Leche maría	<i>Symphonia globulifera</i>	SYMPGL	Clusiaceae	NNN	1	5	7					4			17
	<i>Syzygium jambos</i>	SYZYJA	Myrtaceae	NNN		2									2
Cortez	<i>Tabebuia guayacan</i>	TABEGU	Bignoniaceae	NNN								2			2
Huevos de burro	<i>Tabernaemontana arborea</i>	TABRAR	Apocynaceae	NNN				3		6					9
Guayabo negro	<i>Terminalia amazonia</i>	TERMAM	Combretaceae	INT	24	4						4	6		38
Kerosín	<i>Tetragastris panamensis</i>	TETRPA	Burseraceae	GEN	1	8	6		5			7	5		32
	<i>Trichilia pallida</i>	TRICPA	Meliaceae	NNN			1								1
	<i>Trichilia quadri-juga</i> ssp. <i>cinerascens</i>	TRICQU	Meliaceae	NNN			1								1
	<i>Trophis involucrata</i>	TROPIN	Moraceae	NNN			9	3	13	1					26
	<i>Trophis mexicana</i>	TROPME	Moraceae	NNN					1						1
	<i>Turpinia occidentalis</i> ssp. <i>breviflora</i>	TURPOC	Staphyleaceae	HD				1							1
Anono verde	<i>Unonopsis pittieri</i>	UNONPI	Annonaceae	NNN	7	9	22					9	4	4	55
Banak colorado	<i>Virola koschnyi</i>	VIROKO	Myristicaceae	GEN	3	1		28	2	3	1	12		6	56
Banak	<i>Virola sebifera</i>	VIROSE	Myristicaceae	GEN					1						1
Mataroncha	<i>Vismia macrophylla</i>	VISMMA	Clusiaceae	HE		9	1	8				1			19
Zopilote/Palo de mayo	<i>Vochysia ferruginea</i>	VOCHF	Vochysiaceae	HD											
Palo de agua	<i>Vochysia guatemalensis</i>	VOCHGU	Vochysiaceae	HD	26	17	171	9				60	81	30	394
Palmilera	<i>Welfia georgii</i>	WELFRE	Arecaceae	PAL			2					8	1		9
Manga larga	<i>Xylopia frutescens</i>	XYLOFR	Annonaceae	NNN	3	9	92	25	6	6		19	17	36	213

Nombre común	Nombre científico	Código	Familia	Grupo ecológico	Cup	Fun	Hill	Hun	Isi	Man1	Man2	Sti	Tub	Yhu	Total
Lagarto	<i>Zanthoxylum kellermanii</i>	ZANTPA	Rutaceae	NNN				5	2	8		1			16
Lagarto	<i>Zanthoxylum panamense</i>	ZANTRI	Rutaceae	NNN				19	1		2				22
Lagarto	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	ZANTSE	Rutaceae	NNN		3									3
Sotacaballo	<i>Zygia inaequalis</i>	ZYGIIN	Mimosaceae	NNN								8			8
Especies totales															
Individuos totales															
Familias totales															
Géneros totales															
					46	31	60	73	41	36	31	66	36	32	149
					428	235	797	1096	195	364	169	588	228	261	4361
					26	21	29	31	27	21	24	36	23	22	48
					38	28	52	55	34	31	30	57	32	30	119

* Donde GEN: generalista, HD: heliófita durable, HE: heliófita efímera, INT: intermedia, PAL: palma, y NNN: sin información.

Anexo 4. Gráfico de la Prueba Pseudo “t”: La flecha indica el número de grupos adecuados a formar.



Anexo 5. Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje para las especies por tipo de bosque, organizadas en orden ascendente según el valor de IVI para el bosque 1 y 2.

Bosque <i>Croton</i>, <i>Jacaranda</i> y <i>Pentaclethra</i> (Bosque 1)		Bosque <i>Vochysia</i>, <i>Xylopia</i> y <i>Hirtella</i> (Bosque 2)	
Especie	% IVI	Especie	% IVI
<i>Pentaclethra maculosa</i>	17.18	<i>Vochysia ferruginea</i>	19.46
<i>Croton smithianus</i>	7.23	<i>Xylopia frutescens</i>	6.17
<i>Dendropanax arboreus</i>	5.66	<i>Dipteryx oleifera</i>	3.85
<i>Dipteryx oleifera</i>	4.4	<i>Laetia procera</i>	3.17
<i>Cecropia obtusifolia</i>	4.23	<i>Calatola costaricensis</i>	2.82
<i>Jacaranda copaia</i>	3.22	<i>Hirtella racemosa</i>	2.59
<i>Simarouba amara</i>	2.91	<i>Inga vera</i>	2.59
<i>Xylopia frutescens</i>	2.84	<i>Miconia hondurensis</i>	2.59
<i>Spondias mombin</i>	2.72	<i>Simarouba amara</i>	2.54
<i>Guarea grandifolia</i>	2.71	<i>Manicaria saccifera</i>	2.45
<i>Virola koschnyi</i>	2.62	<i>Hirtella lemsii</i>	2.45
<i>Protium glabrum</i>	2.62	<i>Licania hypoleuca</i>	2.22
<i>Miconia elata</i>	2.55	<i>Unonopsis pittieri</i>	2.16
<i>Lacmellea panamensis</i>	2.33	<i>Byrsonima crassifolia</i>	2.15
<i>Pseudolmedia spuria</i>	2.13	<i>Astrocaryum alatum</i>	1.7
<i>Miconia impetiolaris</i>	1.52	<i>Pentaclethra maculosa</i>	1.69
<i>Laetia procera</i>	1.52	<i>Brosimum guianense</i>	1.67
<i>Goethalsia meiantha</i>	1.46	<i>Acalypha diversifolia</i>	1.65
<i>Cordia alliodora</i>	1.32	<i>Croton schiedeana</i>	1.64
<i>Pouteria durlandii</i>	1.31	<i>Cordia bicolor</i>	1.47
<i>Inga samanensis</i>	1.28	<i>Amaioua corymbosa</i>	1.41
<i>Inga vera</i>	1.23	<i>Casearia sylvestris</i>	1.37
<i>Zanthoxylum panamense</i>	1.22	<i>Cymbopetalum torulosum</i>	1.22
<i>Trophis involucreata</i>	1.2	<i>Terminalia amazonia</i>	1.21
<i>Inga thibaudiana</i>	1.19	<i>Licania affinis</i>	1.12
<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	1.18	<i>Lacmellea panamensis</i>	1.11
<i>Luehea seemannii</i>	1.12	<i>Hippotis panamensis</i>	1.07
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1.09	<i>Sorocea pubivena</i>	1.04
<i>Casearia sylvestris</i>	1.04	<i>Inga densiflora</i>	1.03
<i>Guarea guidonia</i>	1.01	<i>Tetragastris panamensis</i>	1.03
<i>Tetragastris panamensis</i>	0.99	<i>Symphonia globulifera</i>	0.99
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	0.78	<i>Neea laetevirens</i>	0.96
<i>Symphonia globulifera</i>	0.76	<i>Guettarda combsii</i>	0.94
<i>Sorocea pubivena</i>	0.71	<i>Virola koschnyi</i>	0.91
<i>Inga densiflora</i>	0.67	<i>Apeiba membranacea</i>	0.79
<i>Vochysia ferruginea</i>	0.67	<i>Schoepfia schreberi</i>	0.71

Bosque Croton, Jacaranda y Pentaclethra (Bosque 1)		Bosque Vochysia, Xylopia y Hirtella (Bosque 2)	
Especie	% IVI	Especie	% IVI
<i>Inga sertulifera</i>	0.66	<i>Dussia</i>	
<i>Casearia arborea</i>	0.65	<i>macroprophyllata</i>	0.67
<i>Vismia macrophylla</i>	0.64	<i>Brosimum lactescens</i>	0.66
<i>Inga ruiziana</i>	0.62	<i>Manilkara chicle</i>	0.61
<i>Guatteria diospyroides</i>	0.61	<i>Roupala montana</i>	0.59
<i>Croton schiedeanus</i>	0.51	<i>Hymenaea courbaril</i>	0.59
<i>Cecropia insignis</i>	0.51	<i>Nectandra salicifolia</i>	0.57
<i>Cordia bicolor</i>	0.43	<i>Cecropia insignis</i>	0.53
<i>Schefflera morototoni</i>	0.42	<i>Vismia macrophylla</i>	0.49
<i>Ficus tonduzii</i>	0.42	<i>Inga samanensis</i>	0.47
<i>Castilla elastica</i>	0.37	<i>Ryania speciosa</i>	0.45
<i>Posoqueria latifolia</i>	0.31	<i>Prestoea decurrens</i>	0.45
<i>Psychotria berteriana</i>	0.27	<i>Dendropanax arboreus</i>	0.4
<i>Lonchocarpus</i>		<i>Chrysophyllum cainito</i>	0.4
<i>luteomaculatus</i>	0.27	<i>Bunchosia nitida</i>	0.39
<i>Trichilia pallida</i>	0.26	<i>Hasseltia floribunda</i>	0.39
<i>Pterocarpus officinalis</i>	0.26	<i>Ormosia coccinea</i>	0.38
<i>Desmopsis schippii</i>	0.25	<i>Laetia thamnia</i>	0.38
<i>Carapa guianensis</i>	0.21	<i>Bursera simaruba</i>	0.38
<i>Ochroma pyramidale</i>	0.2	<i>Mosquitoxylum</i>	
<i>Sloanea medusula</i>	0.19	<i>jamaicense</i>	0.35
<i>Ceiba pentandra</i>	0.18	<i>Calophyllum brasiliense</i>	0.34
<i>Albizia niopoides</i>	0.18	<i>Schizolobium parahyba</i>	0.33
<i>Bursera simaruba</i>	0.16	<i>Aphananthe monoica</i>	0.33
<i>Byrsonima crassifolia</i>	0.16	<i>Pseudolmedia spuria</i>	0.33
<i>Rollinia pittieri</i>	0.16	<i>Cecropia obtusifolia</i>	0.33
<i>Cupania cinerea</i>	0.15	<i>Croton smithianus</i>	0.3
<i>Manilkara chicle</i>	0.15	<i>Andira inermis</i>	0.29
<i>Ardisia standleyana</i>	0.14	<i>Ardisia standleyana</i>	0.28
<i>Trophis mexicana</i>	0.13	<i>Welfia regia</i>	0.26
<i>Oreopanax nicaraguensis</i>	0.13	<i>Cupania cinerea</i>	0.26
<i>Sorocea affinis</i>	0.12	<i>Ilex tectonica</i>	0.23
<i>Ocotea atirrensis</i>	0.12	<i>Vochysia guatemalensis</i>	0.21
<i>Ampelocera macrocarpa</i>	0.12	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	0.2
<i>Hirtella guatemalensis</i>	0.12	<i>Inga ruiziana</i>	0.19
<i>Neea laetevirens</i>	0.12	<i>Grias cauliflora</i>	0.19
<i>Otoba novogranatensis</i>	0.12	<i>Sacoglottis trichogyna</i>	0.18
<i>Bunchosia nitida</i>	0.12	<i>Isertia haenkeana</i>	0.18
		<i>Myrsine juergensenii</i>	0.16

Bosque <i>Croton</i>, <i>Jacaranda</i> y <i>Pentaclethra</i> (Bosque 1)		Bosque <i>Vochysia</i>, <i>Xylopia</i> y <i>Hirtella</i> (Bosque 2)	
Especie	% IVI	Especie	% IVI
<i>Hirtella lemsii</i>	0.12	<i>Syzygium jambos</i>	0.16
<i>Ardisia densiflora</i>	0.12	<i>Cespedesia spathulata</i>	0.15
<i>Guarea rhopalocarpa</i>	0.12	<i>Casearia tremula</i>	0.15
<i>Guarea bullata</i>	0.12	<i>Mabea klugii</i>	0.15
<i>Trichilia quadrijuga</i>	0.12	<i>Lecythis ampla</i>	0.15
<i>Virola sebifera</i>	0.12	<i>Sloanea medusula</i>	0.13
		<i>Cryosophila</i>	
<i>Turpinia occidentalis</i>	0.12	<i>warscewiczii</i>	0.13
<i>Lacistema aggregatum</i>	0.12	<i>Protium glabrum</i>	0.13
		<i>Coccoloba tuerckheimii</i>	0.13
		<i>Amanoa guianensis</i>	0.13
		<i>Lacistema aggregatum</i>	0.13
		<i>Guarea rhopalocarpa</i>	0.13
		<i>Garcinia intermedia</i>	0.13
		<i>Schefflera morototoni</i>	0.13
		<i>Licania platypus</i>	0.13
		<i>Posoqueria latifolia</i>	0.13
		<i>Chomelia protracta</i>	0.13

Anexo 6. Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje para las especies por tipo de bosque, organizadas en orden ascendente según el valor de IVI para el bosque 3 y 4.

