

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**



**Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad**

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

Magister Scientiae

Por

**Zayra Sherlly Ramos Bendaña**

Turrialba, Costa Rica  
2004



A mi Dios...

Porque cada vez que te necesito, vienes a mí... de tantas formas,  
a veces me abrazas con el alma y te siento.  
a veces cuando estoy tan desprotegida, tú lo sabes  
y te encarnas en amigo... cuántas veces has venido a mí,  
cuántos amigos.

Porque cada vez que necesito la palabra exacta, no dudas en decirla,  
has estado en voces conocidas y queridas,  
en voces de extraños,  
en palabra escrita,  
y en mis oídos cuando todo calla,  
cuántas veces has sido el consejo, el regaño o el consuelo.

Porque has sido el paciente oído que escucha mis quejas  
(y sí que me quejo!),  
mis malas y buenas noticias,  
mi no tan sonora voz cuando canto,  
y mucho menos cuando lloro,  
cuántas veces has sido mi silencioso amigo.

Porque eres mi fortaleza, la base de mi hogar,  
esa mano que se extiende para levantarme de un jalón y tirarme a la vida!  
Porque estas en todo lo que soy y en todo lo que prometo ser...  
Porque estas en todo lo que amo y todo lo que amaré!  
Gracias Amigo Mío

*Zayra Sherlly*

Y como dice Rubén Blades  
"cada amigo es la familia que escogemos entre extraños"

## Agradecimientos

A las personas que fueron amigos, compañeros y colaboradores de trabajo...

A mi profe Bryan Finegan, mi consejero principal, a quien lo tengo grabado en el corazón con dos palabras *mi maestro*, ha sido el mejor consejero que pude tener, me ha enseñado de ecología, ética, dedicación, perseverancia, paciencia, tolerancia y confianza en la capacidad que tenemos como seres humanos. Mi admiración para usted, gracias profe!!!!

A Luis Diego Delgado, una pieza clave en mi comité asesor, gracias por cada página acribillada por tus observaciones, también un amigo y excelente compañero de trabajo.

A los profesores Glenn Galloway y Sergio Velásquez miembros de mi comité asesor, quienes dedicaron tiempo para mis monstruosos borradores.

Al profesor Gustavo López, por su apoyo en los análisis estadísticos y la paciencia por cada duda mía.

A Edwin Pereira, ¿qué hubiese sido de mí en campo sin ese gran apoyo y amistad?, aprendí mucho sobre como estar dentro del bosque y como trabajar en el lodo, la lluvia y los mosquitos sin perder la calidad de las mediciones.

A Huguito Brenes, calidad ante todo, gracias por enseñarme a ser cuidadosa con mis datos y la paciencia para ayudarme en el procesamiento de ellos.

A Lidiette Marín, el toque cordial de la oficina, siempre recordaré que se puede ser eficiente en el trabajo manteniendo una sonrisa y tiempo para las personas.

A Marvin Zamora, Vicente Herra, Eduardo Paniagua y José Manuel, compañeros de lluvias, árboles y lodo.

A Christian Brenes, compañero de horas interminables frente al computador ayudándome a entender estos análisis en SIG.

A don Marco y doña Jeannette, la hospitalidad de los ticos, sin conocernos no dudaron en abrirnos las puertas de su hogar y chinearnos cuando regresábamos cansados del bosque.

A Jonhy, don Felo, Heyner y (nuevamente) doña Jeannette, por las comiditas...indio comido puesto al camino!!!

A mi familia en CATIE: Varinia, Alfonso y Luis Felipe... sin duda alguna un hogar, han sido parte de mi felicidad en estos años. También hay que incluir a Eusebia y María.

A mis yuntas en CATIE: Mercedes, Yadid, Susy, Lorca y Mónica... gracias por todo! Que ha sido mucho.

A mi amiga de casi ya toda una vida... Claudita, Dios bendiga al frijolito! Me has acompañado siempre y yo espero poder también estar siempre disponible para vos.

A mi hogar en Nicaragua, mis amores: mi hermana Cynthia, mi sobrino Diego, mi hermanito Dylan, mi mamita Haydee, mi padre Juan Bautista, y mi madre Magdalena (en Canadá). Ellos son los principales responsables de lo que soy hoy como ser humano.

A Nelson Zamora, de INBio, por su apoyo en la identificación botánica de mis amados árboles.

A todos los compañeros del Departamento de Bosques por las conversadas y el compañerismo que me ofrecieron.

A mis compañeros de maestría, las caras que memorice durante un año entero.

A Juancito de la Biblioteca, a Jorgito y Carmencita del Club, y a todos los compañeros que laboran en la Escuela de Postgrado, por toda su atención.

A *Bastiaan*, por los millones de instantes que me has regalado y que he atesorado en el cielo de mi memoria, Ik houd van jou.

A las entidades que me apoyaron

Al **Fondo de Alianzas para Ecosistemas Críticos** (CEPF, por sus siglas en inglés) quien aportó gran parte del financiamiento para este estudio.

A la **Cátedra Latinoamericana de Ecología para el Manejo de Bosques Tropicales** / CATIE, que fue el otro importante financiador de este estudio y por el excelente equipo de profesionales con que cuenta, fueron mi gran apoyo.

Al **Centro Científico Tropical** (CCT), a Guisselle Monge y Olivier Chassot quienes siempre estuvieron anuentes a brindar todo el apoyo a esta investigación.

A la **Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central** (FUNDECOR), en especial a los Señores Germán Obando, Andrés Sanchun y Pablo Acuña, por todo el apoyo logístico brindado y sus conocimientos sobre los bosques de Sarapiquí.

A la **Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos** (CODEFORSA), a los Señores Jonhy Méndez, Luis Pérez, Oscar Quiroz y Eduardo Corella, por todo el apoyo logístico y sus conocimientos de los bosques de San Carlos.

A los perros, armadillos, garzas, lagartos, árboles, la escuela, el edificio Henry Wallace, el Club....  
A todo lo que constituye CATIE y que fue mi hogar por dos años y medio.

Esta es la prueba de que nuestros logros, realmente son logros de un cachimbo de gente!!!!

*Soy pura pinolera, nicaraüense por gracia de Dios*

## INDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN GENERAL</b> .....	<b>1</b>
1.1 JUSTIFICACIÓN.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	2
1.2.1 <i>Objetivo General</i> .....	2
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i> .....	2
<b>2. MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>3</b>
2.1 FRAGMENTACIÓN.....	3
2.1.1 <i>Generalidades</i> .....	3
2.1.2 <i>Efectos de área</i> .....	4
2.1.3 <i>Efectos de aislamiento</i> .....	4
2.1.4 <i>Efectos de borde</i> .....	5
2.2 ECOLOGÍA DE PAISAJE .....	6
2.2.1 <i>Generalidades</i> .....	6
2.2.2 <i>Metapoblaciones</i> .....	7
2.2.3 <i>Matriz</i> .....	8
2.2.4 <i>Conectividad</i> .....	9
2.3 MANEJO DEL PAISAJE PARA LA CONSERVACIÓN .....	10
2.3.1 <i>Generalidades</i> .....	10
2.3.2 <i>Corredores Biológicos</i> .....	11
2.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS BOSQUES.....	11
2.4.1 <i>Generalidades</i> .....	11
2.4.2 <i>Influencia de condiciones edáficas en los tipos de bosque</i> .....	12
2.4.3 <i>Elementos para una caracterización de tipos de bosques</i> .....	14
2.4.3.1 <i>Generalidades</i> .....	14
2.4.3.2 <i>Estructura</i> .....	14
2.4.3.3 <i>Composición, Riqueza y Diversidad Florística</i> .....	15
2.5 ANÁLISIS MULTIVARIADOS.....	17
<b>3. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>19</b>
<b>4. ARTÍCULOS DE INVESTIGACIÓN</b> .....	<b>23</b>
<b>ARTÍCULO I. CARACTERIZACIÓN Y TIPIFICACIÓN DE BOSQUES PRIMARIOS: UN APORTE AL CORREDOR BIOLÓGICO SAN JUAN – LA SELVA</b> .....	<b>23</b>
1. INTRODUCCIÓN.....	23
2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO .....	25
3. METODOLOGÍA.....	26
3.1 <i>Parcelas de Muestreo</i> .....	26
3.2 <i>Análisis de los datos</i> .....	29
4. RESULTADOS.....	31
4.1 <i>General</i> .....	31
4.2 <i>Tipificación y Caracterización de los Bosques Primarios</i> .....	31
4.4 <i>Análisis de las variables de suelo y su relación a los tipos de bosques</i> .....	46
4.5 <i>Mapeo de la distribución potencial de los tipos de bosque</i> .....	48
5. DISCUSIÓN.....	50
2.6 <i>La Clasificación de las comunidades naturales: Tipos de Bosque</i> .....	50
2.7 <i>Comparación de los tipos de bosque identificados con otros estudios florísticos realizados en la Zona Norte Central de Costa Rica</i> .....	51
2.8 <i>Relación entre los tipos de bosque identificados con factores edáficos</i> .....	53
6. CONCLUSIONES.....	54
7. RECOMENDACIONES .....	55
8. BIBLIOGRAFÍA .....	56

<b>ARTICULO II. PROPUESTA DE CONECTIVIDAD ECOLÓGICA POTENCIAL DE ÁREAS NATURALES A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DEL PAISAJE: CORREDOR BIOLÓGICO SAN JUAN – LA SELVA .....</b>		<b>66</b>
1.	INTRODUCCIÓN.....	66
2.	DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO .....	68
3.	METODOLOGÍA.....	69
3.1	<i>Análisis del Patrón del Paisaje</i> .....	69
3.2	<i>Análisis Gap</i> .....	72
3.3	<i>Análisis de Conectividad Estructural Potencial</i> .....	73
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	76
4.1	<i>Análisis del Patrón del Paisaje</i> .....	76
4.2	<i>Análisis Gap</i> .....	81
4.3	<i>Análisis de Conectividad Estructural Potencial</i> .....	89
5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	102
6	CONSIDERACIONES FINALES.....	103
7	BIBLIOGRAFÍA .....	104
<b>5.</b>	<b>CONCLUSIONES GENERALES .....</b>	<b>110</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDACIONES GENERALES .....</b>	<b>113</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

No.	Cuadro	Página
<i>Artículo I. Caracterización y Tipificación de Bosques Primarios: Un aporte al Corredor Biológico San Juan – La Selva</i>		
1	Resultados de la Prueba Monte Carlo para el Valor Indicador máximo observado para cada especie entre los dos grupos de parcelas más disímiles obtenidos del análisis de conglomerados.....	38
2	Resultados de la Prueba Monte Carlo para el Valor Indicador máximo observado para cada especie entre los bosques 1 y 3.....	38
3	Valores del Índice de Valor de Importancia (%) para las especies que resultaron estadísticamente significativas en la diferenciación de los tipos de bosque, tanto en el análisis de especies indicadoras como en el ANDEVA, y Prueba de Comparación Múltiple de Tukey para cada una de ellas.....	40
4	Índices de diversidad, equitabilidad y número de especies para los tres tipos de bosques y prueba de comparación múltiple de Tukey, con datos de vegetación de parcelas de 0.25 ha, para árboles $\geq 30$ cm dap y palmas $\geq 10$ cm dap.....	41
5 y 6	Promedios del número de individuos (N) y área basal (G en m <sup>2</sup> ) por hectárea para los tres tipos de bosques por clase diamétrica para árboles $\geq 30$ cm dap.....	44
7 y 8	Promedios del número de individuos (N) y área basal (G en m <sup>2</sup> ) por hectárea para los tres tipos de bosques por clase diamétrica para palmas $\geq 10$ cm dap.....	46
9	Promedios de los valores para cada variable de suelo obtenidos a través de análisis de laboratorio con muestras de 41 parcelas (0.25 ha).....	48
<i>Artículo II. Propuesta de Conectividad Ecológica Potencial de Áreas Naturales a través del Análisis del Paisaje: Corredor Biológico San Juan – La Selva</i>		
1	Variables empleadas en el traslape ponderado.....	75
2	Valores de fricción para el modelaje de las rutas de conexión.....	76
3	Valores de métricas de área y densidad de parche para los sectores norte y sur del CBSS.....	77
4	Valores de métricas de proximidad, contagio y dispersión para los tipos de parches en los sectores norte y sur del CBSS.....	78
5	Valores del índice de forma y dimensión fractal para los tipos de parches en los sectores norte y sur del CBSS.....	79
6	Valores de hábitat interior para los parches de bosque en los sectores norte y sur estimados a partir de un borde de 100 m desde el perímetro del parche hacia el interior.....	80
7	Áreas Silvestres Protegidas actuales en el Corredor Biológico San Juan – La Selva.....	82
8	Área y porcentaje de representación de las categorías de Manejo de las ASP actuales y propuestas dentro del CBSS.....	84
9	Distribución potencial de los tipos de bosque, su representación en el CBSS y en las ASP actuales y propuestas.....	87



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>No.</b>	<b>Figura</b>	<b>Página</b>
<i>Artículo I. Caracterización y Tipificación de Bosques Primarios: Un aporte al Corredor Biológico San Juan – La Selva</i>		
1	Corredor Biológico San Juan – La Selva su ubicación en Costa Rica y sobre la Imagen de Satélite Tipo Landsat TM del año 2001. Zona Norte de Costa Rica, Centroamérica.....	25
2	Mapa de Ubicación de las 52 parcelas de muestreo sobre los ordenes de suelo principales	32
3	Dendrograma resultante del análisis de conglomerados de la vegetación de 52 parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas en el Norte de Costa Rica.....	33
4	Diagrama de Ordenación de Nonmetric Multidimensional Scaling muestra la relación entre 52 parcelas de 0.25 ha y las especies más importantes en ellas.....	35
5	Las diez especies de mayor valor ecológico, según el Índice de Valor de Importancia, para los tres tipos de bosques identificados en el CBSS, Zona Norte de Costa Rica.....	36
6	Jerarquía de las especies indicadoras por tipo de bosque identificadas por el método de Legendre y Dufrene.....	39
7	Curva rango-abundancia en donde se muestra la proporción de la abundancia por especie ordenadas en orden decreciente.....	42
8	Curvas aleatorizadas de acumulación de especies para los tres tipos de bosques en relación a: a) área muestreada, y b) número de individuos.....	43
9	Distribución por clase diamétrica del número de individuos y área basal de árboles $\geq 30$ cm dap para los tres tipos de bosques.....	45
10	Distribución por clase diamétrica del número de individuos y área basal de palmas $\geq 10$ cm dap para los tres tipos de bosques.....	45
11	Diagrama resultante del Análisis Canónico Discriminante para las variables edáficas.....	47
12	Distribución potencial de los tipos de bosque.....	49
<i>Artículo II. Propuesta de Conectividad Ecológica Potencial de Áreas Naturales a través del Análisis del Paisaje: Corredor Biológico San Juan – La Selva</i>		
1	Corredor Biológico San Juan – La Selva su ubicación en Costa Rica y sobre la Imagen de Satélite Tipo Landsat TM del año 2001. Zona Norte de Costa Rica, Centroamérica.....	68
2	Clasificación <i>bosque</i> y <i>no bosque</i> en base a imagen de satélite landsat TM año 2001, sectores norte y sur del CBSS.....	71
3	Análisis gap para los tipos de bosque en dos escenarios de áreas protegidas.....	88
4	Porcentaje del territorio por tipo de ambiente en los dos escenarios de áreas protegidas.....	89
5	Porcentaje del CBSS que se encuentra protegido por tipo de suelo.....	89
6	Primera trayectoria de conectividad potencial.....	92
7	Segunda trayectoria de conectividad potencial.....	93
8	Propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial.....	94
9	Área Crítica de Conectividad 1 y 2.....	97
10	Área Crítica de Conectividad 3 y 4.....	98
11	Área Crítica de Conectividad 5.....	99
12	Área Crítica de Conectividad 6.....	100
13	Área Crítica de Conectividad 7.....	101

**Ramos, Z.Sh. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad**

RESUMEN

El manejo de amplios territorios con fines de conservación de la biodiversidad requiere del conocimiento de las comunidades naturales que en ellos ocurren, así como, del empleo de herramientas técnicas y metodológicas que permitan un análisis a escala de paisaje o regional, como son los Sistemas de Información Geográfica (SIG). El presente trabajo se realizó en el territorio del Corredor Biológico San Juan – La Selva, Costa Rica en la marco de la búsqueda de una herramienta que contribuya al manejo del paisaje como base para la conservación de los bosques neotropicales y su biodiversidad.

A partir de un riguroso muestreo de campo, se identificaron tres tipos de bosque primario de tierras bajas: 1) bosque de *Pentaclethra maculosa* – palmas; 2) bosque de *Qualea paraensis* – *Vochysia ferruginea* – *Couma macrocarpa*; y 3) *P. maculosa* – *Carapa guianensis*. Los cuales fueron caracterizados y comparados entre sí, según su composición, estructura, diversidad y riqueza de especies.

Con el uso de SIG, se desarrolló un procedimiento metodológico que sirvió para la selección de áreas prioritarias para la conservación y la restauración de la cobertura boscosa en función de aumentar la conectividad en el paisaje. Este proceso consistió en tres análisis que permitieron: 1) evaluar la situación de la cobertura de bosque de acuerdo al patrón del paisaje; 2) examinar la representación de los tipos de bosques naturales dentro de las Áreas Silvestres Protegidas actuales y propuestas (*análisis gap*); y 3) crear un escenario de Red Ecológica de Conectividad Potencial, basado en la búsqueda de las rutas de conexión más corta entre núcleos de bosques naturales, los cuales fueron seleccionados bajo criterios conservadores o precautorios de conservación.

El sector sur del Corredor se caracterizó por ser un paisaje fragmentado, con una matriz mixta compuesta por bosques y usos agrícolas, principalmente, pasturas para ganado vacuno. En este sector se pueden encontrar de los dos tipos de bosque dominados por *P. maculosa*. En cambio, el sector norte es un paisaje dominado por bosques naturales, en donde, aún existen importantes áreas de bosque continuo. En el sector norte se pueden encontrar de los tres tipos de bosque identificados en este estudio, siendo el bosque de *Q. paraensis* – *V. ferruginea* – *C. macrocarpa* característico de este sector.

Este último tipo de bosque fue el que tuvo mayor representación dentro de las Áreas Silvestres Protegidas actuales. Sin embargo, debido a que las categorías de manejo no ofrecen una protección absoluta, este bosque no se ve exento de los procesos de degradación del hábitat a causa de los usos extractivos. En el caso de los dos tipos de bosques de *Pentaclethra*, estos se

encontraron muy pobremente representados en las ASP. En el caso particular del bosque de *P. macroloba* – *Carapa guianensis*, además de ser el menos común, también se ubicó en las áreas más fragmentadas, lo que determinó una mayor vulnerabilidad a la pérdida de este tipo de comunidad dentro del territorio del Corredor.

En el *análisis gap* que incluyó el área propuesta para la creación del Parque Nacional Maquenque, los tres tipos de bosque aumentaron significativamente su área bajo alguna categoría de protección, encontrándose la mayoría de las áreas protegidas bajo la categoría de Parque Nacional.

Con el análisis de conectividad potencial se lograron definir dos trayectorias de conectividad potencial e identificar siete áreas críticas para el mantenimiento de la conectividad estructural en el paisaje del Corredor, estas fueron: a) entre el río Sarapiquí y La Selva, b) río Sardinal para los remanentes de bosques en sentido noroeste-sureste, c) entre el río Toro y río Cuarto, d) al noreste del río Toro, e) al noreste del río Sarapiquí, f) al suroeste del río San Carlos, y g) desembocadura del río San Carlos.

Es indispensable que esta propuesta de Red de Conectividad Potencial sea validada en campo, tanto técnica como socialmente. De igual forma, es necesario crear y evaluar escenarios alternos con la participación de actores claves dentro del Corredor, y el empleo de mayor información para la identificación de las áreas de importancia ecológica.

**Palabras clave:** análisis gap, bosques húmedos tropicales, conectividad, corredores biológicos, fragmentación.

**Ramos, Z.Sh. 2004. Structure and composition of a fragmented forest landscape: a tool for designing biodiversity conservation strategies**

ABSTRACT

Management of large territories with the goal of biodiversity conservation requires knowledge about the natural communities as well as the use of technical tools and methodologies, such as Geographic Information Systems (GIS), which allow for an analysis at the landscape or regional scale. This study was conducted in the San Juan – La Selva Biological Corridor in Costa Rica in order to find a tool that contributes to landscape management as a basis for conservation of neotropical forests and their biodiversity.

Using rigorous field sampling, three primary forest types were identified in the lowlands: 1) *Pentaclethra macroloba* – palms; 2) *Qualea paraensis* - *Vochysia ferruginea* - *Couma macrocarpa*; 3) *P. macroloba* – *Carapa guianensis*. These were characterized and compared with each other by their composition, structure, diversity and species richness.

A methodological procedure was developed with the use of GIS in order to select priority areas for conservation and forest cover restoration to increase connectivity within the landscape. This process consisted of three analyses which allowed us: 1) to evaluate the forest cover situation according to the landscape pattern; 2) to examine the representation of the natural forest types in the current and proposed protected areas (*Gap analysis*); and 3) to create an ecological network scenario for potential connectivity based on the search for the shortest connection routes between natural forest nuclei, which were selected under conservative and precautionary conservation criteria.

The southern corridor sector was characterized as a fragmented landscape with a mixed matrix formed by forests and agricultural uses, principally, cattle pastures. In this sector, both forests dominated by *P. macroloba* (Fabaceae) can be found. On the other hand, the northern sector is a landscape dominated by natural forests where important continuous forest areas exist. In the northern sector all the three forest types identified in this study can be found, but *Q. paraensis* – *V. ferruginea* – *C. macrocarpa*, is the most characteristic of this sector.

The latter forest type had the greatest representation within the actual protected areas. However, because the management categories do not offer absolute protection, this forest is not exempt from habitat degradation processes caused by extractive uses. In the case of the two *Pentaclethra* forest types, they were poorly represented in the protected area. For the *P. macroloba* – *Carapa guianensis* forest, besides being the least common, it was also located in the most fragmented areas which implies greater vulnerability to the loss of this community type within the corridor.

In the gap analysis which included the area proposed for the creation of the Maquenque National Park, the three forest types increased their areas significantly under any protection category, and the majority of the protected areas are under the national park category.

With the potential connectivity analysis, two potential connectivity trajectories were defined and critical areas for maintaining the structural connectivity in the corridor landscape were identified; these were: a) between the Sarapiquí River and La Selva, b) the Sardinal River for the forest remnants from northwest-southeast, c) between the Toro River and the Cuarto River, d) to the northeast of the Toro River, e) to the northeast of the Sarapiquí River, f) to the southwest of the San Carlos River, and g) the San Carlos River delta.

It is important that this potential connectivity network proposal be validated in the field both technically and socially. It is also necessary to create and evaluate alternative scenarios with the participation of the key participants within the corridor and to use more information for identifying the important ecological areas.

**Key words:** Gap analysis, tropical rainforests, connectivity, biological corridors, fragmentation.

## 1. Introducción General

### 1.1 Justificación

La deforestación ha conllevado al problema de eliminación y fragmentación de los ecosistemas naturales, siendo esta situación la principal causa de pérdida de biodiversidad en el mundo contemporáneo (Bennett 1999; Kattan 2002). En este sentido, las áreas protegidas vistas como entes aislados, sin considerar el contexto que las rodea, son insuficientes para frenar o reducir la extinción de especies (Primack 2001; Primack et al. 2001; Bennett 1999).

En la actualidad, las estrategias de conservación se están enfocando hacia la planificación integral de amplios territorios, paisajes o regiones (Sanderson 2002; Jennings 2000; Hctor et al. 2000), basados en el hecho de que muchos de los procesos ecológicos operan en amplias escalas espacio-temporales y, por tanto, para que la conservación sea efectiva se debe reconocer la complejidad e importancia de estos procesos (Noss y Harris 1986). Asimismo, estas estrategias se cimientan sobre el denominado enfoque de *filtro grueso*, el cual busca la preservación de la mayor cantidad de especies a través de la protección de muestras representativas de todas las comunidades nativas en un determinado territorio y se complementa con el enfoque de *filtro fino*, el cual se centra en especies específicas en peligro de extinción (Jennings 2000). En este sentido, las áreas protegidas son parte de un sistema o red de conservación (Hctor et al. 2000; Noss y Harris 1986; Noss 1983; Poiani et al. 2000), inmerso en tierras de usos múltiples.

Un punto de partida para la planificación, es conocer que ecosistemas naturales existen en el paisaje, esto se puede lograr a través de la identificación de las asociaciones florísticas (Jennings 2000), siendo crucial disponer de un sistema de clasificación que sea estándar para una determinada región o país y facilite comparar entre paisajes (Jennings 2000). Esto con el fin de poder monitorear y evaluar si realmente las estrategias de conservación cumplen sus objetivos. Asimismo, la identificación de las asociaciones florísticas permite identificar sus niveles de amenaza y desarrollar actividades en pro de mantener o recuperar la heterogeneidad y conectividad natural de los hábitats (por ejemplo, Hctor et al. 2000; Noss y Harris 1986), como parte de los esfuerzos por garantizar la continuidad espacio-temporal de las poblaciones silvestres y de los procesos ecológicos en estos paisajes antropogénicos (Bennett 1999).

Para ello, una tipificación de bosques puede lograrse a través del estudio de su composición, riqueza, diversidad y estructura (por ejemplo, Serrano 2003; Perdomo 2001, Pérez 2000, Gallo 1999), y para efectos de una caracterización sencilla, puede ser suficiente información el uso de las especies comunes o dominantes (Finegan et al. 2001).

Dentro de todo este contexto, en Mesoamérica se han venido desarrollando enfoques de conservación a escalas de paisaje y regionales, entre estos la propuesta regional del Corredor Biológico Mesoamericano, que abarca cinco estados del sur de México y toda Centroamérica hasta

Panamá (Miller et al. 2001). Esta red de conservación está conformada por varias propuestas de corredores biológicos en una escala territorial nacional o transfronteriza, entre ellas el Corredor Biológico Binacional entre Nicaragua – Costa Rica.

El presente estudio se realizó en el Corredor Biológico San Juan – La Selva (en adelante CBSS o el Corredor), que corresponde a la sección Costarricense del Corredor Binacional con Nicaragua. Con el fin de brindar pautas para la planificación del CBSS, esta investigación se enfocó en dos objetivos o fases principales. En la primera fase, se caracterizaron y tipificaron los bosques primarios a través del estudio de su composición, riqueza, diversidad y estructura, y se analizó la relación entre la distribución de los tipos de bosques con variables edáficas. En la segunda fase, se logró a través del uso de Sistemas de Información Geográfica: 1) analizar el patrón del paisaje en base a su cobertura de bosque, 2) evaluar porcentualmente la representación de los tipos de bosques primarios en las áreas silvestres protegidas vigentes y propuestas (análisis gap), y 3) modelar para el Corredor un primer escenario de conectividad estructural entre remanentes de bosques.

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1 Objetivo General

Contribuir al conocimiento en el manejo del paisaje dentro del Corredor Biológico Mesoamericano como base para la conservación de los bosques neotropicales y su biodiversidad y, en particular, como un aporte al diseño de corredores biológicos.

### 1.2.2 Objetivos Específicos

1. Caracterizar los tipos de bosques primarios en el CBSS, según su composición, estructura, riqueza y diversidad florística a partir del levantamiento de información de campo.
2. Relacionar los tipos de bosques identificados en el CBSS con variables edáficas a partir de análisis de los suelos de los sitios de estudio.
3. Mapear la distribución potencial de los tipos bosques primarios identificados en el área del CBSS.
4. Describir la composición y estructura del paisaje con relación al tamaño, densidad, forma, borde, área interior, aislamiento y proximidad de los tipos de parche dentro del CBSS.
5. Identificar áreas para conservación y/o recuperación de cobertura boscosa, según criterios de la ecología de paisaje, para elaborar propuesta de arreglo espacial del CBSS, buscando contribuir a la conservación de muestras representativas de hábitat natural, y aumentar las funciones de conectividad entre los fragmentos de dichos hábitats.

## 2. Marco Teórico

### 2.1 Fragmentación

#### 2.1.1 Generalidades

La fragmentación de un ecosistema es un proceso dinámico que da como resultado cambios marcados en el patrón del hábitat en un paisaje a través del tiempo. El término *fragmentación* es generalmente usado para describir los cambios que ocurren cuando un hábitat natural continuo es removido de manera incompleta, creando múltiples bloques pequeños de vegetación original separados uno de otro. Los procesos de fragmentación tienen tres reconocibles componentes: a) pérdida o destrucción total del hábitat en el paisaje, b) reducción del hábitat y c) aislamiento de los fragmentos de hábitat (Bennett 1999). Estos procesos pueden conducir a la extinción de especies (Kattan 2002), dado que los remanentes de bosques quedan inmersos en una matriz con otro tipo de vegetación y/o uso de la tierra, de hábitats simplificados (Saunders et al. 1991; Kattan 2002) que pueden funcionar como ambientes hostiles para las poblaciones silvestres (McIntyre y Barret 1992).

La extinción se da por dos fenómenos que ocurren a dos escalas espaciales diferentes: 1) a escala de paisaje, la deforestación reduce la heterogeneidad espacial y la disponibilidad de hábitat, afectando a las especies que necesitan hábitat continuos de gran tamaño para mantener poblaciones viables, y 2) a escala de fragmento, las poblaciones remanentes pueden tender a ser pequeñas, lo que aumenta su vulnerabilidad a la extinción por factores demográficos o estocásticos (Kattan 2002).

Los cambios en el patrón del paisaje que pueden presentarse a partir de la fragmentación pueden ser identificados y descritos a partir de la medición de atributos, tales como: *el área total del hábitat natural remanente, la distribución de frecuencia de tamaño de los fragmentos, la forma de los fragmentos, la distancia entre fragmentos, y el nivel de contraste entre los hábitat remanentes y el uso de las tierras adyacentes* (Bennett 1999). Los cuatro aspectos más importantes de la fragmentación que afectan la conservación son: tamaño pequeño de fragmento, aislamiento, efectos de borde y el aumento de la vulnerabilidad ante los disturbios intrínsecos (Lord y Norton 1990), por lo que, los mecanismos de extinción a escala de fragmento se relacionan principalmente con tres tipos de efectos: *de área, de borde y de aislamiento* (Kattan 2002). Estos factores interactúan entre sí, por ejemplo, un fragmento de tamaño pequeño tiene un efecto negativo mayor sobre las poblaciones de especies si hay un alto grado de aislamiento, así como, la reducción de la continuidad espacial, junto con los efectos de borde, incrementan la vulnerabilidad de la vegetación fragmentada ante los disturbios intrínsecos, como inundaciones, vientos e incendios (Lord y Norton 1990).



### 2.1.2 Efectos de área

La productividad, los flujos de agua y nutrientes, y la dinámica de las especies son afectados por el tamaño de los parches dentro del paisaje (Forman y Godron 1981). La pérdida de especies, que acompaña a la fragmentación del paisaje, está comúnmente relacionada con la reducción del tamaño de los hábitats naturales, dado que generalmente áreas pequeñas soportan pocas especies (Bennett 1999), existiendo una alta relación entre la diversidad de especies y el tamaño del fragmento (Bennett 1999; Forman y Godron 1981). Inmediatamente después de la fragmentación, se da un incremento en el número de especies dentro de los remanentes de hábitat, esto conduce a una competencia interespecífica entre las especies ecológicamente similares, lo que conlleva con el tiempo a la pérdida de las especies menos competitivas (Saunders et al. 1991; Bennett 1999; Laurance 1994).

Se han propuesto las tres siguientes explicaciones para los efectos de área sobre las especies (Connor y McCoy 1979, citado por Bennett 1999):

- 1) Pequeños fragmentos contienen muestras pequeñas del hábitat original: probablemente contendrán menos especies que las áreas grandes, debido a que se extirpan los hábitats y a las especies asociadas a ellos (ver también Kattan 2002).
- 2) Al decrecer un área usualmente se reduce la diversidad de hábitat requeridos para la supervivencia de diversas especies.
- 3) Pequeñas áreas generalmente soportan pequeños tamaños de poblaciones: habrán especies que no podrán mantener su tamaño de población viable dentro del fragmento.

Al quedar confinada una especie en un fragmento su persistencia dependerá del tamaño y la dinámica de su población (Kattan 2002), por lo que poblaciones pequeñas son más vulnerables a la extinción (Shaffer 1981; Bennett 1999). En el caso de la fauna, existe una relación entre el tamaño corporal con la densidad poblacional, por lo que los animales grandes son más vulnerables a esta situación (Kattan 2002). Laurance (1994), encontró en Queensland, Australia en un paisaje fragmentado que los grandes depredadores dependientes del bosque desaparecieron en la mayoría de los fragmentos, siendo remplazados por pequeños depredadores generalistas.

### 2.1.3 Efectos de aislamiento

El aislamiento de los remanentes de hábitat es también una consecuencia principal de la fragmentación y este se da cuando ecosistemas continuos son subdivididos y los remanentes pequeños de hábitat son aislados por una nueva forma de uso de la tierra, la cual puede inhibir el intercambio de individuos entre las poblaciones de los fragmentos, por ejemplo, tierras cultivadas de manejo intensivo pueden tener un fuerte efecto aislante (Bennett 1990). Las consecuencias del aislamiento sobre la biota varían según el tiempo desde el aislamiento, la distancia del fragmento

hasta otros remanentes y el grado de conectividad entre los hábitats requeridos (Saunders et al 1991). A lo cual las especies responden de diferentes formas.

Para una especie su grado de aislamiento se da en función de la movilidad de sus individuos, su comportamiento de dispersión y su habilidad para usar los hábitats que conforman la matriz (Dale et al 1994, citado por Kattan 2002). Por lo que, no necesariamente debe existir una conexión física - corredores de hábitat - para el movimiento de ciertas especies (Kattan 2002). La distancia de un fragmento a otro perjudica principalmente a aquellas especies de amplios rangos de acción (Saunders et al. 1991; Kattan 2002). Asimismo, los procesos del ecosistema se ven afectados por el aislamiento, y los más sensibles son aquellos que dependen de algún vector para el movimiento a través del paisaje, como: la dispersión de semillas, la polinización, la relación depredador-presa y la dispersión de parásitos y enfermedades (Bennett 1990).

La posibilidad de rescatar una población de la extinción (Kattan 2002) o de colonizar o repoblar un remanente dependerá de la capacidad de la especie de moverse a través de la matriz (Gascon *et al.* 1999; Saunders et al. 1991). Especies animales pueden tener la destreza física para dispersarse a largas distancias, pero su comportamiento lo limitan para movilizarse en la matriz, por lo que ésta efectivamente se convierte en una barrera para el movimiento (Saunders et al. 1991). En un estudio realizado por Laurance (1994) para evaluar el comportamiento de un grupo de pequeños mamíferos a la fragmentación de un bosque tropical (Queensland, Australia), sus resultados mostraron que las especies que no hacían uso de la matriz aparentemente sus poblaciones declinaron o desaparecieron en los fragmentos, en cambio aquellas que incursionaban en la matriz, al menos ocasionalmente, sus poblaciones aparentemente se mantienen estables o incrementaron en los fragmentos (Laurance 1994).

#### 2.1.4 Efectos de borde

En un ecosistema fragmentado, los organismos de los parches remanentes quedan expuestos a factores externos, que son dados por la remoción de la vegetación original y el establecimiento de una matriz completamente alterada (Saunders et al. 1991; Murcia 1995). Estos cambios afectan principalmente los bordes entre el fragmento y la matriz (Saunders et al. 1991), los cuales comúnmente tienen un marcado contraste en su estructura y composición florística (Bennett 1999), lo que provoca una transición abrupta entre ambos y origina los “efectos de borde” por la yuxtaposición de estos dos ecosistemas (Murcia 1995).

Estas transiciones abruptas entre el bosque y la matriz originan cambios en las condiciones bióticas y abióticas, así como en el intercambio de materiales y energía, tanto hacia dentro del fragmento como hacia la matriz, lo que puede tener consecuencias negativas para las especies de bosque interior (Kattan 2002). Según un estudio de Laurance (1994), existen especies que sus poblaciones declinan en los fragmentos pequeños, así como, en los bordes y las áreas disturbadas, en cambio para algunas especies estos efectos pueden ser aparentemente positivos,

aunque sean especies que han sido dependientes del bosque, sus poblaciones pueden verse incrementadas en los fragmentos, favorecida por los bordes del bosque. Pudiéndose llegar a distinguir en fragmentos formados por largo tiempo, especies de hábitat *interior* y de *borde* (Saunders et al. 1991).

El impacto de los efectos de borde está determinado por el tamaño y forma del fragmento, debido a que la relación entre área total del fragmento y su perímetro determina que proporción del área está expuesta a estos efectos (Kattan 2002). Mientras más pequeño sea un fragmento, mayor será la influencia de factores externos. Los remanentes grandes poseen mayor área interior que no es afectada por los cambios ambientales y bióticos asociados con los bordes (Saunders et al. 1991).

El manejo del paisaje debe ir enfocado a desarrollar una matriz con hábitats lo menos hostiles posible para la vida silvestre, con la finalidad de aumentar la conectividad entre fragmento y disminuir la vulnerabilidad de extinción de las especies. Para lograr este propósito es necesario reducir los efectos de borde a través de usos de la tierra que no sean drásticamente contrastantes con los remanentes de bosque y de esa manera lograr que la transición de un hábitat a otro sea gradual.

## 2.2 Ecología de Paisaje

### 2.2.1 Generalidades

La principal meta de la conservación es el mantenimiento de los ecosistemas naturales, su estructura, funciones e integridad (Noss 1983). Pero los ecosistemas individuales, que es el tradicional enfoque de la ecología, no deben ser vistos como una entidad separada (Hanson 1977, citado por Noss 1983), casi todos los ecosistemas están *abiertos* al intercambio entre ellos de energía, nutrimentos minerales, y organismos (Noss 1983, Bennett 1999). Particularmente, en las regiones altamente heterogéneas, el mosaico del paisaje puede ser una unidad de estudio y manejo más apropiada que sitios o ecosistemas individuales (Noss 1983).

Según Forman y Godron (1981), un paisaje es un área de kilómetros de ancho, donde un conglomerado de componentes o ecosistemas que interactúan entre sí, se repiten en forma similar, determinado por dos mecanismos que actúan juntos: los procesos geomorfológicos específicos y los disturbios específicos en los componentes del paisaje.

La ecología de paisaje es un campo interdisciplinario de la ciencia que puede ser definido como el estudio de las interacciones entre los componentes espaciales y temporales de un paisaje, y su flora y fauna asociada (Buncen y Jongman 1993). Esta reconoce al paisaje como un mosaico de diferentes tipos de hábitat (Bennett 1999), que en la mayoría de los casos está influenciado por las actividades humanas de uso de la tierra, resultando en una mezcla de parches desde hábitat naturales hasta tierras de uso intensivo (Turner 1989).

La ecología de paisaje está enfocada en cómo los mosaicos de hábitat naturales y antropogénicos están estructurados, cómo el patrón espacial influye en los procesos ecológicos y cómo el mosaico del paisaje cambia a través del tiempo (Bennett 1999). Hay que considerar que un paisaje generalmente incluye un alto grado de heterogeneidad espacial (Forman y Godron 1981), por lo que, la ecología de paisaje considera específicamente aspectos de: a) desarrollo y dinámicas de la heterogeneidad espacial, b) interacciones y cambios a través del paisaje heterogéneo, c) influencias de la heterogeneidad espacial sobre los procesos bióticos y abióticos, y d) manejo de la heterogeneidad espacial (Turner 1989).

En el estudio del paisaje es útil considerar tres características: estructura, función y cambio. *Estructura* se refiere a la disposición espacial de los distintos ecosistemas – distribución de energía, materiales y especies – en un paisaje y a la relación espacial entre ellos en correspondencia con el *tamaño, forma, cantidad, tipos y configuración de los componentes*. *Función* se refiere a las interacciones de los elementos espaciales, esto es, el flujo de energía, materiales y organismos entre los componentes del ecosistema. *Cambio* se refiere a la alteración de la estructura y función del mosaico ecológico a través del tiempo (Turner 1989).

Los flujos de energía, nutrientes, material biótico y abiótico están claramente influenciados por los patrones espaciales y la composición de los diferentes hábitat. Consecuentemente, los cambios que se den en el patrón del paisaje, ya sean de origen natural o antropogénico, tienen fuerte influencia en los patrones de movimiento de los componentes bióticos – flora y fauna – y abióticos (Bennett 1999). La dinámica de estos flujos depende de tres vectores principales: el viento, el agua y los animales. Por lo que el movimiento de la fauna a través del mosaico del paisaje, no solamente es crítico para la supervivencia de la población local, sino también para las funciones ecológicas a lo amplio del paisaje (Bennett 1999).

El mosaico ecológico de parches presenta variaciones continuas de grados de conectividad (Noss 1983), por ello, si se desea conservar especies y comunidades, es necesario entender la capacidad de las especies para vivir dentro y moverse entre el mosaico del paisaje, y reconocer que los procesos ecológicos en el ambiente también tienen una importante influencia en la capacidad de movimiento de los animales (Bennett 1999).