Bosque <i>Dipteryx</i>, <i>Bactris</i> y <i>Coccoloba</i> (Bosque 3)		Bosque <i>Miconia</i>, <i>Mosquitoxylum</i> y <i>Inga</i> (Bosque 4)	
Especie	% IVI	Especie	% IVI
<i>Dipteryx oleifera</i>	12.7	<i>Pentaclethra maculosa</i>	13.3
<i>Spondias mombin</i>	5.63	<i>Miconia hondurensis</i>	9.59
<i>Dendropanax arboreus</i>	3.81	<i>Inga samanensis</i>	6.01
<i>Byrsonima crassifolia</i>	3.66	<i>Cordia bicolor</i>	5.28
<i>Acalypha diversifolia</i>	3.57	<i>Ceiba pentandra</i>	4.67
<i>Vochysia ferruginea</i>	3.17	<i>Terminalia amazonia</i>	3.28
<i>Coccoloba tuerckheimii</i>	2.78	<i>Simarouba amara</i>	3.09
<i>Luehea seemannii</i>	2.62	<i>Hirtella lemsii</i>	2.56
<i>Croton smithianus</i>	2.42	<i>Roupala montana</i>	2.49
		<i>Mosquitoxylum</i>	
<i>Plinia povedae</i>	2.06	<i>jamaicense</i>	2.41
<i>Hasseltia floribunda</i>	2.02	<i>Dipteryx oleifera</i>	2.39
<i>Cecropia obtusifolia</i>	1.92	<i>Astrocaryum alatum</i>	2.34
<i>Miconia elata</i>	1.74	<i>Laetia procera</i>	2.25
<i>Inga vera</i>	1.73	<i>Laetia thamnina</i>	2.16
<i>Cordia bicolor</i>	1.63	<i>Unonopsis pittieri</i>	2.16
<i>Ficus tonduzii</i>	1.63	<i>Apeiba membranacea</i>	1.96
<i>Cecropia insignis</i>	1.52	<i>Cecropia obtusifolia</i>	1.92
		<i>Hyeronima</i>	
<i>Hippotis panamensis</i>	1.38	<i>alchorneoides</i>	1.89
<i>Tetragastris panamensis</i>	1.37	<i>Brosimum guianense</i>	1.81
<i>Inga thibaudiana</i>	1.33	<i>Inga ruiziana</i>	1.64
<i>Lacmellea panamensis</i>	1.32	<i>Xylopia frutescens</i>	1.64
<i>Croton schiedeana</i>	1.3	<i>Guarea guidonia</i>	1.63
<i>Ceiba pentandra</i>	1.25	<i>Cecropia insignis</i>	1.59
<i>Virola koschnyi</i>	1.24	<i>Pourouma bicolor</i>	1.52
<i>Cordia alliodora</i>	1.21	<i>Protium glabrum</i>	1.41
<i>Trophis involucrata</i>	1.11	<i>Inga vera</i>	1.19
<i>Licania hypoleuca</i>	1.04	<i>Chionanthus panamensis</i>	1.15
<i>Simarouba amara</i>	1	<i>Guettarda combsii</i>	1.11
<i>Hirtella racemosa</i>	0.99	<i>Hasseltia floribunda</i>	1.04
<i>Bactris gasipaes</i>	0.97	<i>Amaioua corymbosa</i>	0.96
<i>Goethalsia meiantha</i>	0.95	<i>Inga sertulifera</i>	0.91
<i>Amaioua corymbosa</i>	0.94	<i>Croton schiedeana</i>	0.91
<i>Xylopia frutescens</i>	0.92	<i>Albizia niopoides</i>	0.88
<i>Brosimum guianense</i>	0.88	<i>Hirtella racemosa</i>	0.84
<i>Tabernaemontana arborea</i>	0.86	<i>Tetragastris panamensis</i>	0.78

Bosque <i>Dipteryx</i> , <i>Bactris</i> y <i>Coccoloba</i> (Bosque 3)		Bosque <i>Miconia</i> , <i>Mosquitoxylum</i> y <i>Inga</i> (Bosque 4)	
Especie	% IVI	Especie	% IVI
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	0.84	<i>Licania hypoleuca</i>	0.78
<i>Unonopsis pittieri</i>	0.84	<i>Ochroma pyramidale</i>	0.64
<i>Prestoea decurrens</i>	0.83	<i>Casearia sylvestris</i>	0.61
<i>Inga ruiziana</i>	0.83	<i>Manicaria saccifera</i>	0.61
<i>Calatola costaricensis</i>	0.8	<i>Vismia macrophylla</i>	0.59
<i>Inga densiflora</i>	0.75	<i>Dendropanax arboreus</i>	0.57
<i>Astrocaryum alatum</i>	0.74	<i>Licania affinis</i>	0.54
<i>Jacaratia spinosa</i>	0.74	<i>Sacoglottis trichogyna</i>	0.52
<i>Posoqueria latifolia</i>	0.73	<i>Byrsonima crassifolia</i>	0.52
<i>Zanthoxylum panamense</i>	0.73	<i>Virola koschnyi</i>	0.51
<i>Vochysia guatemalensis</i>	0.72	<i>Schefflera morototoni</i>	0.5
<i>Pterocarpus officinalis</i>	0.68	<i>Garcinia intermedia</i>	0.49
<i>Sacoglottis trichogyna</i>	0.63	<i>Sorocea pubivena</i>	0.48
<i>Zygia inaequalis</i>	0.62	<i>Bellucia pentamera</i>	0.48
<i>Sorocea pubivena</i>	0.6	<i>Guarea rhopalocarpa</i>	0.48
<i>Pentaclethra macroloba</i>	0.58	<i>Manilkara chicle</i>	0.48
<i>Bixa orellana</i>	0.57	<i>Ilex tectonica</i>	0.48
<i>Garcinia intermedia</i>	0.56		
<i>Casearia sylvestris</i>	0.55		
<i>Chionanthus panamensis</i>	0.55		
<i>Mosquitoxylum jamaicense</i>	0.54		
<i>Pseudolmedia spuria</i>	0.53		
<i>Abarema acreana</i>	0.52		
<i>Isertia haenkeana</i>	0.5		
<i>Protium glabrum</i>	0.5		
<i>Manilkara chicle</i>	0.49		
<i>Inga samanensis</i>	0.48		
<i>Brosimum lactescens</i>	0.47		
<i>Terminalia amazonia</i>	0.46		
<i>Cespedesia spathulata</i>	0.45		
<i>Elaeis guineensis</i>	0.42		
<i>Ocotea atirrensis</i>	0.42		
<i>Amanoa guianensis</i>	0.36		
<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	0.29		
<i>Tabebuia guayacan</i>	0.28		
<i>Cymbopetalum torulosum</i>	0.28		
<i>Lozania pittieri</i>	0.27		
<i>Schoepfia schreberi</i>	0.26		

Bosque <i>Dipteryx</i> , <i>Bactris</i> y <i>Coccoloba</i> (Bosque 3)		Bosque <i>Miconia</i> , <i>Mosquitoxylum</i> y <i>Inga</i> (Bosque 4)	
Especie	% IVI	Especie	% IVI
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	0.25		
<i>Manicaria saccifera</i>	0.24		
<i>Licania affinis</i>	0.24		
<i>Dussia</i>			
<i>macroprophyllata</i>	0.24		
<i>Laetia procera</i>	0.24		
<i>Hirtella lemsii</i>	0.23		
<i>Miconia impetiolearis</i>	0.23		
<i>Symphonia globulifera</i>	0.23		
<i>Vismia macrophylla</i>	0.22		
<i>Guettarda combsii</i>	0.22		
<i>Psychotria grandis</i>	0.22		
<i>Neea laetevirens</i>	0.22		
<i>Matayba clavelligera</i>	0.22		
<i>Cupania cinerea</i>	0.22		
<i>Apeiba membranacea</i>	0.22		
<i>Casearia arborea</i>	0.22		

Anexo 7. Resultados del análisis de Chi cuadrado (X^2) para las variables drenaje (a), posición topográfica (b) y pedregosidad en la superficie (c).

a) Drenaje $p = 0.0757$ $p < 0.1$

Tipo de bosque	Clase de drenaje		
	Imperf. drenado	Mod.bien drenado	Bien drenado
1	19	31	50
2	0	38	62
3	0	29	71
4	0	100	0

b) Ubicación topográfica $p = 0.0501$ $p < 0.1$

Tipo de bosque	Ubicación topográfica		
	Planicie	Ladera media	Ladera media alta
1	25	75	0
2	15	46	39
3	43	43	14
4	0	100	0

Pedregosidad $p = 0.1020$ $p < 0.1$

Tipo de bosque	Pedregosidad		
	Pedregoso	Mod. Pedregoso	Sin piedras
1	12	25	63
2	0	0	100
3	0	0	100
4	0	0	100

Anexo 8. Variables edáficas registradas en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Parcela	Tipo de bosque	% arcilla	% limo	% arena	Ph	Materia orgánica (%)	Profundidad (cm)	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Ubicación topográfica ¹	Clase de drenaje ²	Pedregosidad en la superficie	Color de suelo y manchas	Orden de suelo estimado ³	Orden de suelo según mapa ⁴
Man2	1	41	22	37	6.1	1.6	90	54	5	1	4	Sin piedras	suelo oscuro, sin manchas	Inceptisol	Ultisol
Man3	1	29	28	43	4.8	1.8	80	33	1.5	2	2	Sin piedras	Café, con manchas	Ultisol	Ultisol
Man4	1	47	20	33	7.1	2.5	80	28	10	1	2	Sin piedras	Café, con manchas frecuente manchas rojas y grises	Inceptisol	Ultisol
Hun5	1	31	14	55	4.8	1.7	80	20	1.5	2	3	Sin piedras	Café rojizo a grisáceo, manchas	Ultisol/Inceptisol	Entisoles
Hun6	1	17	20	63	6.3	3.2	80	20	10	1	3	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Ultisol	Entisoles
Hun7	1	29	32	39	6.4	2.7	92	20	1.5	2	3	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Ultisol	Entisoles
Hun8	1	57	14	29	5.8	2.8	92	42	1.5	2	4	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Ultisol	Entisoles
Hun9	1	67	30	3	4.8	2.1	92	42	1.5	2	4	Moderadamente pedregoso	Café oscuro, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Hun10	1	39	12	49	5.1	3.4	92	40	10	1	4	Moderadamente pedregoso	Café rojizo sin manchas	Ultisol	Ultisol
Hun11	1	17	2	81	6.3	0.4	60	32	1.5	2	2	Moderadamente pedregoso	Café grisáceo, con manchas anaranjadas y grises	Entisol/Inceptisol	Entisol
Hun12	1	23	8	69	6.1	0.5	50	38	1.5	2	3	Pedregoso	Café rojizo, con manchas grises	Entisol	Ultisol
Hun13	1	31	2	63	5.7	0.6	50	40	1.5	2	3	Pedregoso	Café rojizo, con pequeñas manchas	Ultisol	Ultisol
Hun14	1	61	10	29	4.9	3.7	92	40	1.5	2	4	Moderadamente pedregoso	Café oscuro a café rojizo, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Hun15	1	45	10	45	6	2.1	92	48	1.5	2	4	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Hun16	1	37	20	43	5.4	2	92	45	1.5	2	4	Sin piedras	Café oscuro a café rojizo, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Isi19	1	31	16	53	5.3	2.1	60	40	1.5	2	4	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Sti21	2	33	20	47	4.7	2.8	80	30	1.5	2	4	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Inceptisol	Inceptisol

Parcela	Tipo de bosque	% arcilla	% limo	% arena	Ph	Materia orgánica (%)	Profundidad (cm)	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Ubicación topográfica ¹	Clase de drenaje ²	Pedregosidad en la superficie	Color de suelo y manchas	Orden de suelo estimado ³	Orden de suelo según mapa ⁴
Yhu25	2	11	22	67	5	3.1	92	24	5	1	4	Sin piedras	Café rojizo, sin manchas En horizonte A:	Inceptisol	Entisol
Yhu26	2	15	12	73	4.6	2.1	92	27	5	1	4	Sin piedras	café oscuro y en B: pardo rojizo Café oscuro, con pequeñas manchas	Inceptisol	Entisol
H127	2	39	24	37	5.2	5.5	70	20	15	2	3	Sin piedras	Café oscuro a café rojizo, con algunas manchas	Inceptisol	Entisol
H128	2	29	12	59	5.1	2.4	70	20	20	3	3	Sin piedras	Café oscuro	Ultisol	Entisol
H129	2	19	24	57	5	4.5	92	40	30	3	4	Sin piedras	Café oscuro a rojizo	Inceptisol	Entisol
H130	2	35	14	51	5.4	3.5	80	40	30	3	4	Sin piedras	Café oscuro a café claro, con pequeñas manchas	Ultisol	Entisol
Fun31	2	9	18	73	5	1.5	80	30	15	2	3	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Inceptisol	Entisol
H133	2	17	12	71	5.1	2.6	92	20	15	2	4	Sin piedras	Café amarillento, con pequeñas manchas	Inceptisol	Entisol
H134	2	25	18	57	5.5	3.9	92	20	15	2	3	Sin piedras	Café oscuro, con pequeñas manchas grises	Inceptisol	Entisol
Cup35	2	17	22	61	4.8	3.3	80	50	15	2	3	Sin piedras	Café oscuro, sin manchas	Inceptisol	Inceptisol
Tub39	2	7	16	77	5.4	5.4	92	40	20	3	4	Sin piedras	Café oscuro a café rojizo, sin manchas	Entisol	Inceptisol
Tub40	2	11	8	81	5	3.3	92	40	25	3	4	Sin piedras	Café oscuro a café rojizo, sin manchas	Inceptisol	Inceptisol
Man1	3	43	8	49	5.1	2	90	54	10	1	4	Sin piedras	Café a café amarillento, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Man17	3	47	20	33	5.7	2.1	92	43	10	1	4	Sin piedras	Café amarillento, sin manchas	Ultisol	Ultisol
Man18	3	49	14	37	5.9	2.5	92	47	10	1	4	Sin piedras	Gris oscuro, sin manchas	Inceptisol	Inceptisol
Isi20	3	31	16	53	5	1.5	60	40	15	2	4	Sin piedras	Café rojizo, sin manchas	Inceptisol	Ultisol
Sti22	3	23	18	59	5	4.9	80	30	20	3	4	Sin piedras	Café amarillento, con algunas manchas grises	Inceptisol	Inceptisol
Sti23	3	11	14	75	5.4	3	50	34	15	2	3	Sin piedras		Entisol/Inceptisol	Inceptisol