### 2.2.2 Metapoblaciones

La pérdida de hábitat frecuentemente no solo provoca la reducción del tamaño de la población dentro de un fragmento, si no también la división de una población original (Begon et al. 1996) en poblaciones locales dentro de los hábitat remanentes, relativamente aisladas unas de otra y que juntas conforman una sola población regional (Bennett 1999). La capacidad de los individuos de cada población local o subpoblación para movilizarse a través de la matriz (Gascon et al. 1999), que garantice un rango suficiente de migración y dispersión entre estas poblaciones, será crítico para la persistencia de la metapoblación (Bennett 1999). Una población pequeña puede ser

“rescatada” de la extinción por la migración de individuos provenientes de otras poblaciones (Kattan 2002).

Bunce y Jongman (1993) definen una metapoblación como “*un conjunto de subpoblaciones de una especie, dentro de un paisaje, que se encuentran en los distintos fragmentos de hábitat y que se interrelacionan o interactúan entre sí*”. Ellos señalan que la extinción local y la recolonización son características del proceso de las metapoblaciones, y que presenta tres aspectos importantes:

1. *Dinámica de las subpoblaciones* (tasa de extinción e inmigración): si el fragmento es muy pequeño y altamente aislado, entonces la tasa de extinción excede la de recolonización, ocasionando la extinción de la subpoblación.
2. *Conectividad entre parches*: los dos aspectos más importantes que se consideran son la ausencia de barreras y la presencia de corredores para las especies.
3. *Variación espacial y temporal de la calidad del hábitat*: estará influenciada por la ausencia o presencia de disturbios en el paisaje como consecuencia de las prácticas de uso de la tierra por humanos.

### 2.2.3 Matriz

La matriz es una extensa área altamente conectada y la cual controla el paisaje o la dinámica regional y puede ser identificada por tres atributos primarios: área, conectividad y control sobre la dinámica del paisaje, que son usados de manera secuencial. El primer y más fácil criterio es el área (Forman 1995).

La matriz es muy importante en la evolución de la dinámica de fragmento por varias razones (Gascon et al. 1999):

- 1) La matriz puede a menudo actuar como un filtro selectivo para el movimiento de la fauna a través del paisaje. El tipo de vegetación en la matriz determinará el tipo de especies que podrán moverse por ese filtro.
- 2) La matriz puede ejercer una fuerte influencia sobre la dinámica de la comunidad dentro del remanente.
- 3) Diferentes tipos de matriz pueden influir sobre los efectos de borde de los fragmentos. Si la vegetación de la matriz es estructuralmente similar al hábitat original pueden reducirse los impactos ecológicos de los efectos de borde.

Los hábitats de la matriz varían considerablemente en su capacidad de soportar especies del bosque, y esto está determinado por la historia e intensidad del uso de la tierra (Lawton et al. 1998, citado por Gascon et al. 1999). Por lo que hábitat como pastizales antiguos soportaran una baja diversidad de especies del bosque.

Gascon y otros (1999) realizaron un estudio sobre uso de la matriz por cuatro grupos de animales: aves, ranas, pequeños mamíferos y hormigas, en la amazonía central por un período de 19 años, y en sus resultados se encontró que los tres grupos de vertebrados exhibieron una positiva y significativa correlación entre la abundancia en la matriz y la vulnerabilidad de la especie a la fragmentación, sugiriendo que especies que evitan la matriz tienden a declinar o desaparecer en los fragmentos – observado para los grupos de aves y hormigas -, mientras las que toleran o exploran la matriz a menudo la población permanece estable o incrementa, como en el caso de una buena proporción de especies de los cuatro grupos, principalmente en ranas y pequeños mamíferos. Esto también es respaldado por Laurance (1991, citado por Laurance 1994), que encontró una significativa relación negativa entre la tolerancia a la matriz y la propensión a la extinción para 16 especies de mamíferos de bosque húmedo tropical.

Los paisajes fragmentados están compuestos de hábitat modificados de distintas calidades para las especies, por lo que mantienen cierto grado de conectividad a través de la matriz que rodea los fragmentos (Gascon et al. 1999). Esta conectividad puede ayudar a evitar la reducción de la abundancia y/o la extinción local de las especies que pueden moverse a través de la matriz, minimizando así el efecto de área. Bierregaard et al. (1992), señala que algunas especies de pequeños mamíferos y mariposas son más sensitivas a la estructura de la vegetación que rodea el fragmento que al tamaño en sí.

#### 2.2.4 Conectividad

El amplio concepto de *conectividad* implica conexión de hábitat, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Noss 1991). Este es usado para describir como el arreglo espacial y la calidad de los elementos en el paisaje afecta el movimiento de organismos entre parches de hábitat (Bennett 1999). A una escala de paisaje, la conectividad puede ser definida como “el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de recursos” (Taylor et al. 1993, citado por Bennett 1999).

Muchos de los efectos humanos más significativos sobre la biodiversidad implican cambio en la conectividad de los fenómenos biológicos (Noss 1991). Es crucial reconocer que un paisaje es percibido de diferente forma por las distintas especies y, asimismo, el nivel de conectividad varía entre las especies y las comunidades (Bennett 1999). Las actividades humanas, en muchos casos, han creado barreras artificiales que impiden la dispersión y movimiento de especies, y en otros, han eliminado las barreras naturales (Noss 1991).

Para una especie un paisaje con alta conectividad es aquel en el cual sus individuos pueden moverse libremente entre hábitat apropiados, tales como diferentes hábitat requeridos para reproducción, alimentación y refugio. Contrariamente, un paisaje con baja conectividad es aquel en el cual los individuos están severamente restringidos en el movimiento entre estos hábitat (Bennett 1999).

Existen dos principales componentes que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico, que son: un componente *estructural* y uno de *comportamiento* (Bennett 1999). El componente estructural es determinado por el arreglo espacial de los diferentes tipos de hábitat en el paisaje y está influenciado por factores como: la continuidad de hábitats apropiados, la distancia a ser recorrida de un hábitat a otro, y la presencia de vías alternas, como corredores de movimiento, o una red propiamente. El componente de comportamiento está relacionado al comportamiento de respuesta de los individuos y especies a la estructura física del paisaje, y está influenciado por factores como: la escala a la cual una especie percibe y se mueve dentro del ambiente, sus requerimientos de hábitat y el grado de especialización de hábitat, su tolerancia a disturbios en el hábitat, el escenario de vida (hábitat que requieren para cumplir su ciclo de vida) y el tiempo requerido para los movimientos de dispersión, y la respuesta de la especie a la depredación y competencia. Consecuentemente, aunque viven en el mismo paisaje, especies con comportamientos de respuestas contrastantes experimentarán diferentes niveles de conectividad (Bennett 1999).

## 2.3 Manejo del Paisaje para la Conservación

### 2.3.1 Generalidades

Desde una perspectiva de conservación, el mayor interés ha sido en cómo generar *conectividad* en el paisaje para el movimiento de animales y plantas a través de un ambiente inhóspito, ya sea en la forma de un corredor de hábitat, refugios temporales o mosaico de hábitat, por lo que todos los tipos de conexión son parte de el paisaje y contribuyen a su estructura y funcionamiento (Bennett 1999). Kattan (2002), indica que la conectividad entre distintos fragmentos de hábitat, es un concepto relativo, y que muchos organismos pueden desplazarse a través de la matriz aún cuando no exista un corredor que presente el mismo hábitat que los fragmentos.

Por ello, la conectividad en el paisaje puede ser alcanzada para una especie animal de dos maneras principales: 1) por el manejo de todo el mosaico del paisaje para promover el movimiento y la continuidad de la población, ó 2) por el manejo de hábitat específicos dentro del paisaje para alcanzar dicho propósito (Bennett 1999).

El manejo de todo el mosaico del paisaje es un acercamiento apropiado para especies que perciben el paisaje como un mosaico de hábitat de variada conveniencia, ninguno de los cuales es necesariamente hostil. Estos animales pueden no residir o reproducirse en todos los sitios, pero son capaces de movilizarse entre la mayoría de hábitat para acceder a los recursos requeridos. Alternamente, especies que perciben el paisaje como parches de hábitat apropiados inmersos en una matriz hostil, la conectividad del paisaje depende de la disponibilidad y arreglo de los hábitat apropiados, que se puede favorecer a través de corredores de hábitat o refugios temporales ("stepping stones" pequeños parches que facilitan el movimiento de individuos de un fragmento a otro a través de la matriz) (Bennett 1999).

### 2.3.2 Corredores Biológicos

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”* y que el propósito de estos, es la conservación basada en realzar o mantener la viabilidad de poblaciones de vida silvestre específicas en los fragmentos de hábitat; facilitando el paso de individuos de un fragmento a otro.

Por lo que para las Áreas Protegidas, los corredores podrían permitir la dispersión de plantas y animales de una reserva a otra, permitiendo el flujo de genes y la colonización de sitios adecuados, así como facilitar la migración estacional de especies en busca de alimento entre diferentes hábitat. Los corredores que logren preservar los patrones naturales de migración serán probablemente los más exitosos en la protección de especies (Primack et al. 2001).

Las funciones atribuidas a los corredores de movimiento son (Simberloff et al. 1992):

- 1) Disminuir la tasa de extinción definida en términos de la teoría de equilibrio.
- 2) Disminuir la estocasticidad demográfica.
- 3) Contrarrestar la depresión endogámica.
- 4) Satisfacer una necesidad innata de movimiento.

Beier y Noss (1998), opinan que a pesar de que algunos han cuestionado la funcionalidad de los corredores en proveer conectividad al paisaje y se han sugerido desventajas biológicas (p.e. propagación de catástrofes, plagas, enfermedades, efecto de borde, introducción de especies exóticas), las observaciones de movimiento de animales a través de paisajes fragmentados y las evidencias de estudios bien diseñados, pueden demostrar el valor de los corredores como herramientas valiosas de conservación.

## 2.4 Caracterización de los Bosques

### 2.4.1 Generalidades

Actualmente, aún no existen suficientes conocimientos para predecir los efectos sobre la biodiversidad de las catástrofes naturales y humanas a cualquier escala, pero en la búsqueda de cómo conservar la biodiversidad, se ha propuesto una estrategia basada en el establecimiento de áreas permanentes de bosque manejado, que complementen a las áreas estrictamente protegidas, por lo que es necesario generar mayor información del aporte del manejo de los bosques a este propósito (Delgado y Finegan 1999). Para ello, una clasificación o tipificación de bosques ayuda a distinguir entre áreas de bosques que producen diferentes productos y servicios (Louman et al. 2001), y con ello, poder adaptar el manejo y la silvicultura de acuerdo a las características de cada tipo de bosque (Lamprecht 1990; Louman et al. 2001).



A escalas espaciales grandes, el nivel de ecosistemas es una medida útil de biodiversidad, siendo ampliamente aceptado que la tipificación de bosques es una herramienta básica para la planificación y ejecución del manejo forestal y la conservación de biodiversidad (Finegan et al. 2001).

Para efectos de este trabajo, los ecosistemas serán determinados a partir de la identificación y caracterización de la comunidad florística, específicamente por las especies arbóreas. Por lo que es útil definir que una *comunidad*, según Begon *et al.* (1996) es un conjunto de poblaciones de especies que ocurren juntas en el espacio y el tiempo. Es sabido que las especies comunes o dominantes pueden ser suficiente información para una caracterización simple de tipos de bosques (Finegan et al. 2001).

Una comunidad de vegetación puede ser caracterizada por su composición, riqueza, diversidad y estructura (Louman et al. 2001). Según Lamprecht (1990), los métodos de clasificación fundamentados en características fisionómicas de la vegetación asociados a determinadas condiciones ambientales son más prometedores por su fácil manejo.

#### 2.4.2 Influencia de condiciones edáficas en los tipos de bosque

Una de las principales características de las comunidades naturales, principalmente de los bosques húmedos tropicales, es su *heterogeneidad*, la cual no se distribuye al azar (Finegan 2002). Es sabido, que las grandes diferencias de clima y suelo que existen en las latitudes bajas originan una gran diversidad de tipos de bosques, según su composición, diversidad y valor económico, por lo que “el bosque tropical” como forma de vegetación uniforme no existe (Lamprecht 1990). A nivel más local, la composición de un tipo de bosque está determinada tanto por factores ambientales, como posición geográfica, clima, suelos y topografía, como por la dinámica del bosque y la ecología de sus especies (Louman et al. 2001). Estando influenciada principalmente por el régimen hídrico del suelo (Lamprecht 1990).

Por tanto, uno de los factores que influyen fuertemente en la composición florística es el suelo, este presenta condiciones más favorables para algunas especies que para otras, de tal forma que la composición de un bosque puede variar dentro de una misma zona climática en relación al tipo de suelo (Louman et al. 2001). Es conocido que el cambio abrupto en las condiciones edáficas es una característica común en los paisajes tropicales, así como, la variación de la composición florística por dichos cambios. Pero existe muy poca información sobre los efectos de los factores edáficos en la distribución de las especies de plantas donde los gradientes ambientales son menos extremos (Clark et al. 1998).

En el caso de las regiones tropicales, las palmas (Familia *Arecaceae*) pueden ser una herramienta especialmente útil para detectar la respuesta de la vegetación al ambiente (Finegan et al. 2001). Clark et al. (1995), realizaron un estudio en la Estación Biológica La Selva, en Costa Rica, sobre el

efecto de las condiciones edáficas a escala de paisaje en la distribución de siete especies de palmas de dosel y subdosel. Los resultados mostraron que los factores edáficos afectan la distribución y densidad estimada de la mayoría de las especies, provocando que varíe la abundancia de estas a través del paisaje, con cambios en la densidad estimada a lo largo de los gradientes topográficos y de suelo, lo que produce una marcada heterogeneidad espacial en su abundancia local.

Tuomisto et al. (1995, citado por Berry 2002), a través de un estudio realizado en la amazonía peruana, con el uso de transeptos con una longitud suficiente para cubrir varios gradientes topográficos y edáficos y el análisis de imágenes de satélite, encontraron una alta heterogeneidad ecológica, reiterando la diferencia florística que existe entre comunidades vegetales que crecen en arenas blancas y áreas pantanosas y las que crecen en tierra firme, pero más interesante aún, sus resultados indican que se distinguen distintos tipos de bosque sobre grandes extensiones de bosque de tierra firme sobre suelos arcillosos y aparentemente homogéneos.

Otro estudio que muestra la relación entre los factores edáficos y la composición de los tipos de bosque, es el de Clark et al. (1998), realizado en 216 ha en La Selva, Costa Rica, el cual tenía como propósito ver si los factores edáficos locales a lo largo de cortos gradientes ambientales afectan la distribución y abundancia de las especies arbóreas en el bosque húmedo tropical, para lo cual examinaron la respuesta de 9 especies al tipo de suelo, posición geográfica y ángulo de la pendiente. En sus resultados encontraron que las especies generalmente *no se distribuyen aleatoriamente* sobre relativamente cortos gradientes edáficos, sino que existe para la mayoría de las especies una asociación significativa con el tipo de suelo, al igual que con cierta posición topográfica dentro de un tipo de suelo. Asimismo, 4 de las 9 especies estudiadas, estuvieron significativamente asociadas con el ángulo de la pendiente dentro de un tipo de suelo.

En 1999, Clark et al., profundizaron el estudio sobre el efecto de los factores edáficos en la distribución a escala de paisaje de las especies arbóreas del bosque húmedo tropical, tomando un área de estudio de 573 ha, a lo cual denominaron como “mesoescala” o escala media, en donde se examinó la distribución de árboles y palmas en relación al tipo de suelo y la posición geográfica, y sus resultados indican que aproximadamente el 30% de las especies se encuentran estrechamente relacionadas con estos factores.

Pérez (2000), identificó en el Atlántico Norte de Nicaragua, tres tipos de bosques relacionados con atributos de sustrato, a los cuales nombró de acuerdo a sus especies características. Concluyó que las variaciones en composición, riqueza y diversidad florística del bosque tienen relación a las condiciones de sustrato, bajo el principal y casi universal supuesto de bosque sobre sustrato bien drenado y bosque sobre sustrato mal drenado.

Como resumen, Finegan (2002), en base a la revisión de estudios referente a la relación de los factores edáficos con la composición del bosque y la distribución de las especies, establece tres principios generales sobre la variación florística en los bosques húmedos tropicales:

- a. Variaciones marcadas en el tipo de suelo originan asociaciones distintas.
- b. La baja abundancia que caracteriza a las especies del bosque húmedo tropical, hace que se dificulte la diferenciación de asociaciones boscosas, dado que estas son comprobables cuando existen especies que su abundancia sea adecuada para servir como indicadoras y se pueda generar información confiable sobre su distribución en el bosque.
- c. La dominancia monoespecífica generalmente se da en bosques sucesionales originados por perturbaciones y no por condiciones de sustrato. Pero, según Richards (1976, citado por Finegan 2002) esta también puede darse por condiciones edáficas relativamente extremas. Actualmente aún se requieren más investigaciones sobre esto.

#### 2.4.3 Elementos para una caracterización de tipos de bosques

##### 2.4.3.1 Generalidades

Para el análisis de una comunidad, el primer paso es su *descripción*, la cual toma en cuenta aspectos de composición y estructura (Finegan 2002). El análisis de composición se enfoca a las especies presentes en el bosque (Finegan 2002, Louman et al. 2001), siendo la riqueza de especies un dato básico, y el siguiente paso, el determinar o estimar la abundancia de dichas especies y ordenarlas según este criterio. Contar con datos de abundancia de especies permite el cálculo de los índices de diversidad (Finegan 2002), considerados útiles frecuentemente como indicadores del buen funcionamiento de los ecosistemas (Magurran 1989). Asimismo, información sobre la composición y estructura actual de un bosque es esencial para tomar decisiones para el uso futuro del mismo (Louman et al. 2001).

##### 2.4.3.2 Estructura

El análisis de la estructura de los bosques tropicales, está dirigido al estudio de la geometría del conjunto de poblaciones y las leyes que lo gobiernan (Rollet 1980, citado por Finegan 2002). Para ello hay que conocer que esta tiene dos componentes, uno vertical y otro horizontal (Louman et al. 2001).

La estructura vertical está relacionada a la distribución de biomasa en el plano vertical, es decir, a la distribución de organismos a lo alto de su perfil, permitiendo esta diferencia de microambientes que las especies se ubiquen en los diferentes niveles en función de satisfacer de mejor manera sus requerimientos de energía, siendo una de variable básica a tomar en cuenta, a nivel local, la posición social de la copa, refiriéndose esta al acceso a luz que tenga un individuo (Louman et al. 2001).

En el plano vertical, los bosques húmedos tropicales de tierras bajas se caracterizan por ser multiestratos, presentando generalmente de 3 a 4 pisos, entre los cuales no se observan delimitaciones claras, más bien un cierre vertical en forma de escalera. El piso más alto, esta conformado de árboles de 45 a 55 m, excepcionalmente más de 60 m., sus copas son emergentes y no forman dosel cerrado. El siguiente piso es denso con árboles de 30 a 35 m. de altura. Después de este, se presenta un tercer y a veces un cuarto piso, en donde la densidad depende del ingreso de luz (Lamprecht 1990).

La estructura horizontal está determinada tanto por las características del suelo y del clima, las características y estrategias de las especies como por los efectos de los disturbios sobre la dinámica del bosque. La respuesta a estos factores se ve reflejado en la distribución del número de individuos por clase diámetrica, por lo tanto, las variables relacionadas son diámetro a la altura del pecho (dap), y su frecuencia. Se han definido dos estructuras principales: las coetáneas, donde la mayoría de individuos están en la misma clase de tamaño, y la discetánea, en la cual los individuos están distribuidos en varias clases de tamaño, y se representa mediante una distribución tipo J invertida (Louman et al. 2001).

#### 2.4.3.3 Composición, Riqueza y Diversidad Florística

Los bosques húmedos de América Latina y El Caribe son los bosques tropicales más importantes a nivel mundial, tanto por su extensión geográfica (Hartshorn 2002) como por el reconocimiento de la gran diversidad biológica que poseen (Delgado y Finegan 1999; Hartshorn 2002), ya que estos representan por unidad de área, las comunidades más ricas en especies vegetales, siendo de igual manera únicos en su composición (Delgado y Finegan 1999).

Debido a la gran riqueza y diversidad de los bosques neotropicales, estos carecen de especies de carácter dominante, siendo la mayoría de medianamente abundantes a raras, lo que hace que estos bosques sean de difícil clasificación (Hartshorn 2002), es así, que en general entre la mitad y dos tercios de la dominancia total esta concentrada en solo el 10 ó 15% de las especies (Lamprecht 1990). En cambio, una proporción significativa de las especies son representadas por uno o muy pocos individuos, que al igual que las comunes son importantes en la determinación de la riqueza y diversidad de la comunidad (Delgado y Finegan 1999), pero para la identificación de tipos de bosques, con base a su composición, estas especies escasas se suelen eliminar del análisis ya que aportan muy poca información (Greig-Smith 1983, citado por Delgado y Finegan 1999).

Generalmente, la mayoría de los estudios de composición florística, se centran en especies arbóreas ya que estas constituyen la mayor parte de la biomasa del bosque y determinan en gran medida su estructura y funcionamiento (Berry 2002), aunque no sea este grupo quien de el mayor aporte a la riqueza florística de un bosque, por ejemplo, Finegan (2002), señala que existen muy pocos sitios estudiados para bosques húmedos tropicales americanos que brindan información

bastante completa sobre su flora, uno de estos sitios es La Selva, Costa Rica (Hammell 1990, citado por Finegan 2002) en donde las especies de árboles y arbustos representan mucho menos del 50% del total de especies.

Whittaker (1970, citado por Delgado y Finegan 1999), definió diversos tipos de diversidad de acuerdo a las escala espacial de estudio, aquí mencionamos la diversidad  $\alpha$ , que es la riqueza o diversidad de especies que existe en una sola comunidad, y la diversidad  $\beta$ , que es el número o diversidad de comunidades diferentes dentro de un paisaje a lo largo de un gradiente ambiental.

Entenderemos como *riqueza de especies* al número total de especies por unidad de área y la *diversidad* como el número de especies en relación con el tamaño (abundancia) de la población de cada especie (Louman et al. 2001).

Debido a que la riqueza y diversidad dentro de una misma comunidad es lo más entendido, daremos un poco más de atención a explicar sobre la diversidad de ecosistemas o diversidad  $\beta$ .

Siendo la manera más simple y apropiada de definir diversidad de ecosistemas boscosos como el número, variedad y arreglo espacial de los tipos de bosques a una escala dada, pudiéndose expresar la diversidad  $\beta$  como el grado en el cual las comunidades difieren unas de otras a lo largo de gradientes ambientales (Finegan et al. 2001).

Tanto a escala de paisaje como local, para el desarrollo de una clasificación de bosques, la caracterización de los regimenes de disturbios naturales es un paso básico, asimismo, es útil considerar la relación de las especies vegetales con las características y condiciones de sustrato (Finegan et al. 2001). A escala local dentro de un bosque determinado, la biodiversidad  $\beta$  podría originarse de la diferenciación de comunidades que resultan de las variaciones de sustratos, donde se establecen variaciones locales marcadas por la topografía y microtopografía, o por perturbaciones drásticas, naturales o antropogénicas (Delgado y Finegan 1999).

En una evaluación a escala de ecosistema, es útil considerar la extensión de los tipos de bosques, el número o proporción de especies endémicas que ocurren en ellos, el grado de amenaza a la integridad de los ecosistemas y, si existe, el área que esta bajo protección (Finegan et al. 2001). Esto nos puede proporcionar elementos para identificar prioridades para la conservación y/o restauración.

Al igual que la diversidad de especies, la forma más simple de medir diversidad de ecosistemas es a través de: 1) la riqueza  $S$ , considerada para este caso como el número de diferentes ecosistemas dentro de un paisaje, o bien, 2) calculando los índices de diversidad (Finegan et al. 2001). Se debe considerar la proporción de área ocupada por un tipo de ecosistema como la medida de su contribución al paisaje (Romme 1982, citado por Finegan et al. 2001), asimismo, al considerar los diferentes tipos de ecosistemas dentro de un paisaje, se debe tomar en cuenta cuan diferentes son entre ellos (Whittaker 1975, citado por Finegan et al. 2001).

#### 2.4.3.3.1 Índices de Diversidad

Los índices de diversidad son generalmente calculados en base a la riqueza de especies y la uniformidad (en ocasiones conocida como equitatividad) de la contribución de las diferentes especies a la comunidad, es decir, en que medida las especies son abundantes por igual (Finegan et al. 2001; Magurran 1989). Una alta uniformidad, que es cuando las especies son iguales o virtualmente iguales en abundancia, se equipara con una alta diversidad (Magurran 1989).

El índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ), proviene de la teoría de la información, que se basa en la lógica de que la diversidad puede ser medida de forma similar a la información contenida en un código o mensaje (Magurran 1989). Asume que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran 1989) y considera que los individuos se muestran al azar a partir de una población infinita (Pielou 1975, citado por Magurran 1989).

El Índice de diversidad de Simpson ( $D$ ), pertenece a las medidas de dominancia, las que se ponderan según la abundancia de las especies más comunes. El índice de Simpson es uno de los mejor conocidos, y se basa en la probabilidad de que dos individuos cualesquiera extraídos al azar de una comunidad infinitamente grande pertenezcan a la misma especie (Magurran 1989).

El índice de  $\alpha$  Fisher a diferencia de otros índices, establece que la diversidad (riqueza de especies) depende del número de individuos muestreados y, por lo tanto, desde el punto de vista matemático, controla y elimina a través del tamaño de la muestra, el efecto positivo que tiene la abundancia sobre la diversidad (Rosenzweig 1995, citado por Berry 2002). Este índice permite comparar entre parcelas de diferentes áreas y con diferente número de individuos, pero no es recomendable aplicarlo a muestras menores de 500 individuos (Berry 2002).

#### 2.5 Análisis Multivariados

La estadística multivariada incluye muchas técnicas que implican varias o numerosas variables al mismo tiempo, correlacionadas unas con otras, y en algunos casos, varios factores de diseño también. El análisis multivariado tiene dos principales roles en la ecología de comunidades (Clymo 1980, citado por Gauch 1982): 1) ayuda a descubrir estructuras en los datos, y 2) ofrece un fácil resumen de los datos, lo que ayuda a una mejor comprensión de estos y una más efectiva comunicación de los resultados. Asimismo, el análisis multivariado contribuye a la generación de hipótesis (Gauch 1982).

Los análisis multivariados han sido aplicados por muchos autores sobre datos del bosque tropical, demostrando el valor de tales métodos en extraer relaciones significativas entre gradientes y tipos de vegetación dentro de un bosque, ya que por los métodos más tradicionales es muy complejo lograr una clasificación satisfactoria (Swaine y Hall 1976). La estrategia o métodos de comparación a ser empleados estarán determinados por los objetivos del estudio, por las limitaciones impuestas por las propiedades inherentes de los datos y por las restricciones de las técnicas (Podani 1989).

Los estudios de este tipo son muy importantes, ya que la composición de especies puede ser un mejor indicador sobre las condiciones ambientales de un determinado sitio, que un grupo de variables ambientales medidas (Jongman et al. 1995).

Gauch (1982), identifica tres estrategias básicas del análisis multivariado que son el análisis directo de gradiente, la ordenación y la clasificación. Para el estudio de las comunidades frecuentemente se utiliza esta triada metodológica, ya que estos métodos son complementarios, teniendo el objetivo en común de organizar los datos para la descripción, discusión, entendimiento y manejo de las comunidades (Gauch 1982).

El *análisis directo de gradiente* es usado para exhibir la distribución de organismos a lo largo de importantes gradientes ambientales, reconocibles y fáciles de medir (Whitaker 1967, 1978b, citado por Gauch 1982), proveyendo una base de observación primaria para los modelos ecológicos de estructura de la comunidad, y un relativo buen entendimiento de los datos (Gauch 1982). Pero dado a que este análisis requiere de datos ambientales explícitos, muchas veces las condiciones ambientales son difíciles de determinar, siendo mucho más factible el uso del *análisis indirecto de gradiente* (Jongman et al. 1995).

En contraste, la ordenación y la clasificación generalmente inician con el análisis de solo los datos de la comunidad, y es hasta después, que usan los datos ambientales para la interpretación (Gauch 1982). Estas técnicas organizan los datos de la comunidad sobre la abundancia de especies exclusivamente, a parte de los datos ambientales, dejando la interpretación ambiental para un subsiguiente paso independiente (Gauch 1982).

La *ordenación* busca representar la relación más confiable posible entre las muestras y/o las especies (Gauch 1982), las cuales son representadas por puntos (Jongman et al. 1995). El resultado de la ordenación generalmente es un diagrama bi-dimensional (dos ejes), donde se muestra el arreglo de los puntos, de tal forma que los puntos de las entidades similares se ubican juntos correspondiendo a un sitio y los puntos que se ubican distantes corresponden a sitios que son disímiles en composición (Gauch 1982; Jongman et al. 1995).

La *Clasificación* es la asignación de las especies y las muestras a clases, estas pueden o no ser ordenadas jerárquicamente. Este método implica básicamente el agrupamiento de entidades similares juntas en clústeres o grupos (Gauch 1982).

### 3. BIBLIOGRAFÍA

- Beier, P.; y R.F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Begon, M.; J.L. Harper; y C.R. Townsend. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Third Edition. Blackwell Scientific. Victoria, Australia. 1068 p.
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Suiza. 254 p.
- Bennett, A.F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4(2/3): 109-122.
- Berry 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. In Guariguata, MR; y G.H. Kattan (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 83-96.
- Bierregaard jr., R.O.; T.E.Lovejoy; V. Kapos; A.A. Santos dos; y R.W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11): 859-866.
- Buncen, R.G.H.; y R.H.G. Jongman. 1993. An introduction to landscape ecology. In *Landscape Ecology and Agroecosystems*. Pp. 3-10.
- Clark, D.B; M.W. Palmer; y D.A. Clark. 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80(8): 2662-2675.
- Clark, D.B.; D.A. Clark; y J.M. Read. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology* (86) 1: 101-112.
- Clark, D.B.; D.A. Clark; R. Sandoval; y M. Vinicio. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rainforest palms. *Ecology* 76(8): 2581-2594.
- Delgado, D.; y B. Finegan. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana* 25 (enero-marzo): 14-20.
- Finegan, B.; W. Palacios; N. Zamora; y D. Delgado. 2001. Ecosystem-level Forest Biodiversity and Sustainability Assessments for Forest Management. In Raison, R.J.; Brown, A.G.; Flinn, D.W. *Criteria and Indicators for Sustainable Forest management*. CABI Publishing /IUFRO. Vienna, Austria. Pp. 341-378.
- Finegan, B. 2002. Diversidad y procesos ecológicos en bosques tropicales. *Apuntes del Curso: Ecología y Biología de la Conservación*. Escuela de Posgraduados, CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University. Great Britain. 632 p.



- Forman, R.T.T. y M. Godron. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *BioScience* 31(10): 733-739.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 65 p.
- Gascon, C.; T.E. Lovejoy; R.O. Bierregaard Jr.; J.R. Malcolm; P.C. Stouffer; H.L. Vasconcelos; W.F. Laurance; B. Zimmerman; M. Tocher; y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(1999): 223-229.
- Gauch Jr., H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press. New York, United States of America. 298 p.
- Guariguata, M.R.; y G.H. Kattan (eds). 2002. *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. 692 p.
- Hartshorn, G.S. 2002. Biogeografía de los bosques neotropicales. In Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. 692 p.
- Hector, T. S.; M.H. Carr; y P.D. Zwick. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Jennings, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20.
- Jongman, R.; C. Teer Braak; O. Tongeren. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University press. 299 p.
- 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. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 561-590.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los tropicos*. GTZ. RFA. 335 p.
- Laurance, W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69(1994): 23-32.
- Lord, J.M. y D.A. Norton. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4(2): 197-202.
- Louman, B.; D. Quirós; y M. Nilsson. 2001. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Serie Técnica, Manual Técnico No. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- McIntyre, S.; y G.W. Barrett. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6(1): 146-147.

- Miller, K; E. Chang; y N. Johnson. 2001. En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. World Resources Institute. 47p.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10(2): 58-62.
- Noss, R.F. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales. In *Landscape linkages and biodiversity*. Pp 27-39.
- Noss, R.F. y L.D. Harris. 1986. Nodes, Networks, and MUM's: Preserving Diversity at all Scales. *Environmental Management* 10(3): 299-309.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11): 700-706.
- Perdomo, M.H. 2001. Herramientas para la planificación del manejo de los bosques a escala de paisaje en el Municipio El Castillo del Sudeste de Nicaragua. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 139 p.
- Pérez, MA. 2000. Fitosociología de los Bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte Nicaragüense, una base para el manejo sostenible. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 130p.
- Poiani, K.A.; B.D. Richter; M.G. Anderson; y H.E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* 50(2): 133-146.
- Podani, J. 1989. Comparison of ordinations and classifications of vegetation data. *Vegetatio* 83: 111-128.
- Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 2001. Fundamentos de conservación biológica. *Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México. 797 p.
- Primack, R. 2001. Problemas de las Poblaciones pequeñas. In Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 2001. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México. Pp 363-383.
- Primack, R; R. Rozzi; y P. Feinsinger. 2001. Diseño de Áreas Protegidas. In Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 1998. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México. Pp 477-495.
- Sanderson, E.W.; K.H. Redford; A. Vedder; P.B. Coppolillo; y S.E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41 – 56.
- Saunders, D.A.; R.J. Hobbs; y C.R. Margules. 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 Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31(2): 131-134.
- Simberloff D.; J.A. Faar; J. Cox; y D.W. Mehlman 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6(4): 493-504.
- Swaine, M.D.; y J.B. Hall. 1976. An application of ordination to the identification of forest types. *Vegetatio* 32(2): 83-86.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.

#### 4. Artículos de Investigación

##### **Artículo I. Caracterización y Tipificación de Bosques Primarios: Un aporte al Corredor Biológico San Juan – La Selva**

###### 1. Introducción

Es ampliamente aceptado que la tipificación de los bosques es una herramienta básica tanto para la planificación y ejecución del manejo forestal, como para la conservación de la biodiversidad (Finegan et al. 2001a). Por ello, existen numerosos esfuerzos por clasificar los bosques tropicales, lo que se ha dificultado por la gran riqueza y diversidad de especies que estos poseen, siendo la mayoría de estas especies medianamente abundantes o raras (Hartshorn 2002). Esta gran abundancia de especies escasas ha determinado que sea aún más difícil una caracterización de tipo florístico, por lo que el uso de criterios fisonómicos (estructurales) ha sido uno de los sistemas más empleados en el neotrópico, siendo este tipo de clasificación más útil cuando se trabaja a escalas territoriales grandes (Hartshorn 2002) como por ejemplo el regional. Sin embargo, para un enfoque de paisaje o local, una comunidad de vegetación puede ser descrita por su composición, riqueza, diversidad y estructura (por ejemplo, Serrano 2003, Perdomo 2001, Pérez 2000, Gallo 1999), y para efectos de una caracterización sencilla de tipos de bosques, puede ser suficiente información el uso de las especies comunes o dominantes (Finegan et al. 2001a).

En el manejo sostenible y la silvicultura de los bosques tropicales, una clasificación ayuda a distinguir entre bosques con diferentes potenciales productivos (bienes y servicios) y, por tanto, con distintos requerimientos de actividades para la obtención de estos productos (Louman et al. 2001). De igual forma, para fines de conservación o científicos, la caracterización florística de los bosques permite generar información sobre patrones de diversidad y distribución geográfica de las especies (Phillips et al. 2003). El contar con un sistema de clasificación de vegetación común ayudaría al diseño de estrategias de conservación a escala de paisaje y a la evaluación de la efectividad de estas estrategias (Jennings 2000). En el neotrópico, el conocimiento sobre la composición florística es aún muy pobre (Berry 2002) y esta carencia de información dificulta el poder distinguir los niveles de amenaza y grados de protección de los distintos tipos de comunidades existentes en un territorio (Jennings 2000).

En el contexto actual, el manejo y la conservación de los bosques tropicales se enfrentan a la fragmentación de estos como una de las principales consecuencias de la deforestación (Kattan 2002). En este caso, la fragmentación se puede describir como el cambio que ocurre cuando se extirpan grandes áreas de bosques, para el establecimiento de otros usos de la tierra, y se originan múltiples bloques de bosque de diversas formas y tamaños dentro de un paisaje (Kattan 2002; Bennett 1999; Murcia 1995; Saunders et al. 1991). Estos bloques de bosque están separados unos de otros, generalmente, por hábitats simplificados considerados hostiles para el movimiento de las

especies silvestres y para la continuidad de muchos procesos ecológicos (como, polinización y dispersión) (Kattan 2002; Bennett 1999; McIntyre y Barret 1992; Saunders et al. 1991).

En este sentido, dentro de los esfuerzos por garantizar la continuidad espaciotemporal de las poblaciones silvestres y de los procesos ecológicos en paisajes antrópicos (Bennett 1999), el mosaico del paisaje se convierte en una unidad de estudio y manejo más apropiada que los ecosistemas o sitios individuales (Bennett 1999; Noss 1983). Esto determina que sea crucial disponer de una tipificación de ecosistemas nativos a una escala de paisaje o regional, para poder identificar sus niveles de amenaza y desarrollar estrategias de conservación que permitan mantener o mejorar la conectividad natural de los hábitats, así como, proteger muestras representativas de todos los ecosistemas presentes en el territorio (por ejemplo, Hctor et al. 2000; Fearnside y Ferraz 1994).

La Zona Norte de Costa Rica, en las últimas dos décadas, ha presentado la tasa de deforestación nacional más alta, junto con la Península de Osa (Pacífico Sur), y es considerada una de las áreas de bosque húmedo tropical primario más importante del país en términos de cobertura vegetal y una de las mayores zonas productoras de madera (CCT 2002). A pesar de lo anterior, el territorio donde se concentran los bosques remanentes es un paisaje fragmentado que aún conserva el 56% de su cobertura natural y, por tanto, es la última conexión ecológica viable entre las áreas protegidas del Sureste de Nicaragua y el sistema de áreas protegidas en las Áreas de Conservación Cordillera Volcánica Central y Arenal Huetar Norte en Costa Rica (Chassot y Monge 2002). Es por ello, que esta zona adquiere una especial importancia para la continuidad del Proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano entre Nicaragua y Costa Rica y, por tanto, se convierte en el contexto de varias propuestas de conservación, entre ellas la creación del Corredor Biológico San Juan – La Selva (de ahora en adelante CBSS o el Corredor) y la propuesta del Parque Nacional Maquenque (Chassot y Monge 2002).

La presente investigación tiene como objetivo principal caracterizar los bosques primarios existentes en el Corredor de acuerdo a su composición florística, riqueza, diversidad y estructura. Como antecedente de estudios similares en la Zona Norte Central de Costa Rica, se encuentra el de Gallo (1999) que partió de información secundaria proveniente de datos de inventarios forestales. Asimismo, existen otros estudios florísticos, pero algunos de ellos enfocados a un área específica (p.e. Hartshorn y Hammel (1994), para la Estación Biológica La Selva) y otros con objetivos diferentes a una clasificación de bosque (p.e. Zamora et al. en prensa, para la descripción de Zonas Florísticas). Por ello, la clasificación que se realiza en el presente trabajo, parte del levantamiento de información de campo con un diseño de muestreo que responda a este fin. De igual forma, se pretende determinar posibles relaciones entre los tipos de bosques identificados con características edáficas de los sitios muestreados. Se espera a través de los resultados aquí encontrados, aportar a la generación de conocimientos sobre los bosques naturales existentes en

el Corredor y su biodiversidad, y que estos sean útiles en las tomas de decisiones tanto en la conservación como el manejo sostenible de estos bosques.

## 2. Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la zona propuesta del CBSS (Figura 1), el cual cuenta con una extensión de 246, 608.56 hectáreas. Toda la superficie de esta área pertenece a la Cuenca del Río San Juan y se ubica al norte de las provincias de Heredia y Alajuela, abarcando parte de los cantones de Sarapiquí y San Carlos, respectivamente (Chassot y Monge 2002). El CBSS se encuentra entre las coordenadas Lambert Horizontales 235 000 – 330 000 y Verticales 483 000 - 533 000 (Chassot y Monge 2002). En toda la extensión del Corredor se presentan ocho zonas de vida, según la clasificación de Holdridge (ITCR 2000; Chassot y Monge 2002), pero el área muestreada sólo abarcó dos zonas de vidas que son: Bosque Muy Húmedo Tropical (bmh-T) y Bosque Muy Húmedo Premontano Transición a Basal (bmh-P6) (ITCR 2000). La investigación se enfocó únicamente en los bosques húmedos tropicales de tierras bajas (máximo 300 metros sobre el nivel del mar), debido al tiempo disponible para esta investigación y a la extensión del territorio por lo que se decidió no incluir la variable altitudinal.