Parcela	Tipo de bosque	% arcilla	% limo	% arena	Ph	Materia orgánica (%)	Profundidad (cm)	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Ubicación topográfica ¹	Clase de drenaje ²	Pedregosidad en la superficie	Color de suelo y manchas	Orden de suelo estimado ³	Orden de suelo según mapa ⁴
Sti24	3	19	14	67	4.7	2.4	50	40	1.5	2	3	Sin piedras	Café, con pequeñas manchas	Inceptisol	Inceptisol
Fun32	4	1	4	95	5.2	1.4	80	60	1.5	2	3	Sin piedras	Café oscuro a café claro	Entisol	Entisol
Cup36	4	7	10	83	4.7	1.9	60	30	1.5	2	3	Sin piedras	Café rojizo, con manchas	Inceptisol	Inceptisol
Cup37	4	17	10	73	4.6	2.9	80	50	1.5	2	3	Sin piedras	Café oscuro, con pequeñas manchas	Entisol/Inceptisol	Inceptisol
Cup38	4	17	16	67	4.7	4.1	80	42	1.5	2	3	Sin piedras	Café oscuro, con pequeñas manchas	Entisol/Inceptisol	Inceptisol
Ubicación topográfica ¹ : 1: Planicie, 2: Ladera media, y 3: Ladera media alta.															

Clase de drenaje²: 2: Imperfectamente drenados, 3: Moderadamente bien drenados, y 4: Bien drenados.

Orden de suelo estimado³: Con base al muestreo de suelo en campo de las 40 parcelas y las descripciones fisicoquímicas de cada una de ellas.

Orden de suelo según mapa⁴: Comparación con los órdenes de suelo propuestos en el mapa de INETER (2003), escala 1/1000000.

Artículo II: Propuesta del área funcional para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua

1 INTRODUCCIÓN

En América Latina se encuentran algunas de las áreas más importantes del planeta para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos de conservación en las últimas décadas muchas de estas áreas enfrentan severas amenazas por los procesos de degradación y fragmentación de hábitat a consecuencia de las actividades humanas. Dentro de este contexto, las áreas protegidas no son suficientes para reducir estos procesos y difícilmente es posible aumentar sus tamaños, debido a que generalmente sus límites están determinados por conflictos en los usos de los suelos o rodeadas por asentamientos humanos (Dinerstein et ál. 1995, García 2003, Pedroli 2003).

Muchos de estos esfuerzos de conservación se han enfocado en el establecimiento de conexiones a lo largo de extensas áreas geográficas, con la finalidad de sostener los procesos ecológicos a gran escala y asegurar el mantenimiento de la biodiversidad (Noss 1990, Hctor et l. 2000). Las metas de estos esfuerzos de conservaci? n se han fundamentado en esquemas metodol? gicos de la biolog?a de la conservaci? n y la ecolog?a de paisaje, donde se busca ir m? s all? de los l? mites de las ?reas protegidas y buscar un manejo de las ?reas funcionales para la conservaci? n (Dinerstein et l. 1995, Hctor et l. 2000, Poiani et l. 2000, Bocco et l. 2001).

Las propuestas de las ?reas funcionales para la conservaci? n son una herramienta de priorizaci? n de ?reas donde se destaca la importancia de manejar el paisaje con el objetivo de mantener la conectividad entre los parches de h? bitat natural con ? nfasis en las ?reas protegidas (Hctor et l. 2000). Bennett (1999) ha se? alado que la conectividad en un paisaje se puede alcanzar de dos maneras: manejando todo el mosaico del paisaje, o manejando h? bitats concretos dentro del paisaje.

La alternativa más deseable es que se maneje todo el paisaje de una manera que se logre la conectividad para las especies, comunidades y procesos ecológicos. Aunque el término “conectividad” puede ser utilizado de distintas maneras, en esta investigación se refiere a la conectividad estructural la cual entenderemos como ***“el grado de continuidad o integridad funcional de los hábitats en el paisaje”*** (Forman 1995, Bennett 1999).

Las implicaciones de este concepto de conectividad estructural son relevantes, sobre todo en Centroamérica donde aproximadamente el 38% del área total está constituida por tierras de pastoreo (Szott et al. 2000) con la dominancia de paisajes fragmentados constituidos por hábitats modificados que mantienen cierto grado de conectividad a través de la matriz que rodea los fragmentos, la cual es fundamental para la movilidad de las especies (Gascon et al. 1999).

Por estas razones se han desarrollado varios estudios de propuestas de áreas funcionales para la conservación utilizando herramientas de alta tecnología como son los sistemas de información geográfica, imágenes de satélite y fotogrametría digital (sistemas de teledetección o sensores remotos) con el fin de facilitar la superposición, cuantificación, síntesis de los datos y mejorar la toma de decisiones (Bocco et al. 2001).

Otra herramienta importante ha sido el análisis multicriterio que constituye una forma de modelar los procesos de decisión buscando integrar las diferentes dimensiones de una realidad en un solo marco de análisis para dar un enfoque integral y de esta forma obtener una mejor aproximación de la realidad con la participación de actores claves (Malczewski 1999). Así como también, los análisis de vacíos de conservación con la finalidad de identificar los tipos de vegetación que no están adecuadamente representados en el sistema actual de áreas protegidas (Jennings 2000).

Si bien es cierto, que esta propuesta de área funcional para la conservación parte de la priorización de áreas de bosques secundarios (Sánchez 2006), los criterios para priorizar los núcleos que forman los escenarios de conectividad se relacionan con la calidad del hábitat y la vulnerabilidad de estos. La ventaja de este enfoque es que proporciona un marco de referencia sobre los sitios importantes para conservar y restaurar. Los escenarios de priorización son

generados con la participación de la gente, actores claves y expertos, y se evalúa una serie de factores como pendiente, altitud, suelo, redes de caminos, densidad de pueblos entre otros que pueden afectar o favorecer la propuesta de áreas funcionales.

La desventaja es que se necesita mucha información digital y precisa, lo cual no siempre esta disponible. Los mapas que se utilizan para los traslapes de información no tienen la misma escala y si se utilizan imágenes de satélite hay ciertas limitantes con la resolución espacial. Sin embargo, es un enfoque práctico de evaluación y priorización con un proceso metodológico que puede ser adaptado a la realidad de cada área en estudio.

El objetivo de este trabajo fue diseñar una propuesta de área funcional para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua, con base en los siguientes procedimientos: a) análisis del patrón del paisaje para determinar el porcentaje actual de cobertura boscosa y otros usos del suelo, b) identificación y selección de los sitios prioritarios de bosques a conservar a través de la valoración y priorización de seis capas de información, y c) generación de una propuesta de área funcional para la conservación en el paisaje fragmentado del área de estudio.

2 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua (CBA) se extiende a lo largo de la costa caribe de Nicaragua abarcando 22 municipios de las regiones Atlántico Norte (RAAN), Atlántico Sur, Sureste del país y Bosawas. El objetivo del proyecto del corredor, es promover la integración de un corredor biológico a lo largo de la Costa Atlántica de Nicaragua asegurando la conservación y el uso sostenible de los recursos biológicos de esta región (CBA 1999).

Los bosques de este corredor albergan poblaciones de especies amenazadas regionalmente y de acuerdo a la clasificación de Dinerstein et ál. (1995) forman parte de la Ecoregión de Bosques Húmedos del Atlántico de Centroamérica, considerados como una zona vulnerable y relevante a nivel regional. Por otro lado, mantienen los relictos de bosques más grandes en Centroamérica y son un eslabón fundamental para la continuidad del corredor biológico

mesoamericano (CBA 1999). A pesar de esto, en la actualidad estos bosques se encuentran fragmentados en parches de formas y tamaños variables, rodeados por diferentes usos de la tierra

Esta situación es preocupante, debido a los vacíos de información existente a lo largo del corredor y sobre todo que no se conoce la calidad y capacidad de estos fragmentos de bosques para conservar o mantener la biodiversidad y el grado de conectividad. El estudio se concentró en una parte del sector sur del corredor en un área de 1924.14 km², la cual funciona como área de interconexión entre las áreas protegidas del Sur (Indio Maíz, Punta Gorda, Cerro Silva) con el Norte (Wawashang, Figura 1). A pesar de esta gran importancia, actualmente esta área de interconexión no se encuentra bajo ningún esquema de manejo, es una zona altamente fragmentada, presionada por el avance de la frontera agrícola y la cobertura de bosques dominantes son secundarios.

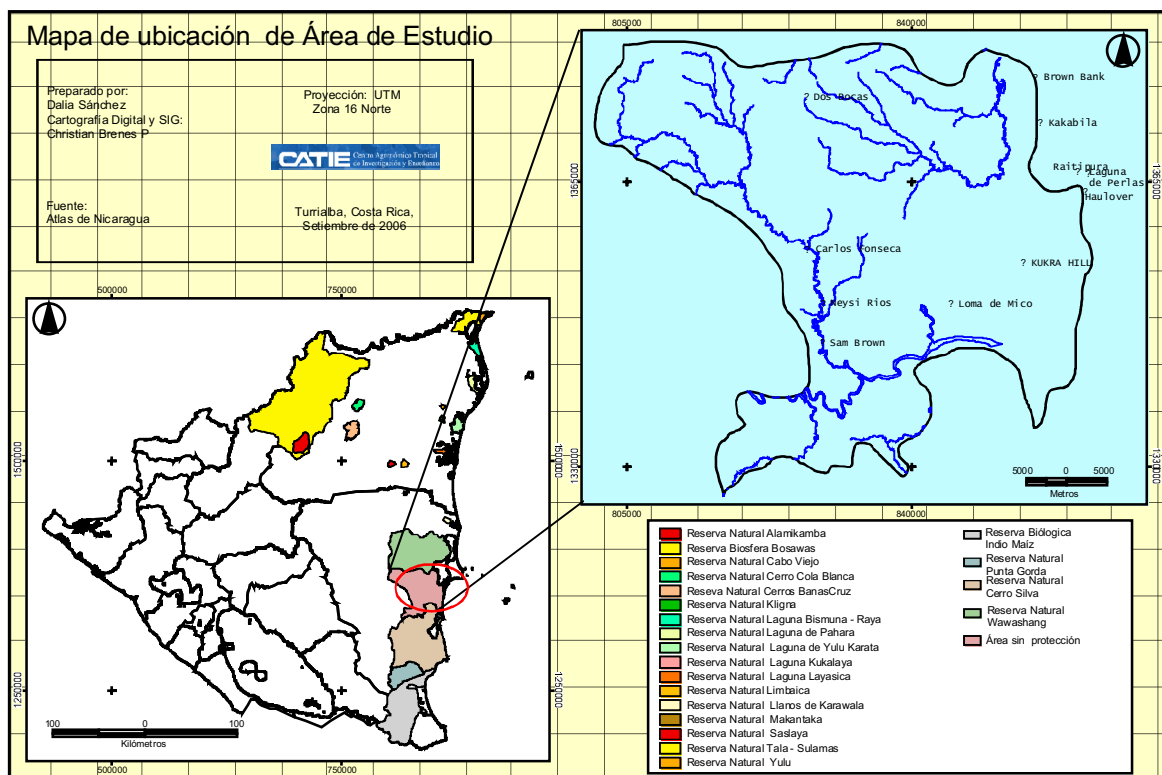


Figura 1. Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua, mostrando el área de interconexión donde se realizó el estudio, Fuente: CBA, MARENA 2003.

3 METODOLOGIA

3.1 Análisis del paisaje

Para determinar el porcentaje actual de cobertura boscosa y analizar el patrón del paisaje se utilizaron imágenes de satélite Landsat TM del año 1999 y 2002 con seis bandas de resolución espectral y con un tamaño de píxel de 28.5 m x 28.5 m, información del mapa de cobertura forestal año 2000 elaborado por medio de una clasificación supervisada con base en información de campo recopilada e imágenes de satélite Landsat TM del año 1993 – 2000 por lo que se asumió el mapa como del año 2000. La precisión de la clasificación global del mapa forestal 2000 fue de 81.31% (para mayor detalle de la metodología se recomienda Valerio 2000). Esta información fue suministrada por MAGFOR y el SINIA, con el objetivo de brindar información de otros usos del suelo en el paisaje aparte del enfoque tradicional de bosque y no bosque la cual era la propuesta inicial de esta investigación (Figura 2). La imagen de satélite 2002 se utilizó para verificar sino hubo grandes cambios en el uso del suelo con respecto a la clasificación del mapa forestal 2000.