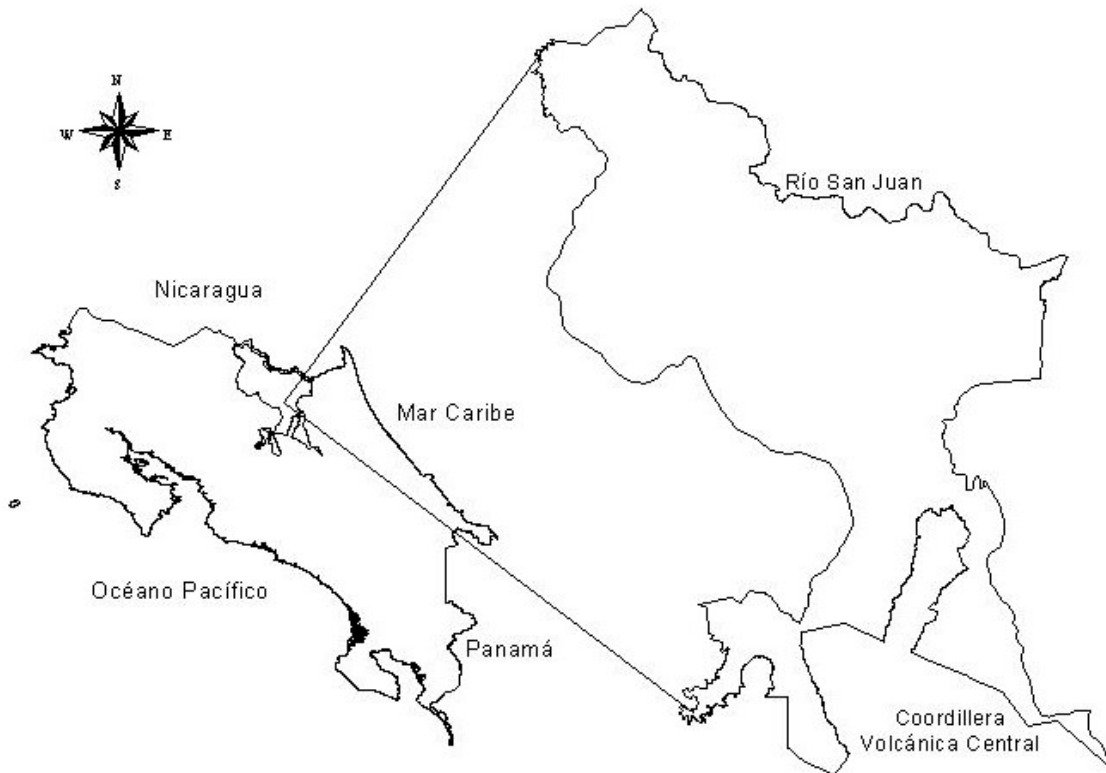


Figura 1. Corredor Biológico San Juan – La Selva, su ubicación en la Zona Norte Central de Costa Rica.

Debido a que existen pocas estaciones meteorológicas en la zona, se tomó como referencia la Estación Biológica La Selva, la cual reporta una precipitación promedio anual de 3,962 mm (Sanford et al. 1994), con una temperatura media de 24° C (McDade et al. 1994).

Los principales ordenes de suelo de la zona son Ultisoles e Inceptisoles, encontrándose también, pero en poca representación, Entisoles e Histosoles (ITCR 2000). Los suelos de la zona en su mayoría son de origen volcánico compuestos principalmente de depósitos de lahar, coladas de lava y rocas piroclásticas muy alcalinas, y en menor extensión suelos procedentes de depósitos aluviales y coluviales (ITCR 2000). El área casi en su mayoría presenta poca elevación, oscilando alrededor de los 100 msnm, con algunas pocas áreas con alturas que no sobrepasan los 300 msnm (ITCR 2000).

Los bosques del área de estudio pertenecen a la Ecoregión de *Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica* y se encuentran en la categoría de zona vulnerable y sobresaliente a nivel bioregional (Dinerstein et al. 1995). La mayoría del área del CBSS, se encuentra dentro de la zona florística de las Llanuras de San Carlos y abarca hacia el Oeste parte de las Llanuras de los Guatuzos, al Este las Llanuras de Tortuguero y Santa Clara, y hacia el Sur la Cordillera Volcánica Central, según clasificación realizada por INBio (Zamora et al. en prensa).

### 3. Metodología

#### 3.1 Parcelas de Muestreo

##### 3.1.1 Levantamiento de la Información de Campo

Para el muestreo se dividió el área de estudio en dos estratos según los ordenes de suelo dominantes en la zona: Inceptisoles y Ultisoles. Entre los dos estratos fueron seleccionados un total de 13 sitios de bosque (Anexo 1) empleándose los siguientes criterios:

a) Bajo nivel de intervención forestal: se buscaron bosques no intervenidos o aquellos que a pesar de haber sido aprovechados no tuvieran cambios notorios en su composición florística y estructura como producto de la intervención. Esto se identificó en dos pasos: primero, se consultó la historia del bosque a organizaciones encargadas del manejo forestal (FUNDECOR<sup>1</sup> y CODEFORSA<sup>2</sup>) y a los propietarios; y segundo, se realizó una visita de campo a cada sitio con personal capacitado para evaluar, según su experiencia, el estado del bosque.

---

<sup>1</sup> Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central

<sup>2</sup> Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos

b) Tamaño mínimo del fragmento de bosque de 40 ha: se realizó un ensayo de campo para determinar el área mínima necesaria para la instalación de por lo menos dos parcelas por bosque con una distancia no menor entre ellas de 300 m.

c) Fácil acceso al fragmento de bosque: por facilidad logística, debido a la limitante de tiempo para la ejecución del estudio.

Se instalaron y midieron un total de 41 parcelas con un tamaño de 50 m x 50 m (0.25 hectáreas), que representaron un área de 10.25 hectáreas. Estas quedaron distribuidas en 17 parcelas para suelos Inceptisoles y 24 parcelas para suelos Ultisoles, según la distribución de Suelos del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000) (Figura 2, Sección 4.2.1).

Se contó con los mapas para 12 de los fragmentos de bosque, proporcionados por FUNDECOR y CODEFORSA, ya que algunos se encontraban bajo pago por servicios ambientales y otros tenían planes de manejo. Sobre estos mapas se definieron la cantidad y ubicación de las parcelas en cada bosque. Las parcelas fueron establecidas tomando las siguientes condiciones: 1) que todas las esquinas de la parcela estuvieran a una distancia no menor de 150 m del borde del fragmento, 2) evitar condiciones *atípicas* al resto del bosque (p.e. sectores anegados), y 3) a una distancia mínima de 300 m entre parcelas. En el único fragmento de bosque donde no se contó con mapa, las parcelas fueron instaladas de forma sistemática.

Las variables de la vegetación medidas dentro de las parcelas fueron el diámetro, para árboles  $\geq 30$  cm dap y para palmas  $\geq 10$  cm dap, y la identificación de la especie con nombre científico. Esta última variable se obtuvo a través del reconocimiento en campo de los individuos, por un obrero calificado (parataxónomo), y a través del análisis de muestras botánicas por Nelson Zamora, botánico del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Costa Rica.

Dentro de cada parcela, se anotaron características del sitio y se colectaron muestras de suelo para análisis de laboratorio. El muestreo se realizó tomando cinco puntos dentro de cada parcela, para ello se dividió la parcela en cuatro subparcelas (25 m x 25 m). Se tomó un punto en el centro de la parcela y los otros cuatro puntos en el centro de las subparcelas. Se midió la profundidad efectiva del suelo perforando en cada punto de muestreo con un barreno, hasta una profundidad máxima de 90 cm, a partir de la cual se consideraban los suelos como profundos. Se consideró la clasificación de profundidades empleada por Pérez (2000) dado a que su área de estudio se ubicó geográficamente cerca (Atlántico de Nicaragua) y presenta condiciones similares en cuanto a los tipos de suelos y altas precipitaciones. Las categorías de profundidades fueron: 1) profundo > 90 cm, 2) moderadamente profundo 50 a 90 cm, 3) superficial 25 a 50 cm, y 4) muy superficial < 25 cm. Como información adicional, por observación en campo, se registró la ubicación de la parcela en el terreno (cima, pendiente, bajo y plano) e indicios de que el sitio sufriera períodos de anegamiento.



De cada uno de los cinco puntos de muestreo anteriormente mencionados, se tomó una muestra de suelo de los primeros 40 cm extraídos con el barreno, eliminando la hojarasca de la superficie. Posteriormente, se entremezclaron las 5 muestras para homogenizarla y obtener una muestra compuesta única por parcela (Patricia Leandro, Jefa Laboratorio de Suelos del CATIE, com.pers.), la cual fue sometida a análisis de laboratorio.

En los análisis de laboratorio se evaluó la textura, contenido de materia orgánica, pH, acidez extraíble, Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Potasio (K) y Fósforo (P). La textura se obtuvo por granulometría por el método de Bouyucos; la materia orgánica por el método Nelson y Sonmer; el K y P por extracción en Olsen Modificado pH 8.5; el Ca, Mg y la acidez extraíble a través de la extracción en Cloruro de Potasio 1N; y el pH en agua (Reporte de laboratorio – CATIE).

### 3.1.2 Datos de Parcelas Permanentes de CODEFORSA y La Tirimbina

Se incluyeron en los análisis, datos de composición florística de 9 parcelas permanentes de CODEFORSA en la localidad de Boca Tapada, San Carlos, Alajuela, y 2 parcelas permanentes de medición (PPM), que mantiene el Departamento de Recursos Naturales y Ambiente del CATIE, dentro de la Reserva Biológica La Tirimbina, en La Virgen, Sarapiquí, Heredia (Finegan y Camacho 1999; Finegan et al. 2001b). Se emplearon los registros de diámetros a la altura del pecho e identificación de la especie para árboles a partir de 30 cm y palmas a partir de 10 cm.

Las parcelas de CODEFORSA fueron adicionadas para aportar más información de los bosques de la parte norte del área de estudio. Esta zona es de difícil acceso y, según investigaciones realizadas por Zamora et al. (en prensa), la composición florística difiere del resto del área, encontrándose especies que son características de los bosques amazónicos y que en Costa Rica se vuelven a encontrar en la Península de Osa (Pacífico Sur). En el caso de las parcelas en Tirimbina, fueron incluidas para ampliar la muestra de bosques sobre suelos Ultisoles en la parte sur del área de estudio, ya que en esta zona dominan los suelos Inceptisoles.

En Boca Tapada se trabajó con registros de parcelas en tres fincas, cada una con 9 parcelas permanentes de 0.25 ha. En cada una de las fincas se seleccionaron al azar tres parcelas. En el caso de La Tirimbina, las parcelas tienen un tamaño de 1 hectárea y se encuentran dentro de un bosque continuo bajo un diseño experimental de bloques completos al azar con tres tratamientos silviculturales (Finegan y Camacho 1999). Para cumplir con la condición del menor nivel de intervención posible, se seleccionaron 2 parcelas con tratamiento control (corta de madera sin tratamiento silvicultural post-corta). Cada una de estas parcelas de 1 ha fue dividida en 4 subparcelas de 0.25 ha, empleando la ubicación de los árboles registrados según coordenadas x,y, en la base de datos del Departamento de Recursos Naturales y Ambiente del CATIE. De estas subparcelas, se seleccionaron al azar dos, las cuales quedaron a una distancia diagonal de 280 m entre ellas.

## 3.2 Análisis de los datos

### 3.2.1 Composición y clasificación de los bosques primarios

El estudio se enfocó en la caracterización y clasificación de los bosques según su composición florística. Se determinó el Índice de Valor de Importancia (IVI), propuesto por Curtis y McIntosh (1950, citado por Lamprecht 1990), para cada especie por parcela. Este permite comparar el “peso ecológico” de cada especie dentro de una unidad de área (Lamprecht 1990). Para los análisis de clasificación y ordenación, se consideraron las especies presentes en dos o más parcelas, elaborándose una matriz de IVI's para 92 especies.

Se inició con la clasificación de los bosques a través de un análisis de conglomerados, con el programa estadístico SAS v 6.1, empleando el método Ward (Ward 1963, citado por McCune y Grace 2002) y la distancia Euclidiana, que es la recomendada para esta técnica (McCune y Grace 2002). Este análisis permitió agrupar las parcelas según su similaridad (Gauch 1982) y definir los tipos de bosques. El número de bosques adecuados para el análisis, se determinó a partir de una prueba Pseudo t (Milligan y Cooper 1985, citado por Pérez 2000), la cual se interpreta a partir de un gráfico que indica la cantidad de grupos recomendados a formar, de acuerdo al punto donde los valores de “t” caen. El resultado del análisis de conglomerados es expresado en un dendrograma donde gráficamente se muestran los vínculos establecidos entre las parcelas y las agrupaciones.

Posteriormente, para visualizar la interrelación entre las parcelas y las especies más importantes en ellas, se realizó un análisis de ordenación con el método *Nonmetric Multidimensional Scaling*, abreviado como NMS (McCune y Grace 2002), en el programa PC-ORD v 4.25 (Mather 1976, citado por McCune y Grace 2002) y su opción “autopiloto”. Para este análisis se usó el Coeficiente de Sørensen (ó Bray y Curtis), como medida de distancia (McCune y Grace 2002).

En el análisis, la configuración inicial aleatoria y el número de dimensiones, usado en la ordenación final, fue dado por el proceso que realiza el “autopiloto” (para mayor detalle ver McCune y Grace 2002; McCune y Mefford 1999). El cual empleó 40 corridas para los datos reales y realizó la prueba de Monte Carlo con 50 corridas para datos aleatorios, con un  $\alpha = 0.05$ . El proceso partió de 6 dimensiones y para la ordenación final se emplearon dos dimensiones, con 400 iteraciones máximas y un criterio de inestabilidad de 0.00001 (desviación estándar del estrés sobre las últimas 15 iteraciones) (McCune y Grace 2002; McCune y Mefford 1999). Esto dio como resultado un diagrama, que es una representación gráfica de la relación entre las parcelas en un espacio de ordenación dado por las especies (McCune y Mefford 1999; McCune y Grace 2002), según sus valores de IVI por parcela. Las parcelas más similares tienden a agruparse y al igual las especies más importantes en ellas.

El estrés puede entenderse como una medida del alejamiento de la monotonía en la relación entre la disimilaridad (distancia) en el original espacio  $p$ -dimensional y la distancia en el reducido espacio de ordenación  $k$ -dimensional (McCune y Grace 2002).

Por último, para determinar cuáles de las especies son las que aportan en la diferenciación de los tipos de bosques, se emplearon los resultados provenientes de:

1) Cálculo del IVI para cada una de las especies por parcela y bosque

2) Análisis de especies indicadoras con el método de Dufrêne y Legendre (1997, citado por McCune y Grace 2002), usando el programa PC-ORD v 4.25 (Mather 1976, citado por McCune y Grace 2002). Este método combina información sobre la concentración de la abundancia y la frecuencia de una especie en un grupo particular, empleando la prueba estadística Monte Carlo con 1000 aleatorizaciones (para más detalle ver McCune y Grace 2002).

3) Análisis de Varianza (ANDEVA) y Prueba de comparación múltiple de Tukey para cada especie ( $\alpha=0.05$ ), para determinar si existen diferencias de estas entre los tipos de bosques según sus valores de IVI.

### 3.2.2 Estructura, riqueza y diversidad de los tipos de bosque

Para cada tipo de bosque identificado, según los procedimientos anteriores, se calcularon los parámetros estructurales de densidad (número de individuos/ha), área basal ( $m^2/ha$ ), distribución por clase diamétrica del número de individuos y el área basal, y el número de especies, en el programa Microsoft Visual FoxPro v 5.0 (Kennamer 1996). Asimismo, se calcularon tres índices de diversidad, comúnmente usados: Shannon ( $H'$ ), Simpson ( $D$ ) y  $\alpha$  de Fisher (Magurran 1989), y el índice de equitabilidad, empleando el programa EstimateS v 5.0.1 (Colwell 1997). Para determinar si existían diferencias estadísticas entre bosques, para todos estos parámetros, se realizaron análisis de varianza (ANDEVA), con el modelo matemático  $Y_{ij} = \mu + B_i + e_{ij}$ , donde,  $\mu$  = media general,  $B_i$  = efecto del  $i$ -ésimo tipo de bosque, y  $e_{ij}$  = error experimental, y se hicieron comparaciones entre los tipos de bosques con la Prueba de Comparación Múltiple de Tukey. Se elaboraron curvas de acumulación de área-especie (parcelas de 0.25 ha) e individuo-especie (muestras aleatorizadas de 50 individuos), y se elaboró la curva rango-abundancia (orden descendente).

### 3.2.3 Análisis de las variables de suelo y su relación a los tipos de bosques

Se realizó un análisis discriminante canónico para las variables de suelo, en el programa estadístico SAS v 6.1, empleando el estadístico Lambda de Wilks ( $\alpha = 0.05$ ). El objetivo de este análisis fue identificar si estas variables presentan relaciones con la distribución y diferenciación de los tipos de bosques, y cuáles de ellas son las que más aportan en esta discriminación. Luego, se

realizaron pruebas univariadas con ANDEVA para determinar cuales variables mostraban diferencias estadísticas entre los tipos de bosque y para comparar estas variables entre los tipos de bosques se realizó la prueba de comparación múltiple de Tukey (en adelante prueba de Tukey).

#### 4. Resultados

##### 4.1 General

En 52 parcelas con tamaño de 0.25 ha (13 ha) (Figura 2) se registraron 2,158 individuos, para un total de 1,197 árboles (55%)  $\geq$  30 cm dap y 961 palmas (45%)  $\geq$  10 cm dap. Los individuos pertenecieron a 173 especies, 117 géneros y 53 familias. Cinco individuos no pudieron ser identificados (0.23% del total de individuos). De todas las especies, 81 fueron encontradas en una sola parcela, por lo que fueron excluidas del análisis de conglomerados y ordenación. Las 92 especies encontradas en dos ó más parcelas se presentan enlistadas en el Anexo 2.

##### 4.2 Tipificación y Caracterización de los Bosques Primarios

###### 4.2.1 Análisis de Conglomerados

El análisis de conglomerados se realizó para tres grupos o cluster, de acuerdo a la interpretación del gráfico de la prueba Pseudo t (Milligan y Cooper 1985), que indicó este número como el menor óptimo de agrupación. El análisis de conglomerados dio como resultado un dendrograma (Figura 3), en donde, se separaron claramente tres grupos de parcelas o tipos de bosques, siendo el bosque 2 el que se diferencia claramente, y los bosque 1 y 3 mostraron similitud.

El bosque 1, con 25 parcelas, tuvo un área de 6.25 ha muestreadas, distribuidas sobre condiciones heterogéneas de suelos, desde Inceptisoles del suborden tropept en terrenos de plano a suavemente ondulados (0 – 15% de pendiente), hasta Ultisoles del suborden humult en terrenos moderado a fuertemente ondulados (15 – 60% de pendiente) (ITCR 2000). El bosque 2, con 16 parcelas y un área total 4 ha muestreadas, se encontró sobre suelos Ultisoles del suborden humult en terrenos moderadamente ondulados (15 – 30% de pendiente) (ITCR 2000), en la parte más al norte del área de estudio. El bosque 3, fue conformado por 11 parcelas que sumaron 2.75 ha, sobre suelos Inceptisoles en los subordenes tropet y aquept en terrenos planos (0 – 2% de pendiente) (ITCR 2000) (Figura 2).