Además, se utilizaron siete puntos georeferenciados de la plantación de palma africana brindados por SERENA y 40 puntos de bosques secundarios tomados en campo por la autora de la investigación. Para usar el mapa de cobertura forestal se reconsideraron las categorías de uso del suelo. El producto final fueron seis tipos de usos (Cuadro 1) y se utilizó 10 ha como unidad mínima de mapeo. Las imágenes de satélite fueron digitalizadas con ayuda del programa ArcView 3.3.

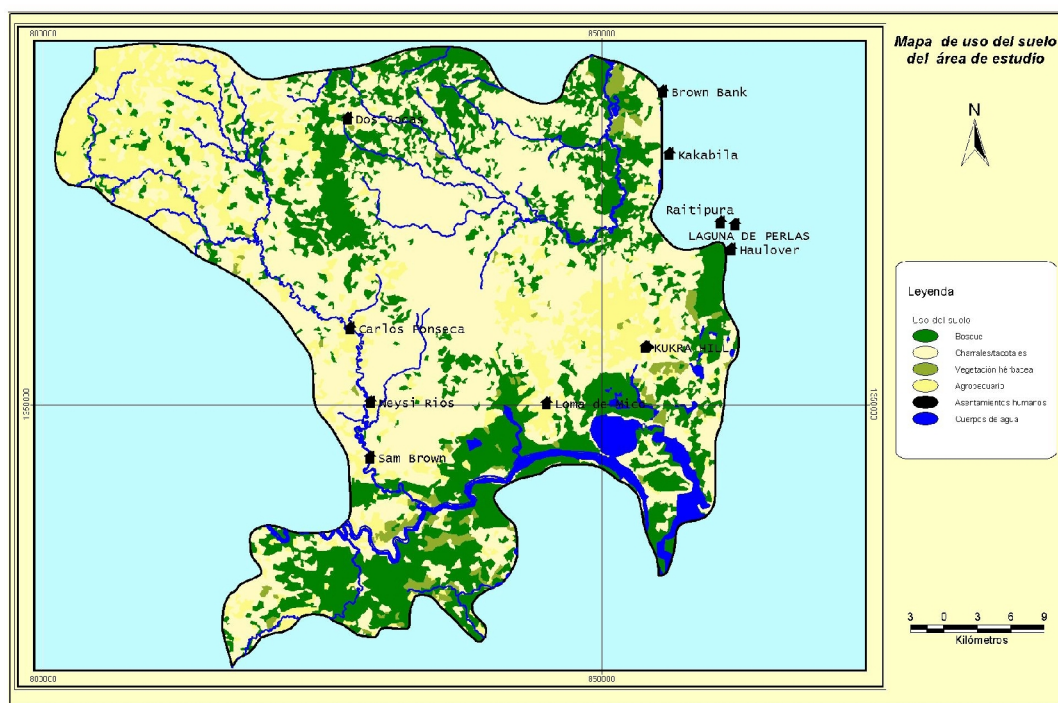


Figura 2. Mapa de uso actual del suelo (Fuente: Mapa de cobertura forestal 2000, imágenes de satélite Landsat TM año 1999 y 2002 y 47 puntos georeferenciados). Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

Cuadro 1. Definición de las diferentes categorías de uso del suelo, encontradas en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Usos del suelo	Descripción
Bosques secundarios	Bosques relativamente maduros de aproximadamente 17 años de edad, con poca intervención humana reciente, pero con perturbación por el huracán Juana. Desde la imagen fueron áreas donde los árboles fueron dominantes, con cobertura del 70% o menos, textura áspera color más oscuro que los otros usos.
Charrales/Tacotales	Áreas con alta dominancia de arbustos y especies pioneras. La textura en la foto es menos áspera que la de la anterior categoría.
Vegetación herbácea	Conformada por especies herbáceas de zonas inundadas
Agropecuaria	Conformada por una sola clase de uso, incluye agricultura, ganadería y plantaciones de palma africana. En la imagen fueron un poco más fáciles de distinguir por presentar texturas suaves, colores claros.
Asentamientos humanos	Áreas con asentamientos humanos.
Cuerpos de agua	Agua, desde la imagen se visualiza generalmente con formas lineales y de color azul oscuro.

Fuente: Adaptado de la metodología del mapa de cobertura forestal de Nicaragua (Valerio 2000).

Para realizar el análisis del paisaje se trabajó sobre imágenes tipo raster (grid) considerando un tamaño de píxel de 30 m x 30 m. Posteriormente, con la ayuda del programa Fragstats (McGarigal et ál. 2002) el cual cuantifica el tamaño y la configuración espacial de los parches dentro del paisaje se determinó el patrón del paisaje a dos escalas: clase de parche (parches de bosques y los otros usos del suelo) y paisaje total. Las métricas e índices descriptivos que se utilizaron se encuentran descritos en el Cuadro 2 según McGarigal et ál. (2002).

Cuadro 2. Descripciones de las métricas e índices descriptivos del paisaje utilizadas en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Categoría	Descripción	Importancia
Área	Determinada por el tamaño del parche.	Los procesos ecológicos de las especies son afectados por el tamaño de los parches en el paisaje (Forman y Godron 1981). Se ha propuesto que áreas más pequeñas en general soportan tamaños más pequeños de poblaciones (Bennett 1999).
Densidad	Número de parches y su distribución en el paisaje.	La densidad de parches y su distribución es importante para aquellas especies que requieren de cierto arreglo de los hábitats en el paisaje (Turner 1989).
Borde	Relacionado a la cantidad de perímetro generado por los parches.	Los cambios físicos causados por efectos de borde atentan directamente contra la integridad de las comunidades de plantas debido a que el borde es más luminoso y más ventoso y causa la mortalidad de muchas especies arbóreas (Brokaw 2002).
Forma	Relacionado con las diferentes formas geométricas que puede tener un parche y está basada en la relación área – perímetro.	La forma puede afectar el movimiento y flujo de organismos dentro del paisaje, las formas compactas como fragmentos redondos parecen ser más efectivos (Forman 1995, Bennett 1999).
Área interior	Se obtuvo a partir del cálculo de la resta del área de borde del área total del parche.	Es un atributo importante que no es afectada por efecto de borde y debe mantener calidad y recursos para las diferentes especies (Turner 1989, Fahrig y Merriam 1994).
Aislamiento - proximidad	Determina la distancia hasta el vecino más cercano y la proximidad a otros del mismo tipo.	Son aspectos claves para los procesos ecológicos de las especies entre los diferentes hábitats en el paisaje, en fragmentos aislados se puede inhibir el intercambio de individuos entre poblaciones e interrumpir la continuidad de los ecosistemas (Bennett 1999).
Contagio	Considera todos los tipos de parches presentes en el paisaje y sus arreglos espaciales (continuos, agregados y dispersos).	Es un atributo importante para describir el grado de agrupamiento o dispersión de los hábitats en el paisaje y analizar la fragmentación a escala de paisaje y su grado de conectividad (McGarigal et ál. 2002).

Según McGarigal et ál. (2002) el área de borde puede ser definido por el investigador generando una distancia desde el límite del parche hacia el interior. La distancia que se utilizó en este estudio fue de 100 m basada en metodologías empleadas en estudios anteriores (Forero 2001, Gallego 2002, Ramos 2004, Murrieta 2006) y en estudios realizados en bosques

tropicales por Kapos et ál. (1997) y Laurance y Bierregaard (1997) donde se muestran cambios microclimáticos hasta 60 m de borde y disturbios por viento hasta los 100 m.

3.2 Análisis para la propuesta del área funcional para la conservación

El método empleado para la propuesta del área funcional para la conservación ha sido una adaptación de la metodología para el establecimiento de la red ecológica de Florida, Estados Unidos, propuesta por Hctor et ál. (2000), la cual está enfocada básicamente en definir áreas prioritarias para asegurar la conectividad estructural entre los remanentes de bosques fragmentados. A nivel de Centroamérica esta metodología fue adaptada por CATIE y aplicada para la propuesta de conectividad estructural en el corredor biológico San Juan La Selva (Ramos 2004) y el corredor biológico Cordillera Volcánica Central – Talamanca (Murrieta 2006), ambos en Costa Rica. Esta fue la metodología adaptada en este estudio para la propuesta del área funcional para la conservación en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico nicaragüense. El esquema metodológico está constituido por tres procedimientos: a) asignar valores de prioridad a las áreas de bosques, b) identificación de los núcleos prioritarios a conectar a partir de la valoración de los expertos, y c) generación del modelo de conectividad estructural.

a) Procedimiento 1: Asignar valores de prioridad a las áreas de bosques

Para poder asignar valores de prioridad a las áreas de bosques se utilizó la herramienta de análisis multicriterio a través de dos procedimientos: a) un taller con la participación de once personas de las comunidades de la zona: Manhatan, Rocky Point, Haulover, Kakabila y Bluefields que involucró líderes comunitarios, investigadores locales, productores y representantes de organizaciones que trabajan en la conservación de la biodiversidad, y b) consultas a expertos en CATIE (en el Anexo 1 se encuentra la lista de participantes).

En el taller y en el proceso de consulta se evaluaron seis capas de información que fueron: tamaño del fragmento (ha), índice de forma (ha), área interior de bosque (ha), distancia a ríos (m), densidad de pueblos (pueblos/km²) y distancia a pueblos (m; las razones por las cuales fueron elegidas se explican más adelante). El objetivo fue asignar niveles de prioridad a estas variables en una escala de 1 a 3, donde el valor 1 fue asignado a prioridades altas, el valor 2 a

prioridades medias y el valor 3 a prioridades bajas. Además, a cada capa de información se le asignó un valor en porcentaje de acuerdo al nivel de importancia para la conectividad según la opinión de los participantes, este valor consistió en un número entero de 0 – 100, de manera que la suma de todas las seis capas fueran 100%.

Los criterios considerados para calificar las áreas con cobertura de bosques para cada una de las capas de información evaluadas en el taller y proceso de consulta fueron:

1) Tamaño del fragmento: varios estudios indican que áreas pequeñas soportan menos especies que áreas más grandes (Bennett 1999). El tamaño del fragmento, así como también el borde pueden estar relacionados con cambios microclimáticos y persistencia de las especies (Fahring y Merriam 1994). Se ha encontrado en los andes colombianos que en fragmentos entre 10 y 50 ha, han persistido solamente el 25% de especies de aves encontradas en áreas de bosques continuos, mientras que en fragmentos entre 100 y 600 ha se han encontrado más del 60% (Kattan y Álvarez-López 1996).

Para esta capa de información se trabajó bajo el supuesto que a mayor tamaño del fragmento mayor valor para la conservación. Se utilizó la información generada del análisis del paisaje, considerando tamaños de fragmentos de 1000 – 7000 ha como prioridad alta (1), fragmentos de 100 – 1000 ha prioridad media (2), y fragmentos de 10 – 100 ha prioridad baja (3).

2) Índice de forma: se consideró la capa de información resultante del análisis del paisaje y se trabajó bajo el supuesto que entre menor es el índice para un parche (tiene una forma más regular) presenta mayor valor para la conservación. Se propuso entonces que parches con un índice de 1 y 2 tienen prioridad alta (1), con un índice de 2 – 5 prioridades media (2), y un índice de 5 – 8 se le asignó una prioridad baja (3).

3) Área interior de bosque: el hábitat interior o área núcleo es definida como aquella área que no es afectada por el efecto de borde y que dentro de sus atributos importantes debe mantener una cierta calidad, referida a la disponibilidad de recursos y condiciones para el mantenimiento de las poblaciones de especies (Fahrig y Merriam 1994, Tabarelli *et al.* 1999).

Se trabajó con 100 m de borde, bajo el supuesto que entre mayor es el área interior de bosque mayor es su valor para la conservación. Para esta capa de información se utilizó los resultados del análisis del patrón de paisaje donde áreas con 1000 – 5000 ha se asignó el valor de prioridad alta (1), áreas con 100 – 1000 prioridad media (2), y áreas con 1 – 100 ha prioridad baja (3).

4) Distancia a ríos: se consideró que los bosques que están más cerca de los ríos, son mucho más vulnerables a la intervención humana, debido a que los ríos en la Costa Atlántica son una vía de acceso. Los bosques a una distancia de 500 m se les asignó valores de prioridad alta (1), bosques a una distancia entre 500 y 1500 m prioridad media (2), y bosques a más de 1500 m prioridad baja (3).

5) Distancia a pueblos: entre menor es la distancia a pueblos mayor es la vulnerabilidad sobre los fragmentos de bosques y por lo tanto tienen una prioridad alta. Para esta capa de información la escala de valor fue igual a la distancia a ríos.

5) Densidad de pueblos: entre mayor es la densidad de pueblos en un área mayor es la vulnerabilidad de los fragmentos que se encuentran en ella. Para esta capa de información se utilizó la información del mapa de cobertura forestal del 2000 donde densidades de pueblos de 0.025 – 0.40 pueblos/km² fueron de prioridad alta (1), de 0.015 – 0.025 como prioridad media (2), y densidades de 0.002 – 0.015 pueblos/km² como prioridad baja (3).

El siguiente paso fue utilizar la extensión Model Builder del programa ArcView 3.3 para el traslape ponderado de las seis capas de información (Figura 3). En este proceso a cada fragmento de bosque se le asignó un valor de prioridad que es el producto de las sumas de los valores para cada variable y los pesos porcentuales asignados a cada variable por los expertos en el taller y proceso de consulta con base a la importancia para la conectividad (Anexo 2, 3, 4 y 5), con el objetivo de obtener las áreas de bosques con mayores valores de priorización. Este procedimiento fue aplicado para cada uno de los escenarios (escenario líderes comunitarios y productores, investigadores locales y representantes de organizaciones y los dos escenarios CATIE).

El resultado fue una capa con la información de niveles de prioridad de las áreas de bosques (alta, media y baja). Posteriormente todas aquellas capas con prioridad alta se separaron en una sola capa para constituir los núcleos de bosques a conectar. La prioridad alta en este estudio es definido como aquellos fragmentos que reunieron todos los valores más alto en cuanto a calidad de hábitat y vulnerabilidad.

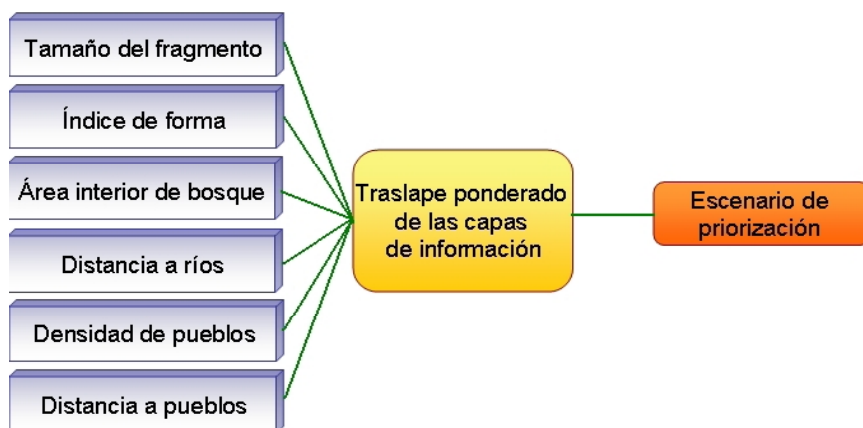


Figura 3. Esquema del traslape ponderado de las capas de información utilizando la herramienta Model Builder de ArcView para generar los núcleos de interés a conectar.

b) Procedimiento 2: Selección de los núcleos de interés a conectar

Con base a la capa con áreas de prioridad alta (procedimiento uno) se seleccionaron todos las áreas de bosques mayores a 70 ha para constituir los núcleos de interés a conectar por cada escenario, debido a que este tamaño representó un porcentaje significativo de las priorizaciones dadas por los expertos en CATIE y el taller en la Costa Atlántica de Nicaragua.

c) Procedimiento 3: Modelaje de las rutas de conectividad estructural potencial para la propuesta del área funcional para la conservación

Para este procedimiento se utilizó la herramienta de ArcView “Costo Distancia” y su función Cost Path con el objetivo de buscar la ruta más corta de conexión física entre los núcleos de bosques prioritarios para la conservación y modelar las rutas de conectividad. Para ello, se generó una capa de fricción a partir de las categorías de uso de suelo, asignando un valor para cada píxel de manera inversamente proporcional con una escala logarítmica conforme al nivel de prioridad y resistencia a la conectividad. De esta manera, los valores más altos de fricción

fueron dados a los usos agropecuarios, asentamientos humanos y cuerpos de agua por ser los de mayor resistencia y menor conveniencia para la conectividad y los valores de fricción más bajos a los bosques secundarios y charrales/tacotales por ser los de menor resistencia y mayor conveniencia para la conectividad (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de fricción asignados a los usos de la tierra en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Usos	Valores de fricción
Bosques	1
Charrales/Tacotales	10
Vegetación herbácea	100
Agropecuario	1000
Asentamientos humanos	10000
Cuerpos de agua	100000

Con los valores de fricción asignados, el modelo fue capaz de buscar las rutas de conexión más corta entre núcleos de bosques. El modelo lo que busca es la ruta que ofrece la menor fricción para facilitar la dispersión y movimiento de organismos entre fragmentos de bosques y favorecer aquellos que tienen dificultades para moverse y dispersarse a través de los usos agrícolas y asentamientos humanos (los de mayor fricción, Bennett 1999, Kattan 2002). La combinación de las áreas núcleos del procedimiento dos y las trayectorias de conectividad del procedimiento tres originaron la propuesta de área funcional para la conservación en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterización y análisis del paisaje

El paisaje del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua se encuentra estructurado por matrices antrópicas. Como resultado, lo que existe actualmente son fragmentos discontinuos de bosques secundarios inmersos en una matriz agropecuaria. Según el análisis del paisaje la categoría de uso dominante son los charrales/tacotales (50.5%), seguido por bosques secundarios (27.6%) y agropecuario (16.4%). El paisaje es un mosaico, con un total de 954 parches presentes (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valores de área y densidad de parches para las diferentes categorías de uso en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Usos	Área total (ha)	Área (%)	No. parches	Densidad parches (n/ha)	Índice del parche mayor (%)	Área promedio parches (ha)	DS* área del parche (ha)
Bosques secundarios	53112.47	27.60	343	0.18	5.74	154.84	839.29
Charrales/Tacotales	97239.13	50.54	272	0.14	39.42	357.49	4592.74
Vegetación herbácea	4163.75	2.16	69	0.04	0.19	60.34	82.16
Agropecuaria	31734.99	16.49	241	0.13	7.00	131.68	906.56
Asentamientos humanos	61.31	0.03	1	0.00	0.03	61.30	0.00
Cuerpos de agua	6102.58	3.17	28	0.01	2.43	217.94	859.35
Total	192414.22	100.00	954				

DS*: desviación estándar

Los valores del índice del parche mayor representan la proporción de área que ocupan los parches más grandes en todo el paisaje (McGarigal et ál. 2002). La categoría de charrales/tacotales tuvo el valor más alto lo que evidencia la historia de colonización y avance de la frontera agrícola en el paisaje como consecuencia de la potrerización y la pérdida de cobertura de bosques (Vandermeer et ál. 1991). MARENA/CBA (2006) han identificado en la parte oeste del paisaje que las áreas de pasturas son el principal uso del suelo debido a la presión ganadera de la zona de Chontales. Actualmente, en la comunidad de Kukra Hill situada en la parte sur del área se encuentra una plantación de palma africana. El área inicial asignada para esta plantación era de 10000 ha, pero en la actualidad se cree que ha aumentado pero no fue posible obtener la información del área real.

Los resultados del promedio de la distancia euclidiana (vecino más próximo) indican que los charrales/tacotales y bosques fueron los menores de todos los tipos de cobertura, siendo menor a 320 m en ambos casos (Cuadro 5). Los charrales/tacotales y los bosques presentaron una alta agregación al igual que los otros usos de acuerdo al cálculo del índice de agregación. El índice de contagio a nivel de paisaje refuerza los resultados anteriores que en este paisaje todos los tipos de usos presentan una máxima agregación (Cuadro 5).

Gascon et ál. (1999) indican que la habilidad de los organismos de movilizarse dentro de un paisaje con diferentes usos va a depender del arreglo de este, historia e intensidad de uso. De acuerdo a los altos valores del índice de agregación y distancias euclidianas cortas entre los charrales/tacotales y bosques secundarios, se considera que se mantiene conectividad en el paisaje y puede estar favoreciendo aquellas especies que tienen la capacidad de cruzar el mosaico de usos del suelo en el paisaje, y al mismo tiempo esta facilitando la persistencia de las mismas en los fragmentos de bosques (Dale et ál. 1994, Fahrig y Merriam 1994). Autores como Nason et ál. (1998) encontraron movimiento de polen hasta 14 km en siete especies arbóreas de higuerones. Para especies que necesitan grandes requerimientos de área y que sólo son capaces de cruzar pequeños claros, probablemente un paisaje como este puede dificultar su movilidad debido a la alta agregación de los usos agrícolas (Dale et ál. 1994).

Cuadro 5. Valores de aislamiento/proximidad y contraste para el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Usos	Distancia euclidiana vecino más próximo (m)	DS* distancia euclidiana vecino más próximo	CV** distancia euclidiana vecino más próximo	Índice de agregación (%)	Índice de contagio (%)
Bosques secundarios	315.41	398.31	126.28	96.33	
Charrales/Tacotales	235.32	257.67	109.49	97.32	
Vegetación herbácea	1524.36	2054.66	134.78	95.22	
Agropecuaria	481.71	619.13	128.52	96.44	
Asentamientos humanos	***	***	***	***	
Cuerpos de agua	1184.96	1639.52	138.36	96.76	
Paisaje					62.10

DS*: desviación estándar, CV**: coeficiente de variación

En el Cuadro 6, se presentan los resultados de los índices de forma promedio y dimensión fractal promedio. Los índices de forma fueron mayores que la unidad, variando entre 1.17 y 2.01, al igual que la dimensión fractal que varió entre 1.02 y 1.09. Estos dos índices son utilizados para evaluar el grado de complejidad de la forma del parche. El índice de forma se interpretan como “1” cuando el parche tiene forma regular y a medida que aumenta el valor el parche se vuelve más irregular y para el índice de dimensión fractal “1” significa formas de

perímetros más irregulares (McGarigal et ál. 2002). Los datos muestran que en el paisaje los parches son de formas irregulares, y muy lejanos de la forma circular ideal, que fueron las bases para el diseño óptimo de las áreas protegidas (Mac Arthur y Wilson 1967, Diamond 1975 citados en Primack et ál. 2001). El área interior de bosque ocupó 35265.26 ha de terreno en el paisaje utilizando 100 m de borde

Cuadro 6. Índices de formas y dimensión fractal promedio para el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua.

Usos	Índice de forma promedio	Desviación estándar del índice de forma	Coefficiente de variación del índice de forma	Índice de dimensión fractal promedio	Desviación estándar dimensión fractal	Coefficiente de variación dimensión fractal
Bosques secundarios	1.78	0.92	51.91	1.08	0.04	3.73
Charrales/Tacotales	1.75	1.33	76.24	1.07	0.04	3.70
Vegetación herbácea	1.52	0.36	24.15	1.06	0.02	2.72
Agropecuaria	1.59	0.74	46.89	1.06	0.03	3.11
Asentamientos humanos	1.17	0	0	1.02	0	0
Cuerpos de agua	2.01	1.05	52.17	1.09	0.05	4.65

4.2 Propuesta del área funcional para la conservación

La información generada en el taller se utilizó como insumo en la identificación y selección de las áreas prioritarias. En este taller los participantes definieron valores de prioridad a las variables de tamaño del fragmento, índice de forma, área interior de bosque, distancia a ríos, densidad de pueblos y distancia a pueblos. Además asignaron un peso (1 a 100 %) a cada una de estas variables de acuerdo a las que consideraron más importante (Anexo 2, 3, 4 y 5). Los resultados de pesos y valores de prioridad fueron claves para la selección final de los núcleos. En este sentido, los núcleos definidos son áreas de bosques que reciben una calificación de alto valor para la conservación de acuerdo al criterio de expertos conectados por rutas que ayudan a formar los escenarios de conectividad con el apoyo del ArcView (Poiani et ál. 2000).

Se generaron cuatro escenarios para la propuesta del área funcional para la conservación. En la Figura 4 se presentan juntos los escenarios generados a partir del taller en la Costa Atlántica de Nicaragua: Escenario 1: Líderes comunitarios y productores, y Escenario 2: Investigadores locales y representantes de organizaciones que trabajan en la zona en la conservación de la biodiversidad debido a que estos dos escenarios fueron iguales. En los Anexo 6 y 7 se presentan los escenarios generados a partir de la consulta en CATIE (escenario CATIE 3 y escenario CATIE 4).