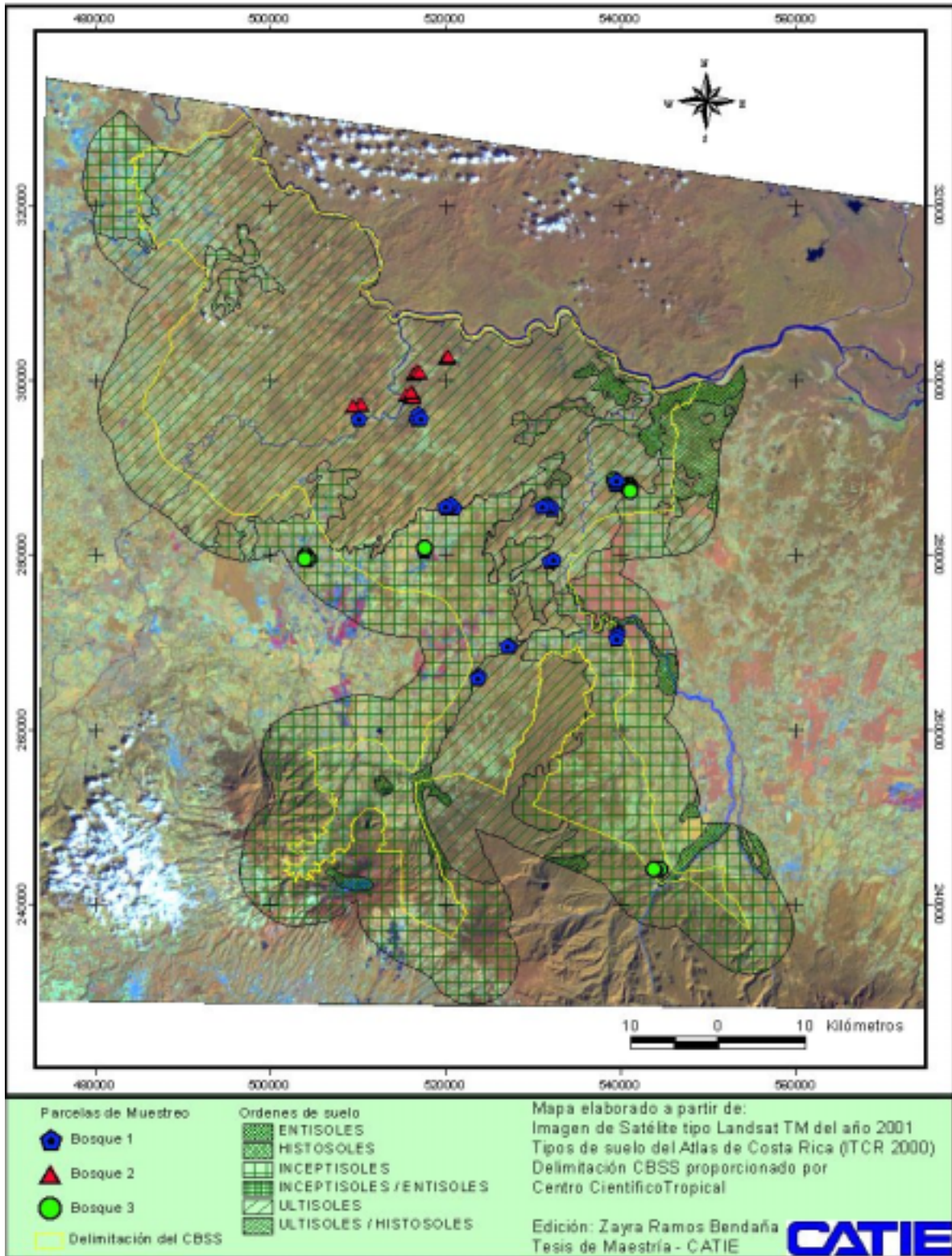
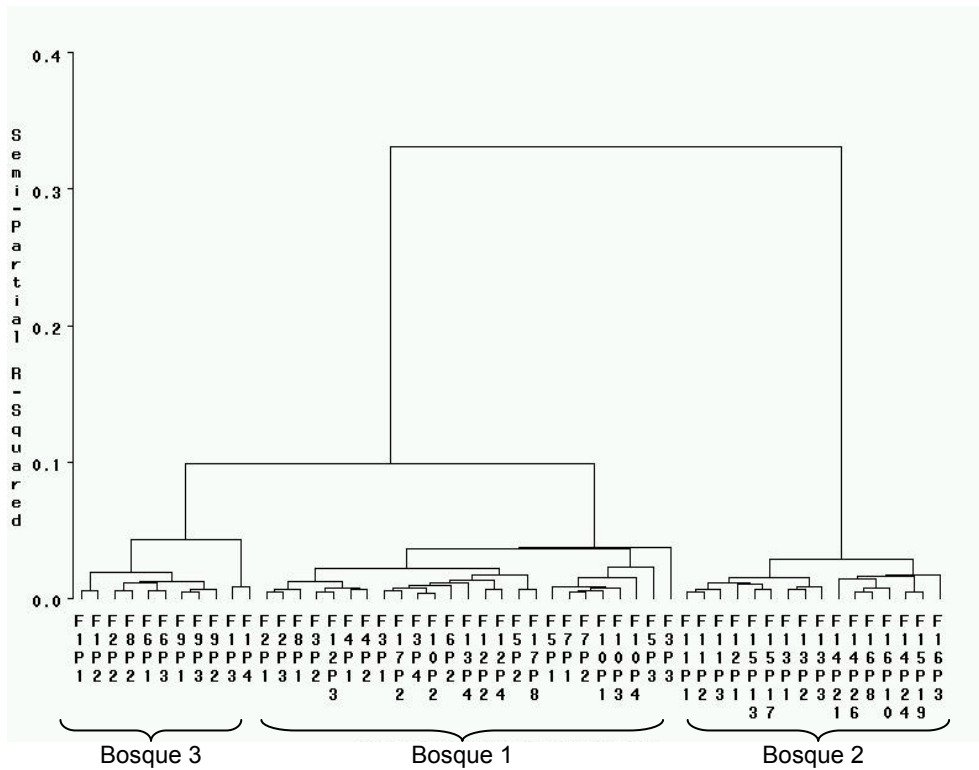


Figura 2. Mapa de ubicación de las 52 parcelas de muestreo(0.25 ha), sobre los tipos de suelo (a nivel de Orden), diferenciadas según el tipo de bosque en que fueron agrupadas por los resultados del Análisis de Conglomerados.

**Figura 3.** Dendrograma resultante del análisis de conglomerados (método Ward) de la vegetación de 52 parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas en el norte de Costa Rica (CBSS). Con datos de árboles  $\geq 30$  cm. de dap y palmas  $\geq 10$  cm. de dap. El dendrograma se interpreta como indicativo de tres tipos de bosque en el área muestreada.



#### 4.2.2 Análisis de Ordenación

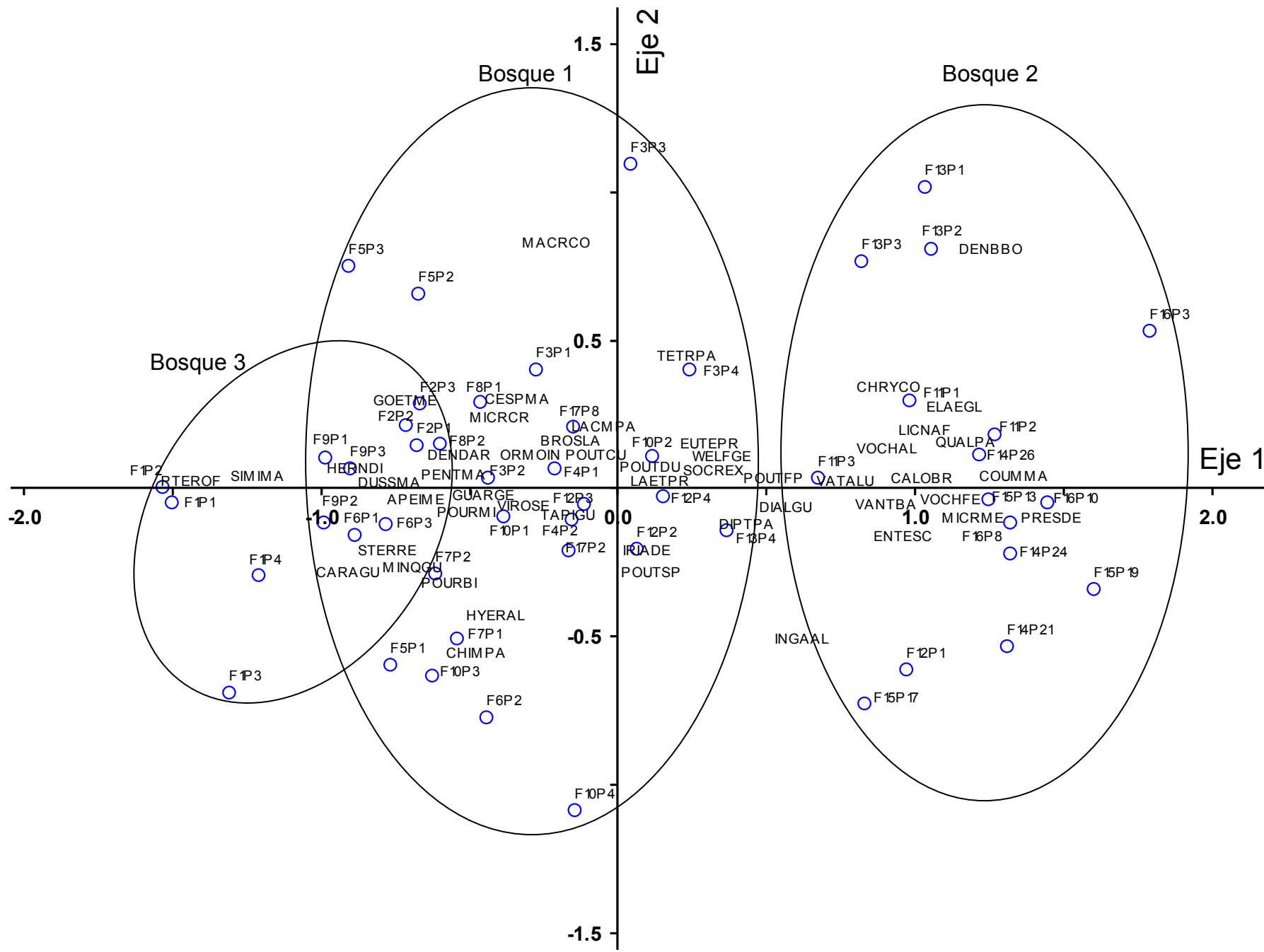
El análisis de ordenación NMS, permitió visualizar la interrelación entre las parcelas y las especies más importantes en ellas. En la comparación estadística, entre 40 corridas sobre los datos reales con 50 corridas sobre los datos aleatorios, se obtuvo un valor en la prueba de Monte Carlo de 0.0196 para cada uno de los 6 ejes (dimensiones – D). Esto significa que en las mejores soluciones de 1-D a 6-D, en las corridas de los datos reales, el estrés es más bajo que para el 95% de las corridas aleatorias. Por lo tanto, se acepta una probabilidad de error de tipo I  $< 0.05$  (McCune y Grace 2002).

La ordenación bi-dimensional mostró un estrés final de 17.27408, con una inestabilidad final de 0.00001 y 72 iteraciones, a partir de las cuales el estrés se estabilizó. Esto significa que el resultado fue una solución estable, dado que los valores de inestabilidad fueron bajos, según McCune y Grace (2002) se recomienda un criterio de inestabilidad  $< 10^{-4}$ . El resultado del análisis NMS, fue un diagrama de ordenación de dos ejes (Figura 4), para el cual el coeficiente de

determinación  $r^2$  (correlación entre las distancias del espacio de ordenación y el espacio original  $n$ -dimensional) indicó que los dos primeros ejes representan el 84.5 % de la varianza. Se considera satisfactorio cuando se puede explicar más del 50% de la varianza en estos ejes (McCune y Grace 2002).

Los ejes 1 y 2 de la ordenación NMS explicaron el 73.5% y el 11%, respectivamente, de la variación de los datos florísticos en las parcelas. El diagrama mostró la misma tendencia de agrupamiento de los tres tipos de bosques identificados por el análisis de conglomerados y, a su vez, las especies más importantes asociadas a estos bosques. Las parcelas del bosque 1, fueron las que se distribuyeron más dispersamente en el gráfico de ordenación, separándose claramente del bosque 2; este último ubicado entre los valores de 0.5 y 2 sobre el eje 1. Sin embargo, no ocurrió lo mismo con el bosque 3, separándose de manera clara únicamente las parcelas pertenecientes al fragmento 1 (entre -1 y -2 sobre el eje 1), con una tendencia del resto de parcelas a agruparse al bosque 1 (entre -0.5 y -1). Esto se debe a que ambos bosques están dominados por *Pentaclethra macroloba* y comparten varias especies (ver sección 4.1.3).

**Figura 4.** El diagrama de Ordenación de Nonmetric Multidimensional Scaling muestra la relación entre 52 parcelas de 0.25 ha y las especies más importantes en ellas (las 5 especies con los valores más altos de IVI por parcela, para un total de 51 especies incluidas), en bosques húmedos de tierras bajas en el norte de Costa Rica (CBSS). Los círculos abiertos representan las parcelas, junto con sus códigos que debe leerse, por ejemplo, F1P1: fragmento 1 parcela 1. Las especies están representadas por sus códigos, y estas son: *Apelba membranacea* (APEIME), *Brosimum lactescens* (BROSLA), *Calophyllum brasiliense* (CALOBR), *Carapa guianensis* (CARAGU), *Cespedesia macrophylla* (CESPMA), *Chimarris parviflora* (CHIMPA), *Chrysophyllum colombianum* (CHRYCO), *Couma macrocarpa* (COUNMA), *Dendrobangia boliviana* (DENBBO), *Dendropanax arboreus* (DENDAR), *Dialium guianense* (DIALGU), *Dipteryx panamensis* (DIPTPA), *Dussia macrophyllata* (DUSSMA), *Elaeoluma glabrescens* (ELAEGL), *Enterolobium schomburgkii* (ENTESC), *Euterpe precatória* (EUTEPR), *Goethalsia meiantha* (GOETME), *Guarea gentryi* (GUARGE), *Hernandia didymantha* (HERNDI), *Hyeronima alchorneoides* (HYERAL), *Inga alba* (INGAAL), *Iriarte deltoidea* (IRIADE), *Lacmellea panamensis* (LACMPA), *Laetia procera* (LAETPR), *Licania affinis* (LICNAF), *Macrobium costarricense* (MACRCR), *Micropholis crotonoides* (MICRCR), *Micropholis melinoniana* (MICRME), *Minqartia guianensis* (MINQGU), *Ormosia intermedia* (ORMOIN), *Pentaclethra macroloba* (PENTMA), *Pourouma bicolor* (POURBI), *Pourouma minor* (POURMI), *Pouteria cuspidata* (POUTCU), *Pouteria durlandii* (POUTDU), *Pouteria filipes* (POUTFP), *Pouteria sp.* (POUTSP), *Prestoea decurrens* (PRESDE), *Pterocarpus officinalis* (PTEROF), *Qualea paraensis* (QUALPA), *Simira maxonii* (SIMIMA), *Socratea exorrhiza* (SOCREX), *Sterculia recordiana* (STERRE), *Tapirira guianensis* (TAPIGU), *Tetragastris panamensis* (TETRPA), *Vantanea barbourii* (VANTBA), *Vatairea lundellii* (VATALU), *Virola sebifera* (VIROSE), *Vochysia allenii* (VOCHAL), *Vochysia ferruginea* (VOCHF), *Welfia georgii* (WELFGE).





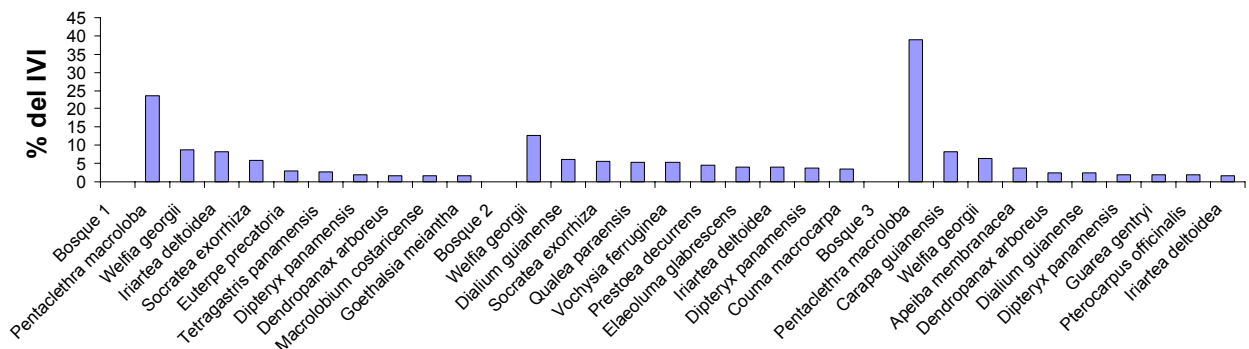
#### 4.2.3 Caracterización general de los tipos de bosque de acuerdo a las especies de mayor peso ecológico

Las especies más importantes por parcela y por tipo de bosque se determinaron según el criterio del Índice de Valor de Importancia (IVI). Las especies mostradas en el diagrama de ordenación (Figura 4), corresponden a las 5 especies con los valores más altos de IVI por parcela, para un total de 51 especies.

En el bosque 1, la asociación principal fue entre *Pentaclethra macroloba* y el grupo de palmas. De 25 parcelas que correspondieron a este bosque, en 22 de ellas *P. macroloba* tuvo el IVI más alto y en las tres restantes estuvo entre los primeros cinco, con un promedio por parcela de  $23.9\% \pm 6.3$ . Aquí las palmas jugaron un papel muy importante como grupo, 6 especies, representando el  $25.6\% \pm 6.4$  del IVI por parcela. Las especies dominantes de palmas, en orden de importancia, fueron: *Welfia georgii* con  $8.7\% \pm 5.1$  promedio por parcela, *Iriartea deltoidea* con  $7.7\% \pm 6.8$ , *Socratea exorrhiza* con  $6\% \pm 3.7$  y *Euterpe precatoria* con  $2.7\% \pm 2.7$ . En este mismo orden, calculando el IVI de cada especie para todo el bosque, ocuparon del segundo al quinto lugar entre las especies de mayor valor ecológico (Figura 5).

El bosque 2, en la mayoría de las parcelas, presentó entre los primeros cinco valores de IVI a *Welfia georgii* con  $12.5\% \pm 4.8$  y *Dialium guianense* con  $5.9\% \pm 4.7$  promedio por parcela. Para todo el bosque las cinco especies de mayor valor ecológico, según el IVI, fueron en orden decreciente: *Welfia georgii*, *Dialium guianense*, *Socratea exorrhiza*, *Qualea paraensis* y *Vochysia ferruginea* (Figura 5). En este bosque, las palmas también jugaron un papel muy importante, con 7 especies (adicionándose *Prestoea decurrens*), representaron como grupo un promedio de IVI por parcela de  $29.1\% \pm 5.3$ . De estas, nuevamente *W. georgii* fue la de mayor IVI promedio, presente en todas las parcelas se encontró entre los primeros 5 valores de IVI en 14 parcelas, de las cuales, apareció como la de más alto valor en 7 parcelas y como la segunda en 6 parcelas.

Figura 5. Las diez especies de mayor valor ecológico, según el IVI, para los tres tipos de bosques identificados en el CBSS. Zona Norte, Costa Rica.



El bosque 3, al igual que el bosque 1, estuvo dominado por *P. macroleoba*, pero en este bosque su IVI promedio fue mayor por parcela con  $40.6\% \pm 6.2$ . Para todo el bosque las cinco especies de mayor valor ecológico, según el IVI, fueron en orden decreciente: *Pentaclethra macroleoba*, *Carapa guianensis*, *Welfia georgii*, *Apeiba membranacea* y *Dendropanax arboreus*. Las palmas, representadas con 3 especies, no jugaron un papel significativo en la composición de este bosque. Estas mostraron un valor de IVI variable, ausentes en varias parcelas, con un promedio por parcela de  $9\% \pm 7.9$ , siendo la de mayor IVI *W. georgii* ( $6\% \pm 5.2$ ), las otras dos especies presentes en este bosque presentaron valores muy bajos, *I. deltoidea* y *S. exorrhiza* ( $1.6\% \pm 3.6$  y  $1.4\% \pm 2.4$ , respectivamente).

#### 4.2.4 Especies que contribuyen a la diferenciación de los tipos de bosques

El análisis de especies indicadoras, con el método de Legendre y Dufrêne (1997, citado por McCune y Grace 2002), se realizó en dos pasos jerárquicos de acuerdo a los resultados del análisis de conglomerados. El primero, fue entre los dos grupos de parcelas con mayor disimilitud, es decir, entre el bosque 2 con los bosques 1 y 3, considerados estos dos últimos como un solo grupo. De este primer análisis, se obtuvieron 21 especies con un Valor Indicador (VI) estadísticamente significativo ( $p < 0.05$ ) según la prueba de Monte Carlo (Cuadro 1). El segundo paso o análisis, fue entre el bosque 1 con el bosque 3, del cual se obtuvieron 6 especies indicadoras (Cuadro 2). Esto permitió identificar que especies aportaban en la diferenciación de los tipos de bosque y facilitó la descripción de una estructura jerárquica entre los bosques (Figura 6).

El VI está dado en un rango de 0 (no indicación) a 100 (perfecta indicación), donde una perfecta indicación significa la presencia de una especie en un grupo particular sin error. Cuando son definidos más de dos grupos, el VI de una especie en un determinado grupo dependerá de la presencia de esta en el set de unidades de muestreo de los otros grupos (McCune y Grace 2002) (Figura 6).