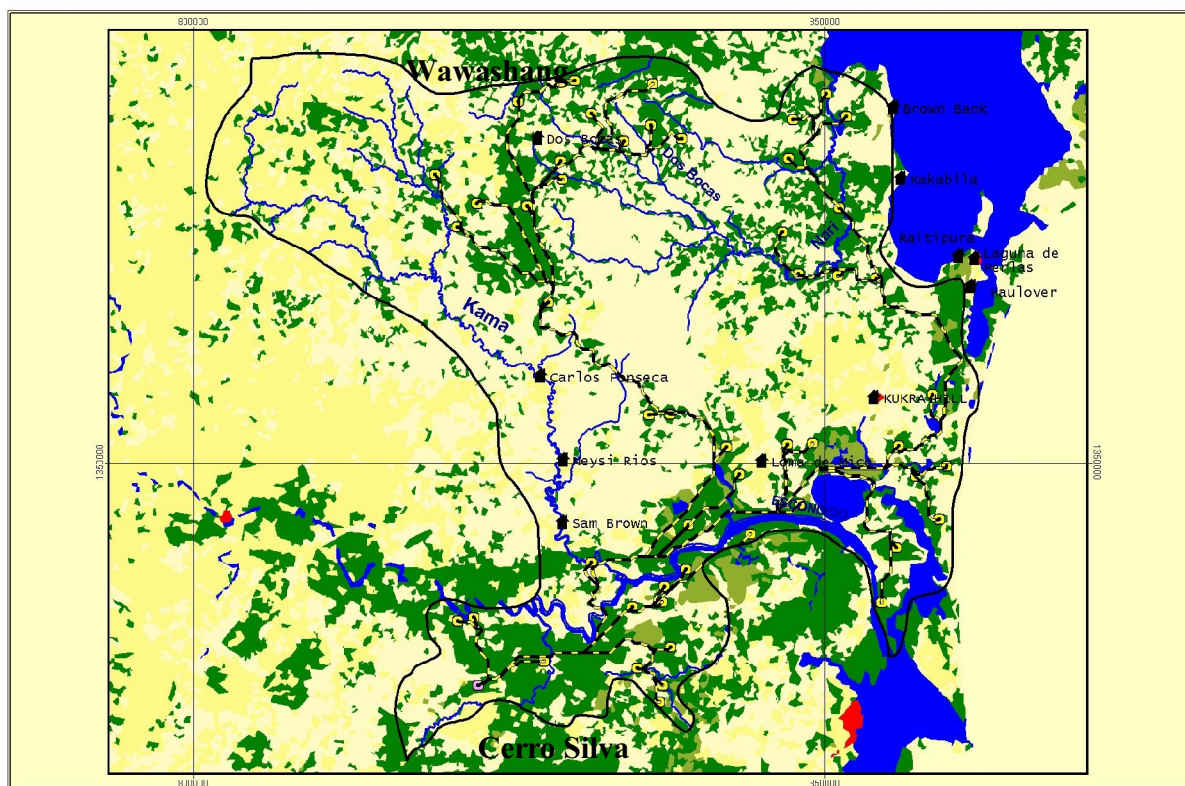


Figura 4. Propuesta de área funcional para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico *Escenario 1 líderes comunitarios y productores y escenario 2 investigadores locales y representantes de organizaciones* Líneas de color negro y amarillo son las rutas de conectividad estructural, círculos amarillos son los núcleos de bosques secundarios, color verde son parches de bosques secundarios, color verde menos intenso corresponde a la vegetación herbácea, color amarillo menos intenso son los charales/tacotales y el color amarillo intenso corresponde al uso agropecuario. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

Los cuatro escenarios inician su punto de partida en el suroeste, en los límites donde está ubicada un área de importancia para la conservación de la biodiversidad como es la reserva natural de Cerro Silva, y siguen el recorrido para conectar con el sector norte donde se ubica la reserva natural de Wawashang. Los fragmentos de mayor tamaño como indican la Figura 4 se ubicaron hacia el suroeste y norte, cerca de los límites de las reservas naturales Cerro Silva y Wawashang, los más pequeños se ubicaron hacia las áreas donde predominan las actividades antropogénicas y asentamientos humanos.

Los cuatro escenarios varían en la distancia de kilómetros recorrido debido a la priorización y los pesos asignados para cada una de las variables. La Figura 5 muestra que el escenario 3 presenta mayor recorrido que el resto de escenarios, pero todos tienen la tendencia de atravesar principalmente las coberturas de bosques, charrales/tacotales y luego otros usos según los valores de fricción (Cuadro 7).

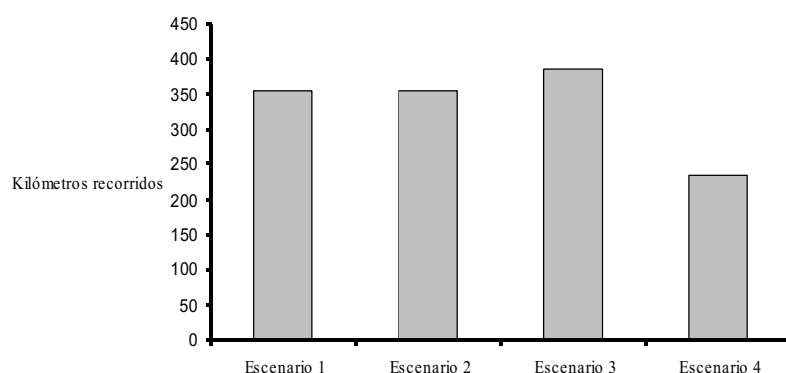


Figura 5. Número de kilómetros recorridos para cada uno de los escenarios propuestos para el área funcional para la conservación. Donde: *escenario 1: Líderes comunitarios y productores, escenario 2: Investigadores locales y representantes de organizaciones, escenario 3: CATIE 3, y escenario 4: CATIE 4*

Murrieta (2006) encontró que en la propuesta de conectividad estructural para el corredor biológico Cordillera Volcánica Central, Talamanca las redes de conectividad atravesaron las áreas con menor fricción como bosques, café con sombra, luego pasto y charrales/tacotales. Al igual que lo discutido por Murrieta (2006) aunque las redes busquen como atravesar los usos de menores fricciones, la configuración y arreglo de los elementos del paisaje hacen que estas forzosamente atraviesen los usos de mayor fricción, aunque las implicaciones para el desplazamiento de las especies dependerán de sus requisitos de hábitats y la tolerancia ante hábitats alterados (Bennett 1999).

Cuadro 7. Tendencias de recorrido por los usos de suelo para la propuesta del área funcional para cada uno de los escenarios, utilizando un buffer de 250 m a cada lado de la línea de la red.

Escenarios	Uso	ha	%
Escenario 1: líderes comunitarios y productores	Bosques secundarios	12320.40	75.45
	Charrales/tacotales	3268.42	20.02
	Agropecuarios	225.40	1.38
	Áreas urbanas	231.75	1.42
	Agua	283.02	1.73
	Total	16329.00	100.00
Escenario 2: Investigadores locales y representantes de organizaciones	Bosques secundarios	12227.89	75.36
	Charrales/tacotales	3257.91	20.08
	Agropecuarios	238.73	1.47
	Áreas urbanas	223.52	1.38
	Agua	277.61	1.71
	Total	16225.66	100.00
Escenario 3: CATIE 3	Bosques secundarios	13357.64	76.42
	Charrales/tacotales	3407.58	19.50
	Agropecuarios	227.75	1.30
	Áreas urbanas	205.02	1.17
	Agua	281.06	1.61
	Total	17479.04	100.00
Escenario 4: CATIE 4	Bosques secundarios	11666.23	74.89
	Charrales/tacotales	3207.03	20.59
	Agropecuarios	226.34	1.45
	Áreas urbanas	200.00	1.28
	Agua	277.46	1.78
	Total	15577.06	100.00

A partir de la propuesta del área funcional para la conservación se han identificado cinco áreas críticas para la conectividad del paisaje (Figura 6), las cuales se detallan a continuación.

1) Sector oeste en las cercanías de Carlos Fonseca, la cual es un área muy fragmentada y es crítica para mantener la conectividad hacia los fragmentos de bosques ubicados en el río Dos Bocas y la continuidad hacia la reserva Wawashang. A ambos lados del río Kama es clave el mantenimiento y restauración de la vegetación riparia.

2) Sector sur de KukraHill para la conexión de los fragmentos de bosques secundarios con Huntingroad, Manhattan e Isick que son sitios claves que están aportando a la conectividad del paisaje y hacia la reserva Wawashang.

3) Sector noroeste de Laguna de Perlas donde se encuentra una franja de bosques secundarios importantes desde el sector de Tubacreek hasta Stingkinto los cuales son claves para conectar con los fragmentos de bosques del río Ñari.

4) En un sector del río Dos Bocas es clave el mantenimiento y restauración de la vegetación riparia. Muchos estudios han destacado el valor de estos para funcionar como posibles corredores de conectividad (Bennett 1999).

5) Sector oeste del paisaje constituyen sitios pocos potenciales para mantener la conectividad desde el sur hacia el norte por encontrarse en la zona de presión ganadera y otros usos agropecuarios.

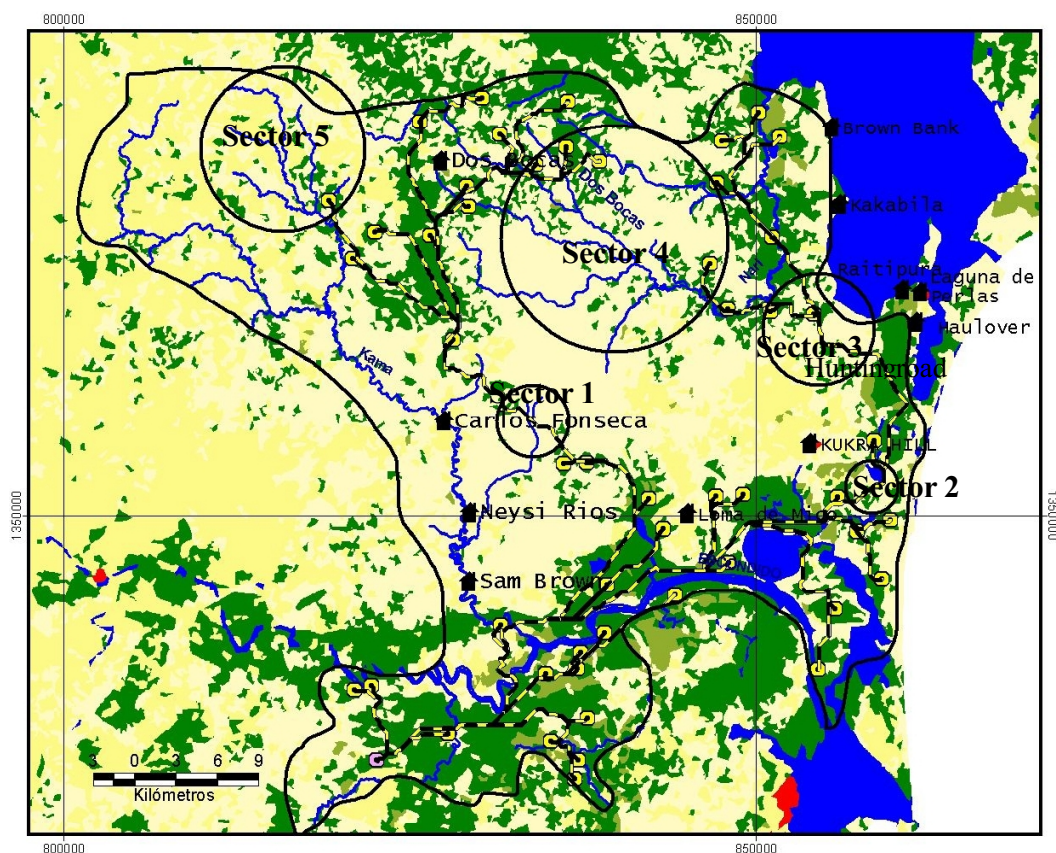


Figura 6. Identificación de cinco áreas críticas para la conectividad del paisaje en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

5 DISCUSIÓN

5.1 Estado actual del paisaje

Actualmente el paisaje del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico nicaragüense está dominado por grandes áreas de charrales/ tacotales y usos agropecuarios, encontrándose fragmentos pequeños de bosques secundarios y de formas irregulares. Los fragmentos más grandes de bosques se ubicaron en las cercanías de un área de importancia para la conservación de la biodiversidad en la reserva Cerro Silva y en las proximidades de los ríos Dos Bocas y Nari cerca de la reserva Wawashang. Los fragmentos más pequeños y aislados se concentraron hacia el oeste donde existen extensas áreas de pastizales y sus actores principales

son los grandes y medianos ganaderos, madereros ilegales y campesinos pobres sin tierra (MARENA/CBA 2006).

Otras presiones identificadas en el paisaje además de las antes mencionadas es la expansión de la plantación de palma africana que actualmente cuenta con 10000 ha en KukraHill y que de seguir esta tendencia puede afectar el fragmento de aproximadamente 30 ha de bosques de Huntingroad que es vital en la franja de conectividad hacia los fragmentos de la reserva natural de Wawashang.

A pesar que el paisaje retiene solamente el 27% de cobertura de bosques secundarios y se encuentra muy fragmentado, la alta agregación y las distancias cortas entre los fragmentos de bosques y charrales/tacotales están manteniendo la conectividad en el paisaje, lo que puede conllevar a dos patrones: a) ayudar a la conectividad en el paisaje por la alta agregación de parches de bosques, y b) representar una barrera para ciertos grupos de organismos por la alta agregación del uso agropecuario.

Para las especies generalistas o especies que han logrado adaptarse al paisaje este mosaico con diferentes usos (desde bosques secundarios, charrales/tacotales, vegetación herbácea y usos agropecuarios con cobertura arbórea), alta agregación y distancias relativamente cortas a su vecindario más próximo mantiene un ambiente ligeramente adecuado para los procesos e interacciones a nivel del paisaje debido a que las especies pueden cruzar la matriz de cultivos o potreros arbolados con más facilidad (Dale et ál. 1994, Bennett 1999, Harvey et ál. 2006).

El estudio realizado por Montero (2003) en un agropaisaje de Cañas, Costa Rica para la comunidad de murciélagos, evidenció que los fragmentos boscosos aunque en su mayoría son pequeños y aislados, están contribuyendo con la riqueza de especies de murciélagos, no por su tamaño, sino por que están brindando refugio, alimento y protección. La comunidad de murciélagos está utilizando los diferentes elementos del paisaje identificados en su estudio desde bosques riparios, bosques secundarios, charrales hasta potreros porque son los que están dando las condiciones para mantenerse en el agropaisaje. Así, el estudio sugiere que el contraste de los fragmentos de bosques con la matriz hostil no representa una barrera de tipo física para los murciélagos en ese paisaje.

Los estudios de Harvey et ál. (2006) en agropaisajes ganaderos en Nicaragua, indican que estos están reteniendo una alta riqueza de especies, encontrando 189 especies que incluye aves, murciélagos, mariposas y escarabajos estercoleros debido a que la cobertura arbórea que retienen estos agropaisajes pueden proporcionar los recursos y hábitats para el mantenimiento de estas especies.

En el paisaje del corredor los charrales/tacotales de diferentes edades fue el tipo de uso que mayor colindo con los fragmentos de bosques secundarios, seguido por el uso agropecuario y vegetación herbácea. La suma de todos estos elementos del paisaje probablemente está ayudando a contrarrestar los efectos negativos de estructura y aislamiento (Guevara 1998, Harvey y Haber 1999, Harvey 2000).

El aporte actual de este paisaje está en mantener los fragmentos de bosques secundarios que ya son prioritarios por su valor en sostener la conexión física entre Cerro Silva y Wawashang. Los otros tipos de usos están aportando por el hecho que los charrales/tacotales desde un escenario positivo si se mantienen tienen implicaciones a mediano plazo en los procesos de restauración de los bosques (Finegan y Delgado 2000).

5.2 Limitantes para la caracterización del paisaje

Se debe señalar que la caracterización del paisaje y la propuesta del área funcional para la conservación se trabajaron con información limitada por el tiempo que se tenía disponible. Por otro lado, los años de las imágenes de satélite Landsat TM (año 1999 y 2002) y la resolución espacial presentan ciertas limitantes en los análisis del patrón del paisaje debido a que influye en los detalles de identificación de los fragmentos o en la visualización de los elementos en el paisaje (McGarigal et ál. 2002). El mapa de cobertura forestal utilizado como información complementaria fue año 2000 y a una escala 1/250000 lo que influye en que algunos elementos del paisaje no se han tomado en cuenta debido a su reducido tamaño.

Sin embargo, aún con las limitaciones antes expuestas los resultados de este estudio constituye un primer acercamiento del grado de fragmentación, heterogeneidad del paisaje y el grado de conexión actual entre las áreas protegidas del sur y el norte del Corredor Biológico del

Atlántico de Nicaragua, generando información útil que puede ser utilizada en la orientación de programas y acciones de manejo para el mantenimiento de la biodiversidad y la conectividad del paisaje por parte de los planificadores y tomadores de decisiones, sobre todo en Nicaragua donde los recursos para el manejo de biodiversidad son limitados. Se logró identificar las áreas críticas donde se deben enfocar los recursos económicos para priorizar acciones de recuperación y restauración que impliquen un acercamiento hacia las metas de conservación.

5.3 Consideraciones

El análisis del patrón del paisaje, los índices de forma y medida ayudaron a describir el paisaje y determinar su estado actual. La metodología propuesta por Hctor et ál. (2000) es una herramienta clave para la priorización de áreas y el manejo de paisaje fragmentados que puede ser adaptada en otros estudios posteriores. Aunque el estudio destaca la contribución de los diferentes elementos del paisaje en la conectividad estructural del paisaje falta determinar si también contribuyen con la conectividad funcional, lo cual es un problema generalizado y muy difícil de superar.

Entre los retos para mantener lo que existe en el paisaje y sostener la conectividad estructural es aprovechar las grandes áreas de charrales /tacotales en regeneración que implican menores costos económicos y menos recursos humanos a ambos lados de las rutas de conectividad identificadas en este estudio y los árboles dispersos en las distintas áreas del paisaje que pueden contribuir como núcleos de regeneración porque crean bajo su copa condiciones microclimáticas favorables para el establecimiento de plántulas (Guevara et ál. 1986, Guevara et ál. 2004).

Otro elemento del paisaje importante que debe ser considerado es la vegetación a orilla de los ríos (bosques riparios) que generalmente resulta ser estructural y florísticamente distinta de otras coberturas adyacentes o cercanas (Bennett 1999). En la mayoría de paisajes en la Costa Atlántica de Nicaragua el proceso de deforestación ha seguido los cursos de los ríos y esto porque constituyen una vía de acceso y aunque la ley señale una protección de la franja de vegetación de 50 m a ambos lados del río en la realidad no se cumple porque en muchos de los

casos se encuentran 10 m de vegetación riparia. Por lo cual, la restauración puede ser importante para aumentar la conectividad local y favorecer el mantenimiento de las especies en los fragmentos cercanos (Bennett 1999).

Dentro de las estrategias de conservación del Corredor Biológico del Atlántico la propuesta del área funcional de conservación constituye un punto de partida que debe ser validado con base en el conocimiento local que está influyendo en la dinámica del paisaje y toma de decisiones de los productores, involucrando a los actores locales y las comunidades indígenas. La propuesta puede seguir este mismo marco metodológico pero a una escala mucho más fina como por ejemplo: imágenes más recientes (2005 – 2006), escala 1/20000 para incorporar coberturas menores a 10 ha, incorporación de otros usos como yolillales, humedales, vegetación riparia, que no fueron considerados en este estudio pero que están aportando a la conectividad del paisaje, separar el uso agropecuario en cultivos, pasturas, sistemas agroforestales entre otros y validación de campo.

La restauración de este paisaje no depende solamente de un manejo de los hábitats de bosques, sino también de un manejo de la matriz, a través de una estratificación según el grado de intervención. Vandermeer et ál. (1991) han considerado cuatro conceptos comprensivos de manejo para la región Atlántica: 1) preservación: dirigida a áreas con declives abruptos y a ecosistemas especiales o raros. Este concepto puede ser aplicado al Sector Norte en las cercanías del río Ñari y Dos Bocas y la franja de vegetación cerca de los humedales de Cerro Silva los cuales son claves porque son los fragmentos de bosques más grande en el paisaje y vital en la conectividad del paisaje. Es conveniente que se considere como estrategia de conservación el decreto de algunas áreas como protegidas, especialmente el fragmento de Huntingroad, Cuparihg, Stingkinto. Sobretudo, porque los comunitarios han manifestado la idea y actualmente los están protegiendo.

2) reservas extractivas: la utilización del concepto no es con un énfasis en producción de madera debido a que los costos de extracción son muy altos y las abundancias de las especies maderables son bajas, sin embargo, está dirigido a profundizar en otros productos, como por ejemplo los no maderables con base al conocimiento local de las comunidades. Vandemeer et ál. (1991) identificaron en Laguna de Perlas un sitio ubicado al este en el paisaje (suelos

arenosos) la combinación de plantaciones de pinos y ganado como una opción para el concepto de reserva extractiva.

3) ecología de restauración: la restauración de las áreas degradadas por pastura en el sitio de Loma de Mico y la parte oeste del paisaje es fundamental, pero se requieren estudios preliminares para asegurar el éxito de cualquier programa de restauración, y evaluar que tanto la vegetación herbácea, arbustiva y arbórea que han invadido estas áreas pueden ser promisorias para una restauración por regeneración natural que implique menos costos (Vandermeer et ál. 1991), y 4) sistemas agropecuarios y agroforestales: según Vandermeer et ál. 1991 al parecer, la opción hasta el momento es que las actividades agropecuarias deberían concentrarse en las zonas ya convertidas en áreas agrícolas o en zonas abandonadas por las mismas. Por otro lado, las actividades agrícolas de las comunidades indígenas pueden ayudar con ideas importantes para el manejo de estas áreas. Por ejemplo, la producción del arroz inundado en los pantanos de Raphia.

La propuesta del área funcional para la conservación en conjunto con la tipificación de bosques (Artículo 1) ha identificado las áreas críticas e importantes y resalta el valor de los bosques secundarios fuera de las áreas protegidas y otros tipos de coberturas en el mantenimiento de la conectividad en este paisaje fragmentado.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- El paisaje del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua es fragmentado y muy heterogéneo. El análisis del patrón del paisaje a través del programa Fragstats y la interpretación de las imágenes de satélite complementado con el mapa de cobertura forestal de Nicaragua sugieren que solo se mantiene el 27% de cobertura de bosques secundarios.
- La conectividad estructural en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico parece estar favorecida por la alta agregación de los usos del suelo y por las distancias cortas entre fragmentos de bosques. Sin embargo, esta conectividad puede verse afectada de

continuar los procesos de fragmentación por las actividades antropogénicas y de no proteger los sitios prioritarios que se han identificado en ese estudio.

- El establecimiento de los cuatro escenarios del área funcional para la conservación se realizó a partir de bosques secundarios que son prioritarios por su valor en la conectividad del paisaje y para los procesos de restauración a un corto plazo. En este sentido, la restauración del paisaje depende también de un manejo de la matriz.
- Se han identificado cinco sectores críticos para el mantenimiento de la conectividad. Los sectores donde urge restauración y atención son la parte oeste donde está ocurriendo toda la presión y avance del sector ganadero de las regiones de Chontales, Rama y Nueva Guinea. El sitio de Loma de Mico por ser un área degradada por ganadería, el sector oeste de KukraHill por la expansión de palma africana y los sectores prioritarios para conservar se encuentran en Huntingroad, Stingkinto, Cuparigh y los fragmentos cercanos al río Ñari y Dos Bocas, y los límites del área de Cerro Silva y Wawashang.
- La metodología de tipificación de bosques (Artículo 1), y el proceso de identificación de áreas de prioridad a través del análisis multicriterio, combinado con la búsqueda de rutas de conectividad estructural (Artículo 2) con ayuda del SIG facilitó un estudio objetivo del paisaje que puede servir como instrumento en la orientación de estrategias de conservación del corredor. La propuesta de los escenarios del área funcional representa un punto de inicio la cual puede ser modificada, validada y trabajada a una escala más fina, e incorporar otros criterios que no fueron considerados en este estudio como conocimiento local que influye en la dinámica del paisaje y calidad de los fragmentos.
- Se recomienda como iniciativas de conservación retener las áreas de charrales /tacotales en regeneración a ambos lados de las rutas de conectividad estructural debido a que desde un punto de vista de restauración implican menores costos económicos y menos recursos humanos. Así como también explorar otras alternativas como el pago por servicios ambientales, manejo de la regeneración natural como

estrategia para aumentar la cobertura arbórea y retención de los árboles dispersos fuera de los fragmentos de bosques debido a que pueden funcionar como núcleos de regeneración, restauración y protección de la vegetación riparia.

- Se recomienda la incorporación de instituciones que trabajan en la zona en acciones de conservación como por ejemplo FADCANIC que tiene mucha aceptación en la zona, y tiene gran influencia sobre toda la cuenca de Laguna de Perlas y parte de las comunidades de la reserva de Wawashang.
- Es conveniente examinar para las estrategias de conservación del corredor los cuatro conceptos de manejo propuesto por varios autores para el paisaje de la región Autónoma Atlántico Sur los cuales están basados en: 1) preservación, 2) reservas extractivas; 3) ecología de restauración; y 4) agropecuario - agroforestería.

7 BIBLIOGRAFÍA

- Bennett, A. 1999. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN, Suiza. 276 pág.
- Bocco, G; Mendoza, M; Velásquez, A. 2001. Remote sensing and Gis – based regional geomorphological mapping – a tool for land use planning in developing countries. *Science* 39 (3): 211 – 219.
- Brokaw, N. 2002. La persistencia de las especies vegetales en los fragmentos de bosque neotropical. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 561 pág.
- CBA (Corredor biológico del Atlántico de Nicaragua). 1999. Proyecto Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Managua, NI. s.p.
- Dale, VH; Pearson, SM; Offerman, HL; O'Neill, RV. 1994. Relating patterns of land use change to faunal biodiversity in the central amazon. *Conservation Biology* 8 (4): 1027 – 1036.
- Dinerstein, E; Olson, DM; Graham, DJ; Webster, AL; Primm, SA; Bookbinder, MP; Ledec, G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y El Caribe. WWF- World Bank. Washington, DC.US. 145 pág.
- Fahrig, L; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8 (1): 50 — 59.
- Forero Molina, LA. 2001. Caracterización de la vegetación y efectos de borde en la comunidad de árboles y lianas de remanentes de Bosque Muy Húmedo Tropical en la Región Huetar Norte, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 89 pág.
- Forman, R; Godron, M. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *BioScience* 31 (10): 733 – 739.
- Forman, R. 1995. Patches, corridors, and matrices. *Conservation Biology*. 11 (1): 290 – 293.