Asimismo, se realizó un ANDEVA para las 92 especies presentes en más de dos parcelas, resultando significativas las mismas especies identificadas por el análisis de especies indicadoras y cuatro especies más, que fueron: *Apeiba membranacea* ( $p = 0.0374$ ), *Guarea gentryi* ( $p = 0.0429$ ), *Hernandia didymantha* ( $p = 0.0244$ ) y *Pterocarpus officinalis* ( $p = 0.0205$ ). De estas cuatro especies, la única presente en los tres tipos de bosque fue *A. membranacea*, en el caso de *P. officinalis* sólo estuvo presente en el bosque 3 y las otras dos especies estuvieron ausentes en el bosque 2. Tres de las cuatro especies, según la prueba de Tukey, diferenciaron al bosque 3, excepto *G. gentryi* que no mostró diferencias entre los bosques 1 y 3 (Cuadro 3).

**Cuadro 1.** Resultados de la Prueba Monte Carlo para el Valor Indicador máximo observado para cada especie (con 1000 permutaciones) entre los dos grupos de parcelas más disímiles obtenidos del análisis de conglomerados, realizado con datos de vegetación de 52 parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas, Norte de Costa Rica (CBSS), para árboles  $\geq 30$  cm dap y palmas  $\geq 10$  cm dap. El grupo 1 corresponde a los bosques 1 y 3, y el grupo 2 al bosque 2. Sólo se incluyeron las especies con un valor de  $p < 0.05$ .

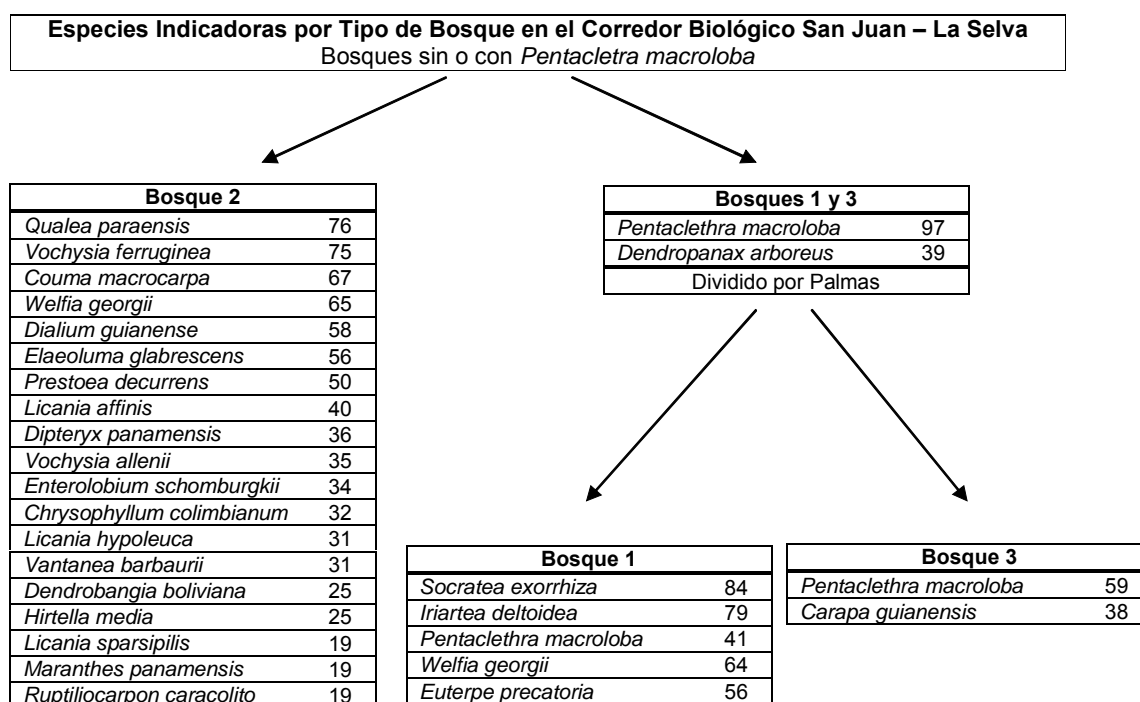
Especie	Máximo grupo	Valor Indicador Observado	Valor Indicador desde grupos aleatorizados		$p$
			Media	Desviación Estándar	
<i>Chrysophyllum colombianum</i>	2	32.1	14.3	4.8	0.0080
<i>Couma macrocarpa</i>	2	66.9	17.6	5.3	0.0010
<i>Dendrobangia boliviana</i>	2	25.0	8.1	3.8	0.0100
<i>Dendropanax arboreus</i>	1	38.9	19.8	5.2	0.0080
<i>Dialium guianense</i>	2	58.4	26.3	6.1	0.0010
<i>Dipteryx panamensis</i>	2	35.5	20.8	5.5	0.0220
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	2	56.3	19.1	5.4	0.0010
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	2	33.7	13.6	4.9	0.0080
<i>Hirtella media</i>	2	25.0	8.3	3.8	0.0090
<i>Licania affinis</i>	2	39.7	15.4	5.0	0.0010
<i>Licania hypoleuca</i>	2	31.2	9.6	3.9	0.0040
<i>Licania sparsipilis</i>	2	18.7	6.8	3.5	0.0250
<i>Maranthes panamensis</i>	2	18.7	6.7	3.7	0.0350
<i>Pentaclethra macroloba</i>	1	97.0	42.6	5.0	0.0010
<i>Prestoea decurrens</i>	2	50.0	13.6	5.0	0.0010
<i>Qualea paraensis</i>	2	75.9	22.1	5.7	0.0010
<i>Ruptiliocarpum caracolito</i>	2	18.7	6.6	3.4	0.0250
<i>Vantanea barbaurii</i>	2	30.7	14.4	4.9	0.0170
<i>Vochysia allenii</i>	2	34.7	17.0	5.7	0.0110
<i>Vochysia ferruginea</i>	2	74.6	23.4	5.7	0.0010
<i>Welfia georgii</i>	2	65.2	49.6	4.5	0.0030

**Cuadro 2.** Resultados de la Prueba Monte Carlo para el valor indicador máximo observado para cada especie (con 1000 permutaciones) entre los bosques 1 y 3 que resultaron del análisis de conglomerados realizado con datos de vegetación de 52 parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas, Norte de Costa Rica (CBSS), para árboles  $\geq 30$  cm dap y palmas  $\geq 10$  cm dap. Sólo se incluyeron las especies con un valor de  $p < 0.05$

Especie	Máximo grupo	Valor Indicador Observado	Valor Indicador desde grupos aleatorizados		$p$
			Media	Desviación Estándar	
<i>Carapa guianensis</i>	3	37.8	23.8	7.1	0.0430
<i>Euterpe precatoria</i>	1	56.0	28.6	7.4	0.0050
<i>Iriarte deltoidea</i>	1	78.6	44.1	8.2	0.0010
<i>Pentaclethra macroloba</i>	3	59.5	52.4	2.4	0.0020
<i>Socratea exorrhiza</i>	1	83.5	44.7	6.9	0.0010
<i>Welfia georgii</i>	1	63.9	48.7	5.8	0.0210

Por último, la prueba de Tukey para los valores de IVI de cada una de las especies indicadoras, también ayudó a definir cuales de ellas aportaban más en la diferenciación y caracterización de los tipos de bosque (Cuadro 3). *Pentaclethra macroloba*, se diferenció entre los tres tipos de bosque. El bosque 1, fue el segundo más importante en cuanto a *P. macroloba*, lo cual lo discriminó del bosque 2 donde la especie estuvo casi ausente y, en cambio, las palmas lo distinguieron del bosque 3. Las especies que diferenciaron al bosque 2, fueron: *Couma macrocarpa*, *Dialium guianense*, *Elaeoluma glabrescens*, *Prestoea decurrens*, *Qualea paraensis* y *Vochysia ferruginea*. En el caso del bosque 3, se diferenció estadísticamente con los valores más altos de IVI para *P. macroloba*, otras especies que lo distinguieron fueron: *Carapa guianensis*, y *Pterocarpus officinalis*. Las palmas separaron al bosque 3 de los otros dos tipos de bosque, debido a la poca presencia de estas; a excepción de *Welfia georgii* que no mostró diferencias con el bosque 1. En cambio, el bosque 1 y el bosque 2 no tuvieron diferencias estadísticas entre ellos para ninguna de las cuatro especies de palmas que compartieron (*Euterpe precatoria*, *Iriarte deltoidea*, *Socratea exorrhiza* y *Welfia georgii*).

**Figura 6.** Especies indicadoras por tipo de bosque, identificadas por el método de Legendre y Dufrêne (1997, citado por McCune y Grace 2002), según la jerarquía de agrupamiento resultante del análisis de conglomerados realizado a partir de datos de árboles  $\geq 30$  cm dap y palmas  $\geq 10$  cm dap, en parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas en el Norte de Costa Rica (CBSS). Los números de cada especie representan el porcentaje de indicación (VI) de la especie en el grupo, el cual va de 0 (no indicación) a 100 (indicación perfecta).



**Cuadro 3.** Valores de IVI (%) para las especies que resultaron estadísticamente significativas en la diferenciación de los tipos de bosque, tanto en el análisis de Especies Indicadoras como en el ANDEVA, y Prueba de Comparación Múltiple de Tukey para cada una de ellas. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas. Análisis en base a datos de mediciones de árboles  $\geq 30$  cm. dap y palmas  $\geq 10$  cm. dap en parcelas de 0.25 ha en el CBSS, Costa Rica.

Especie		Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3	
<i>Euterpe precatoria</i>		2.7 ± 2.7	A	1.6 ± 2.5	AB	*	B
<i>Iriarte deltoidea</i>		7.7 ± 6.8	A	3.9 ± 2.0	AB	1.6 ± 3.6	B
<i>Socratea exorrhiza</i>		6.0 ± 3.7	A	5.7 ± 3.4	A	1.4 ± 2.4	B
<i>Chrysophyllum colombianum</i>		0.8 ± 2.2	AB	1.9 ± 2.8	A	*	B
<i>Couma macrocarpa</i>		0.1 ± 0.7	B	3.6 ± 2.9	A	*	B
<i>Dendrobangia boliviana</i>		*	B	1.1 ± 2.0	A	*	B
<i>Dialium guianense</i>		1.3 ± 2.6	B	5.9 ± 4.7	A	2.3 ± 4.3	B
<i>Elaeoluma glabrescens</i>		0.5 ± 1.5	B	3.7 ± 3.8	A	*	B
<i>Enterolobium schomburgkii</i>		0.5 ± 1.8	AB	2.4 ± 3.7	A	*	B
<i>Hirtella media</i>		*	B	1.2 ± 2.2	A	*	B
<i>Licania affinis</i>		0.5 ± 1.3	B	2.5 ± 3.2	A	*	B
<i>Licania hypoleuca</i>		*	B	1.1 ± 1.8	A	*	B
<i>Prestoea decurrens</i>		*	B	4.7 ± 6.0	A	*	B
<i>Qualea paraensis</i>		0.5 ± 1.5	B	5.3 ± 3.5	A	*	B
<i>Vantanea barbaruii</i>		0.7 ± 1.9	AB	1.9 ± 2.7	A	*	B
<i>Vochysia ferruginea</i>		0.8 ± 1.8	B	5.5 ± 4.8	A	*	B
<i>Welfia georgii</i>		8.7 ± 5.1	AB	12.5 ± 4.8	A	6.0 ± 5.2	B
<i>Apeiba membranacea</i>		1.8 ± 3.0	B	0.7 ± 1.8	B	3.5 ± 4.9	A
<i>Carapa guianensis</i>		1.3 ± 2.6	B	0.4 ± 1.7	B	6.9 ± 10.0	A
<i>Dendropanax arboreus</i>		2.4 ± 3.5	A	*	B	2.9 ± 3.4	A
<i>Guarea gentryi</i>		0.8 ± 2.2	AB	*	B	2.1 ± 3.6	A
<i>Hernandia didymantha</i>		0.4 ± 1.3	AB	*	B	1.7 ± 3.0	A
<i>Pentaclethra macroloba</i>		23.9 ± 6.3	B	0.9 ± 2.8	C	40.6 ± 6.1	A
<i>Pterocarpus officinalis</i>		*	B	*	B	2.0 ± 4.4	A
<i>Dipteryx panamensis</i>	NS	2.3 ± 4.8	A	4.9 ± 5.9	A	1.9 ± 4.6	A
<i>Licania sparsipilis</i>	NS	*	A	0.9 ± 2.1	A	*	A
<i>Maranthes panamensis</i>	NS	*	A	0.7 ± 1.6	A	*	A
<i>Ruptiliocarpon caracolito</i>	NS	*	A	0.8 ± 1.7	A	*	A
<i>Vochysia allenii</i>	NS	0.9 ± 2.9	A	2.6 ± 3.6	A	0.5 ± 1.7	A

NS no significancia, \*No esta presente en las parcelas que representan este tipo de bosque

#### 4.2.5 Definición de los tipos de bosques por su composición

Con el cálculo de los IVI's para cada especie por tipo de bosque y el análisis de especies indicadoras, se logró diferenciar entre bosques con *Pentaclethra macroloba* (bosques 1 y 3) y sin *P. macroloba* (bosque 2). Los tipos de bosque fueron definidos según las especies que los caracterizaron y estos se describen a continuación:

Bosque de *Pentaclethra macroloba* y Palmas (Bosque 1): este bosque se caracterizó por estar dominado por *P. macroloba*, así como por una alta abundancia de cuatro especies de palmas: *Welfia georgii*, *Iriarte deltoidea*, *Socratea exorrhiza* y *Euterpe precatoria*. Entre las principales especies arbóreas asociadas se encontró a *Dendropanax arboreus* y *Tetragastris panamensis*.

Bosque de *Qualea paraensis*, *Vochysia ferruginea* y *Couma macrocarpa* (Bosque 2): A diferencia de los otros dos bosques, este no contó con una especie claramente dominante y se caracterizó

por una asociación arbórea distinta. La especie de mayor IVI fue *Dialium guianense*. Sin embargo, las especies que más lo discriminaron según su Valor Indicador fueron *Q. paraensis*, *V. ferruginea* y *C. macrocarpa*. Asimismo, entre las principales especies arbóreas asociadas fueron *Calophyllum brasiliense*, *Chrysophyllum colombianum*, *Dendrobangia boliviana*, *Dipteryx panamensis*, *Elaeoluma glabrescens*, *Enterolobium schomburgkii*, *Hirtella media*, *Licania affinis*, *Licania hypoleuca*, *Licania sparsipilis*, *Maranthes panamensis*, *Micropholis melinoniana*, *Ruptiliocarpon caracolito*, *Vantanea barbourii*, *Vatairea lundellii* y *Vochysia allenii*. Entre las principales palmas asociadas se encuentran *W. georgii*, *S. exorrhiza*, *I. deltoidea* y *Prestoea decurrens*.

Bosque de *Pentaclethra macroloba* y *Carapa guianensis* (bosque 3): este se caracterizó por ser un bosque muy homogéneo dominado por *P. macroloba*, encontrándose principalmente asociado con *C. guianensis*. Otras especies arbóreas asociadas fueron *Apeiba membranacea*, *Dendropanax arboreus*, *Guarea gentryi*, *Hernandia didymantha* y *Pterocarpus officinalis*. En el caso de las palmas, este bosque se caracterizó por una baja abundancia, siendo *W. georgii* la de mayor IVI entre ellas.

#### 4.2.6 Diversidad y riqueza

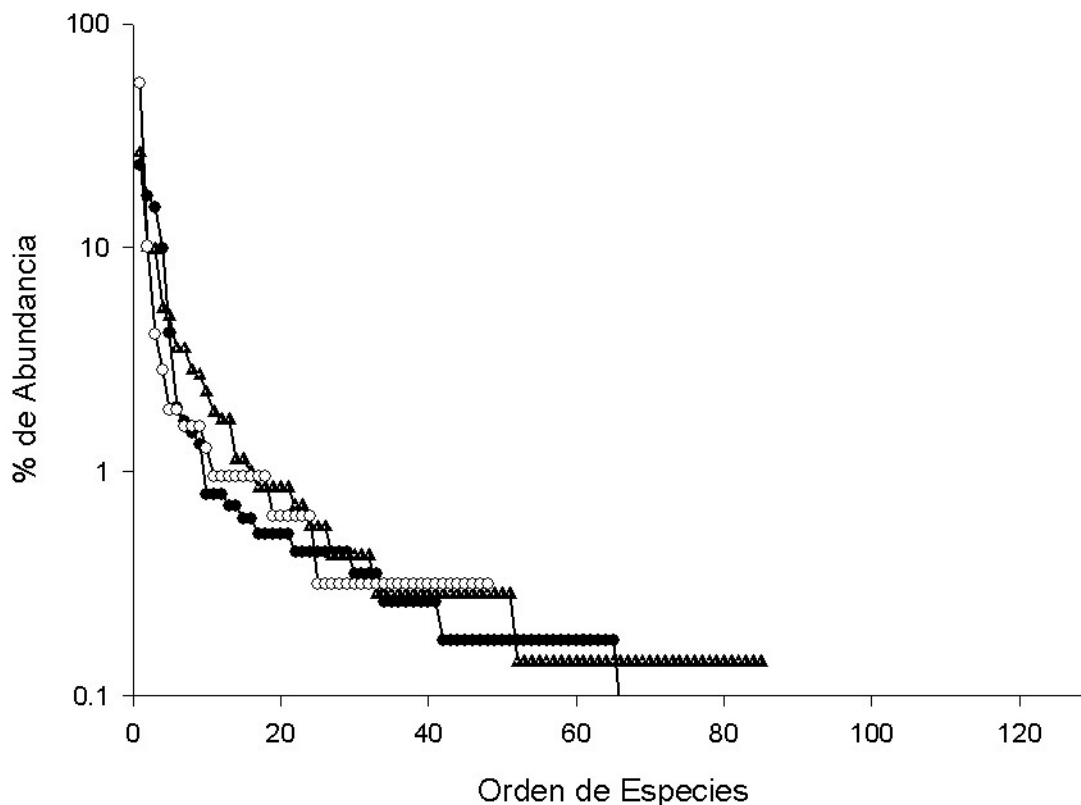
Los resultados del ANDEVA (Pr >F  $\alpha=0.05$ ) mostraron diferencias estadísticas significativas entre los tipos de bosque para los tres índices de diversidad y el de equitabilidad. Con la prueba de Tukey ( $\alpha=0.05$ ), se encontró que para el índice  $\alpha$  de Fisher y Shannon los tres bosques difirieron uno del otro, siendo los valores más altos de diversidad para el bosque 2 y los más bajos para el bosque 3 (Cuadro 4). En cambio, en los índices de Simpson y de Equitabilidad, la prueba de Tukey no mostró diferencias entre el bosque 1 y 2 (Cuadro 4). De igual forma, esta prueba indicó diferencias estadísticas significativas para el número de especie en 0.25 ha, entre los tres bosques, con la misma tendencia mostrada por los índices  $\alpha$  de Fisher y Shannon.

**Cuadro 4.** Índices de diversidad y equitabilidad para los tres tipos de bosque y prueba de comparación múltiple Tukey ( $\alpha=0.05$ , letras diferentes entre bosques son estadísticamente diferentes), con datos de vegetación de parcelas de 0.25 ha (n =25, n =16 y n =11, respectivamente), para árboles  $\geq 30$  cm. dap y palmas  $\geq 10$  cm. dap, en bosques húmedos de tierras bajas, norte de Costa Rica (CBSS)

Índice	Bosque 1	Bosque 2	Bosque 3	Pr > F
<b><math>\alpha</math> Fisher</b>	7.84 $\pm$ 2.93 <b>B</b>	11.59 $\pm$ 4.87 <b>A</b>	4.67 $\pm$ 1.47 <b>C</b>	<.0001
<b>Shannon</b>	2.10 $\pm$ 0.23 <b>B</b>	2.36 $\pm$ 0.19 <b>A</b>	1.53 $\pm$ 0.23 <b>C</b>	<.0001
<b>Simpson</b>	0.17 $\pm$ 0.06 <b>A</b>	0.13 $\pm$ 0.05 <b>A</b>	0.32 $\pm$ 0.08 <b>B</b>	<.0001
<b>Equitabilidad</b>	0.55 $\pm$ 0.04 <b>A</b>	0.58 $\pm$ 0.04 <b>A</b>	0.48 $\pm$ 0.04 <b>B</b>	<.0001
<b>Número de especies</b>	14.4 $\pm$ 2.2 <b>B</b>	17.3 $\pm$ 3.5 <b>A</b>	9 $\pm$ 1.7 <b>C</b>	<.0001

Con la curva de acumulación de área-especie, se observó que en 2.75 ha (que es el área máxima comparable entre los tres bosques, correspondiente al bosque con menor territorio), el bosque 1 es el que acumula mayor cantidad de especies por unidad de área, seguido sin mucha diferencia por el bosque 2, siendo muy notorio que el bosque 3 fue el de menor cantidad de especies (Figura 8a). El mismo patrón se observó en la curva de acumulación individuo-especie, con muestras aleatorizadas de 50 individuos (Figura 8b). A pesar de este resultado, el bosque 2 resultó ser el más diverso en 0.25 ha, seguido por el bosque 1. El que este último sea el que más acumule especie puede deberse a que este bosque fue el que reunió la mayor cantidad de parcelas, las cuales se distribuyeron sobre una superficie más grande, permitiendo un mayor recambio de especies entre parcelas (diversidad  $\beta$ ).