- 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, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 103 pág.
- García Fernández- Velilla, S. 2003. Conectividad en sistemas regionales de áreas protegidas. *In* Mora, G. Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la Cuenca Mediterránea. 89 – 110.
- Gascon, C; Lovejoy, TE; Bierregaard, Jr; Malcolm, JR; Stouffer, PC; Vasconcelos, HF; Laurance, WF; Zimmerman, B; Tocher, M; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91 (1999): 223 – 229.
- Guevara S; Purata, E; Vander Maarel; E. 1986 The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetation* 66: 77- 84.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19 (1): 34 – 43.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez-Ríos, G. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy trees isolated in pastures of Los Tuxtlas México. *Biotropica* 36: 99-108.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican pasture. *Agroforestry Systems* 44: 37 – 68.
- Harvey, CA. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1): 155 – 173.
- Harvey, CA; Medina, A; Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, J; Maes, J; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16 (5): 1986 – 1999.
- Hector, TS; Carr, MH; Zwick; PD. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.

- Jennings, MD. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5 – 20.
- Kapos, V; Wandelli, E; Camargo, JL; Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In* Laurance, WF; Bierregaard Jr, RO. 1997. Tropical forest remnants. Ecology, Management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, US. 33 – 44.
- Kattan, G; Alvarez-López, H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscape in the Colombian Andes. *In* Schelhas, J; Greenberg, R (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington, DC, US. 37 – 58.
- Laurance, WF; Bierregaard Jr, RO. 1997. Tropical forest remnants. Ecology, Management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, US. 616 pág.
- Malczewski, J. 1999. GIS and multicriteria decision analysis. John Wiley & Sons, New York, US. 392 pág.
- MARENA/ CBA (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales/ Corredor biológico del Atlántico de Nicaragua). 2006. Programa de acciones estratégicas para el ordenamiento productivo y ambiental de la frontera agrícola de las Regiones Autónomas Atlántico Sur y Atlántico Norte. Resumen ejecutivo. Managua, NI. 35 pág.
- McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC; Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstat/fragstats.html.
- Montero, J. 2003. Influencia de las variables espaciales y del hábitat sobre una comunidad de murciélagos (Chiroptera) en remanentes boscosos en Cañas, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. UNA, Heredia, CR. 92 pág.

- Nason, JD; Hamrick, JL. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. *Journal of Heredity* 88 (4): 264 – 276.
- Noss, RF. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 (4): 335 -364.
- Pedroli, B. 2003. Zonas protegidas y biodiversidad: una imagen diversa. *In* Mora, G. Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la Cuenca Mediterránea. 55 – 70.
- Poiani, K; Richter, B; Anderson, M; Richter, H. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, Landscape, and networks. *BioScience* 50 (2): 133 – 145.
- Primack, R; Roíz, R; Feinsinger, P. 2001. Diseño de áreas protegidas. *In* Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. 477 – 496.
- Ramos, Z. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 114 pág.
- Sánchez M; D. 2006. Caracterización de los tipos de bosques del sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. *In* Sánchez M; D. 2006. Criterios ecológicos para la planificación de la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 26 - 83.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection hangover. Cattle pasture land degradation and alternative land use in Central America. CATIE. DANIDA, GTZ. 71 pág.
- Tabarelli, M; Mantovani, W; Peres, CA. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119 – 127.
- Turner, M. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review Ecology* 20: 171 -197.

- Valerio, L. 2000. Metodología para la elaboración del mapa forestal de Nicaragua 2000. *In* Rodríguez, L. Valoración Forestal Nicaragua 2000. MAGFOR – PROFOR. Managua, NI. 80 – 104.
- Vandermeer, J; Perfecto, I; Granzow, I; Boucher, D. 1991. Los bosques del caribe tres años después del huracán Joan. Managua, NI. Wani 11: 79 – 101.

Anexos

Anexo 1. Listado de participantes en el taller de identificación de áreas prioritarias para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Realizado en Laguna de Perlas, Bluefields, Nicaragua el 18 de Junio 2006.

No.	Participante	Institución/Comunidad
1	Marnie Tinkam	Coordinadora Municipal de Laguna de Perlas/FADCANIC
2	Clifford Hebbert	Investigador local/URACCAN
3	Edgard Theodore	Lider comunitario/Kakabila
4	Kenneth Fox	Concejal Regional/Gobierno RAAS
5	Mccarvin Wilson	Promotor comunitario/FADCANIC/Kakabila
6	Maura Rigby	Promotora comunitaria/FADCANIC/Rocky Point
7	Felicita Blandón	Promotora comunitaria/FADCANIC/Halouver
8	Palford Theodore	Productor/Kakabila
9	Orvin Pondler	Productor/Manhatan
10	Rigoberto Garth	Productor/Kakabila
11	Kenth Theodore	Estudiante/Escuela Normal/Bluefields
12	Margarita Cespedes	CATIE*
13	Lindsay Canet	CATIE*
14	Christian Brenes	CATIE*

* Se realizó consultas directamente en CATIE.

Anexo 2. Peso absoluto y niveles de prioridad para el grupo de variables evaluadas que fueron claves para la selección final de los núcleos a conectar en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Escenario 1 (Líderes comunitarios y productores).

Variables	Peso absoluto (%)	Rango	Escala de valor	
Tamaño del fragmento (ha) (a)	35	10 - 100 100 - 1000 1000 - 7000	2 1 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Índice de forma (ha) (b)	20	1 - 2 2 - 5 5 - 8	1 2 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Área interior de bosque (ha) (c)	20	1 - 100 100 - 1000 1000 - 5000	2 1 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Distancia a ríos (m) (d)	10	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	2 1 3	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Densidad de pueblos (pueblos/km ²) (e)	5	0.002 - 0.015 0.015 - 0.025 0.025 - 0.040	3 2 1	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Distancia a pueblos (m) (f)	10	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	3 2 1	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja

Peso absoluto (a + b + c + d + e + f) = 100%.

Anexo 3. Peso absoluto y niveles de prioridad para el grupo de variables evaluadas que fueron claves para la selección final de los núcleos a conectar en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Escenario 2 (Investigadores locales y representantes de organizaciones).

Variables	Peso absoluto (%)	Rango	Escala de valor	
Tamaño del fragmento (ha) (a)	30	10 - 100 100 - 1000 1000 - 7000	1 2 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Índice de forma (ha) (b)	10	1 - 2 2 - 5 5 - 8	2 1 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Área interior de bosque (ha) (c)	20	1 - 100 100 - 1000 1000 - 5000	1 2 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Distancia a ríos (m) (d)	20	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	1 2 3	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Densidad de pueblos (pueblos/km ²) (e)	10	0.002 - 0.015 0.015 - 0.025 0.025 - 0.040	3 2 1	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Distancia a pueblos (m) (f)	10	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	1 2 3	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja

Peso absoluto (a + b + c + d + e + f) = 100%.

Anexo 4. Peso absoluto y niveles de prioridad para el grupo de variables evaluadas que fueron claves para la selección final de los núcleos a conectar en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Escenario 3 (Consulta CATIE)

Variables	Peso absoluto (%)	Rango	Escala de valor	
Tamaño del fragmento (ha) (a)	30	10 - 100 100 - 1000 1000 - 7000	3 1 2	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Índice de forma (ha) (b)	25	1 - 2 2 - 5 5 - 8	1 2 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Área interior de bosque (ha) (c)	-----	1 - 100 100 - 1000 1000 - 5000	* * *	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Distancia a ríos (m) (d)	25	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	3 2 1	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Densidad de pueblos (pueblos/km ²) (e)	20	0.002 - 0.015 0.015 - 0.025 0.025 - 0.040	1 2 3	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Distancia a pueblos (m) (f)	-----	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	* * *	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja

Peso absoluto (a + b + c + d + e + f) = 100%.

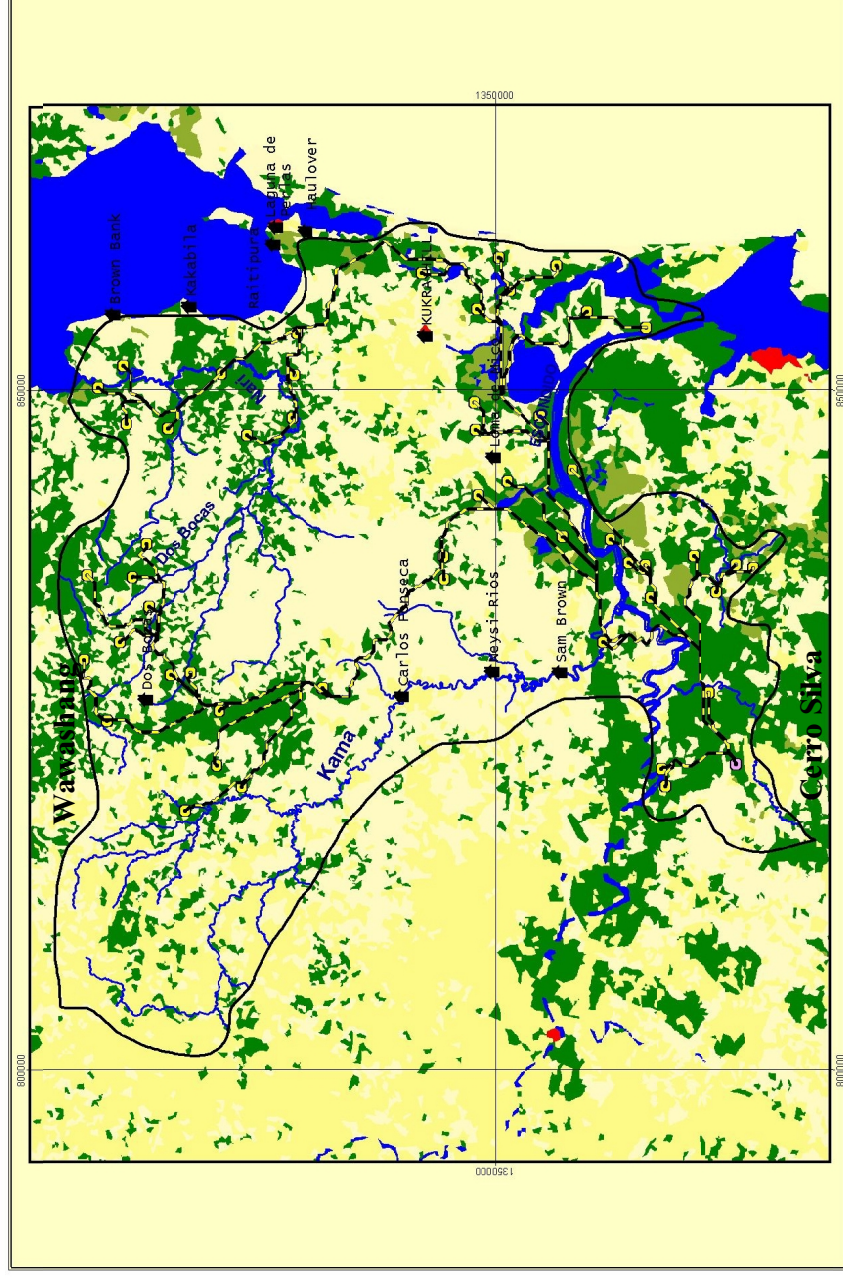
Anexo 5. Peso absoluto y niveles de prioridad para el grupo de variables evaluadas que fueron claves para la selección final de los núcleos a conectar en el sector sur del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Escenario 4 (Consulta CATIE)

Variables	Peso absoluto (%)	Rango	Escala de valor	
Tamaño del fragmento (ha) (a)	20	10 - 100 100 - 1000 1000 - 7000	3 2 1	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Índice de forma (ha) (b)	20	1 - 2 2 - 5 5 - 8	1 2 3	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Área interior de bosque (ha) (c)	20	1 - 100 100 - 1000 1000 - 5000	3 2 1	1: Prioridad alta 2: Prioridad media 3: Prioridad baja
Distancia a ríos (m) (d)	20	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	1 2 3	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Densidad de pueblos (pueblos/km ²) (e)	10	0.002 - 0.015 0.015 - 0.025 0.025 - 0.040	3 2 1	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja
Distancia a pueblos (m) (f)	10	0 - 500 500 - 1500 1500 - 3000	1 2 3	1: Vulnerabilidad alta 2: Vulnerabilidad media 3: Vulnerabilidad baja

Peso absoluto (a + b + c + d + e + f) = 100%.

Anexo 6. Escenario CATIE 3: Propuesta de áreas funcionales para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico.

Las áreas de color negro y amarillo son las rutas de conectividad estructural, los círculos amarillos son los núcleos de bosques secundarios, el color verde son parches de bosques secundarios, el color verde intenso corresponde a la vegetación herbácea, el color amarillo menos intenso son los charales/tacotales y el color amarillo intenso corresponde al uso agropecuario. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.



Anexo 7. Escenario CATIE 4: Propuesta de áreas funcionales para la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico.

Las áreas de color negro y amarillo son las rutas de conectividad estructural, ¿correcto? Los amarillos son los núcleos de bosques secundarios, el color verde son parches de bosques secundarios, el color verde intenso corresponde a la vegetación herbácea, el color amarillo menos intenso son los charales/tacotales y el color amarillo intenso corresponde al uso agropecuario. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