En cuanto, a la distribución de la abundancia de las especies por tipo de bosque, en el gráfico de rango-abundancia (Figura 7) para los bosques 1 y 3 mostró una diferencia importante entre la primer especie más abundante con respecto a la segunda especie. En cambio, en el bosque 2 la distribución de las abundancia entre especies fue más equitativa, y la diferencia en los porcentajes de abundancia entre la primera, segunda y tercer especie fue poca.



**Figura 7.** Curva rango – abundancia, en donde, se muestra la proporción de la abundancia por cada especie ordenada en orden decreciente (de la más a la menos abundante) por tipo de bosque. Bosque 1: con círculos blancos, Bosque 2: con círculos negros, y Bosque 3: con triángulos negros.

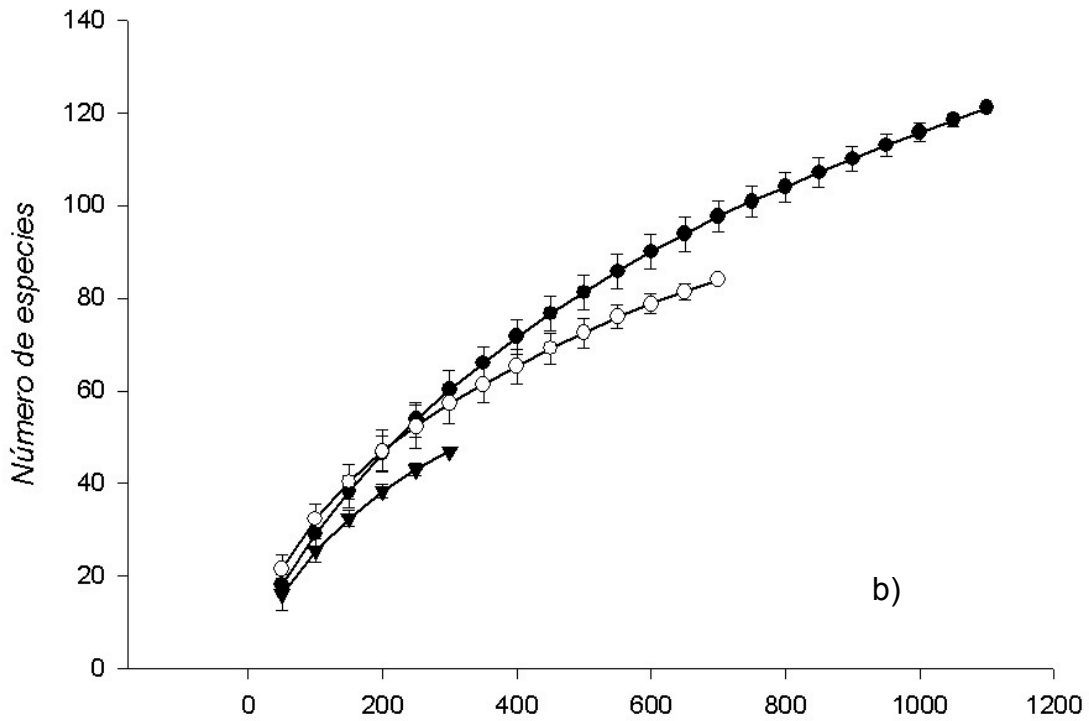
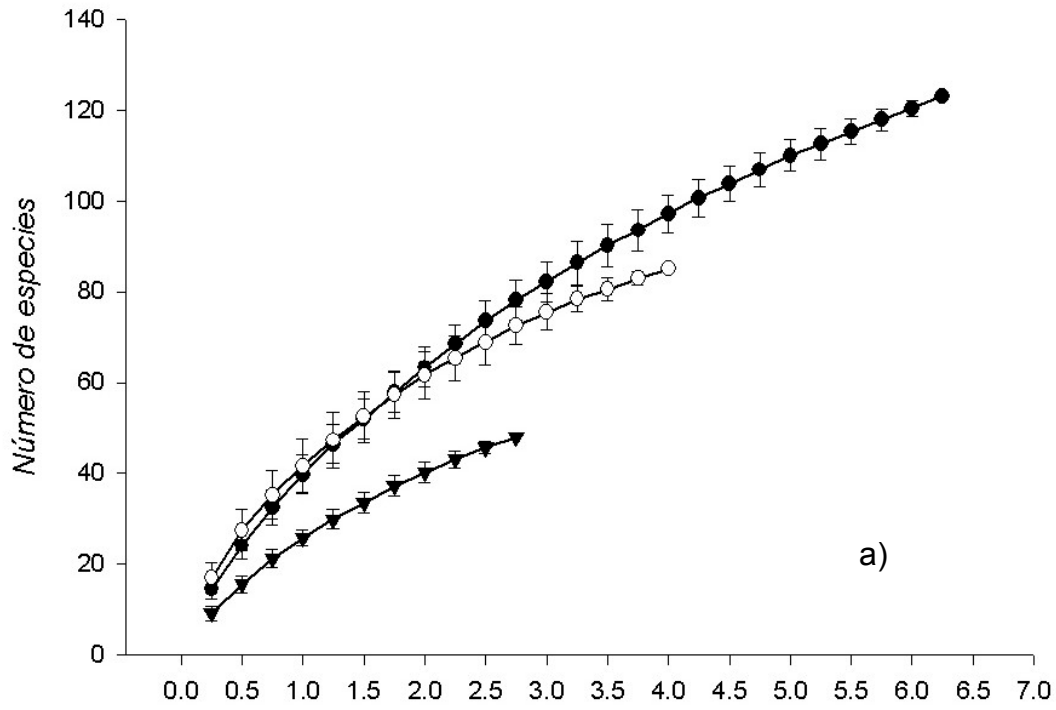


Figura 8. Curvas aleatorizadas de acumulación de especies para los tres tipos de bosque según: a) área muestreada cada 0.25 ha, y b) número de individuos con muestras aleatorizadas de 50 individuos. Bosque 1: con círculos negros, Bosque 2: con círculos abiertos, y Bosque 3: con triángulos negros.



#### 4.2.7 Estructura

En el análisis de la estructura de los árboles, el ANDEVA mostró diferencias estadísticas en las clases diamétricas de 40 – 49 cm y  $\geq 60$  cm, tanto en el número de individuos como el área basal (Cuadros 5 y 6). En la clase de 40 a 49 cm, la prueba de Tukey diferenció al bosque 1 del bosque 3, teniendo el primero una mayor cantidad de individuos y área basal; el bosque 2 no mostró diferencias con ninguno. En la clase  $\geq 60$  cm, la prueba de Tukey indicó que el bosque 3 tuvo mayor número de individuos y área basal que los otros dos tipos de bosque; y entre los bosques 1 y 2 no resultaron diferencias (Cuadros 5 y 6, Figura 9).

En los totales tanto en el número de individuos y área basal para árboles, el ANDEVA mostró diferencias estadísticas entre los tipos de bosque (Cuadros 5 y 6). En la prueba de Tukey, el bosque 1 y el bosque 3 no mostraron diferencias en el número de árboles total, en cambio, el bosque 2 difirió de ellos teniendo la menor cantidad de individuos por hectárea. En el caso del área basal total, el bosque 1 no difirió del bosque 2, pero el bosque 3 sí mostró diferencias con ellos, teniendo este último los valores más altos.

Para las palmas, en cuanto a su estructura, el ANDEVA ( $\alpha = 0.05$ ) mostró diferencias entre los tipos de bosque tanto para el número de individuos como para el área basal en la clase 10-19 cm y en los totales (Cuadro 7 y 8). En la prueba de Tukey, el bosque 3 presentó menor número de individuos y área basal (Figura 10), diferenciándose de los otros dos tipos de bosque. En cambio, los bosques 1 y 2 no mostraron diferencias entre ellos (Cuadros 7 y 8).

**Cuadros 5 y 6.** Distribución del promedio del número de individuos (N) y área basal (G en m<sup>2</sup>) por hectárea, para los tres bosques, por clase diamétrica para árboles  $\geq 30$  cm dap (n=25 B1, n=16 B2 y n=11 B3) (Andeva Pr > F  $\alpha=0.05$ , Tukey  $\alpha=0.05$  letras diferentes entre bosques para una clase diamétrica son estadísticamente diferentes).

Clase diamétrica (cm)	Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3		Pr > F
	N ha <sup>-1</sup> (d.e.)		N ha <sup>-1</sup> (d.e.)		N ha <sup>-1</sup> (d.e.)		
30 – 39	37.76 ± 16.25	A	31.5 ± 15.79	A	29.45 ± 13.89	A	0.2591
40 – 49	27.52 ± 8.11	A	22.5 ± 7.98	AB	18.91 ± 5.68	B	0.0076
50 – 59	13.28 ± 7.98	A	15 ± 6.11	A	14.91 ± 8.02	A	0.7202
$\geq 60$	18.4 ± 9.45	B	11 ± 8.7	B	34.55 ± 14.12	A	<.0001
<b>N Total</b>	<b>97.12 ± 18.2</b>	<b>A</b>	<b>80 ± 20.45</b>	<b>B</b>	<b>98.18 ± 11.37</b>	<b>A</b>	<b>0.0080</b>

CLASE DIAMETRICA (cm)	Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3		Pr > F
	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) (d.e.)		G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) (d.e.)		G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) (d.e.)		
30 – 39	3.60 ± 1.60	A	2.95 ± 1.48	A	2.81 ± 1.41	A	0.2510
40 – 49	4.35 ± 1.31	A	3.52 ± 1.25	AB	3.03 ± 0.91	B	0.0087
50 – 59	3.11 ± 1.88	A	3.36 ± 1.34	A	3.61 ± 1.97	A	0.7263
$\geq 60$	8.26 ± 4.67	B	3.98 ± 3.15	B	21.41 ± 15.31	A	<.0001
<b>G Total</b>	<b>19.34 ± 3.77</b>	<b>B</b>	<b>13.81 ± 3.84</b>	<b>B</b>	<b>30.88 ± 13.35</b>	<b>A</b>	<b>&lt;.0001</b>

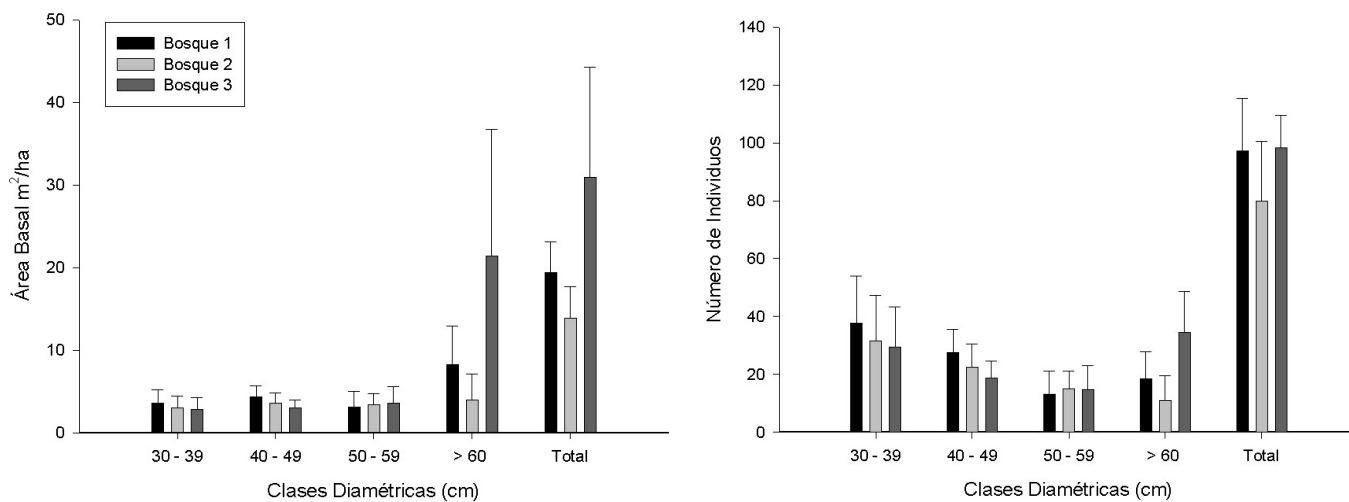


Figura 9. Distribución por clase diamétrica del área basal y el número de individuos de árboles  $\geq 30$  cm dap por hectárea, para los tres tipos de bosque, a partir de datos de parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas, CBSS, Norte de Costa Rica.

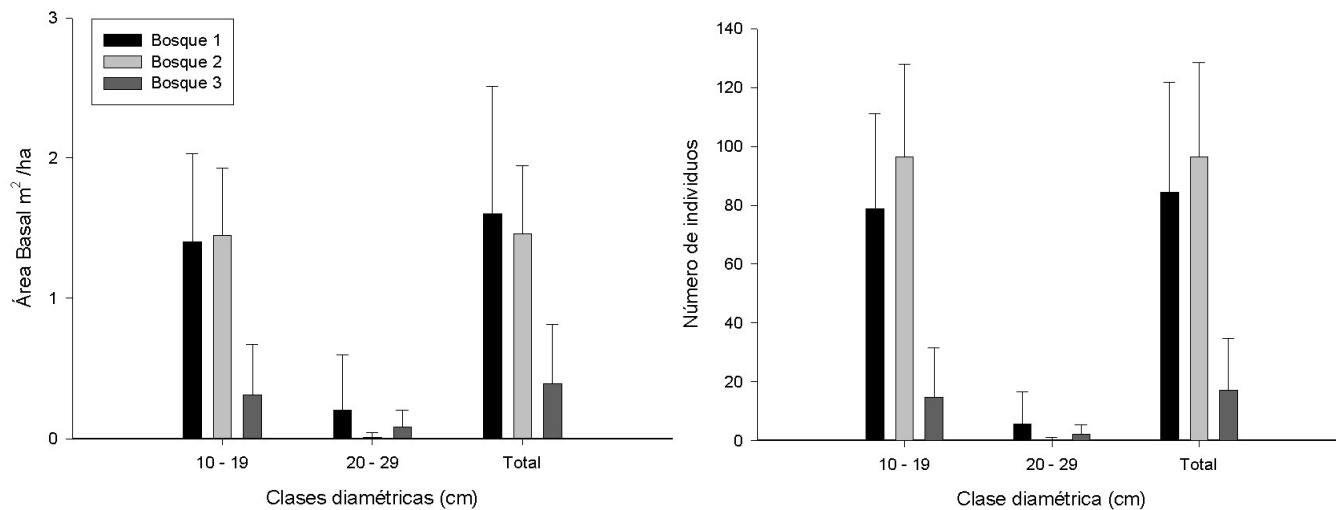


Figura 10. Distribución por clase diamétrica del área basal y el número de individuos de palmas  $\geq 10$  cm dap por hectárea, para los tres tipos de bosque, a partir de datos de parcelas de 0.25 ha en bosques húmedos de tierras bajas, CBSS, Norte de Costa Rica.

**Cuadros 7 y 8.** Promedios del número de individuos (N) y área basal (G en m<sup>2</sup>) por hectárea, en los tres bosques, por clase diamétrica para palmas  $\geq 10$  cm. dap, (B1 n=25, B2 n=16 y B3 n=11) (Andeva Pr > F  $\alpha=0.05$ . Prueba de comparación múltiple Tukey  $\alpha=0.05$ , letras diferentes entre bosques para una clase diamétrica son estadísticamente diferentes).

Clase diamétrica	Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3		Pr > F
(cm)	N ha <sup>-1</sup> (d.e.)		N ha <sup>-1</sup> (d.e.)		N ha <sup>-1</sup> (d.e.)		
10 – 19	78.72 ± 32.33	A	96.25 ± 31.65	A	14.91 ± 16.69	B	<.0001
20 – 29	5.76 ± 10.96	A	0.25 ± 1	A	2.18 ± 3.28	A	0.0877
<b>N Total</b>	<b>84.48 ± 37.28</b>	<b>A</b>	<b>96.50 ± 31.83</b>	<b>A</b>	<b>17.09 ± 17.81</b>	<b>B</b>	<b>&lt;.0001</b>

CLASE DIAMETRICA	Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3		Pr > F
(cm)	G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) (d.e.)		G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) (d.e.)		G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) (d.e.)		
10 – 19	1.40 ± 0.63	A	1.45 ± 0.48	A	0.31 ± 0.36	B	<.0001
20 – 29	0.20 ± 0.40	A	0.01 ± 0.03	A	0.08 ± 0.12	A	0.0954
<b>G Total</b>	<b>1.60 ± 1.91</b>	<b>A</b>	<b>1.46 ± 0.49</b>	<b>A</b>	<b>0.39 ± 0.43</b>	<b>B</b>	<b>&lt;.0001</b>

#### 4.4 Análisis de las variables de suelo y su relación a los tipos de bosques

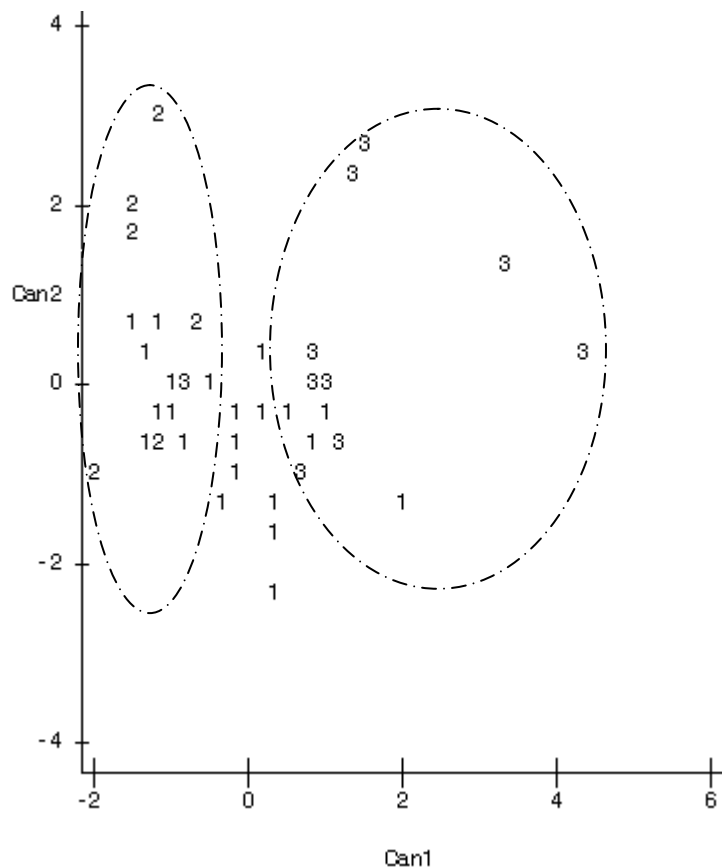
A través de un análisis discriminante canónico para las variables edáficas en conjunto (textura, materia orgánica, pH, acidez extraíble, calcio, magnesio, potasio y fósforo) se encontró que existe una relación entre estas y la distribución de los tipos de bosques según la prueba Lambda de Wilks ( $F = 0.0348$ ). El eje canónico 1, fue el que mostró significancia estadística, explicó el 69% de la discriminación y las variables que más incidieron fueron: el magnesio (Mg), el pH, el calcio (Ca) y la materia orgánica (MO). Al observar el diagrama resultante de este análisis (Figura 11), claramente se diferenciaron, sobre el eje 1, las parcelas del bosque 2 con las parcelas del bosque 3. En cambio, las parcelas del bosque 1, las cuales se distribuyeron sobre condiciones de sustrato más heterogéneas, se presentaron entremezcladas con las parcelas de los otros dos tipos de bosques sobre el eje 1.

Con el ANDEVA ( $\alpha = 0.05$ ) para cada variable por individual, se encontró que el Ca y el Mg tuvieron diferencias estadísticas (Cuadro 9). En la prueba de Tukey ( $\alpha = 0.05$ ), hubo diferencias para el Ca y la MO, pero no para el Mg. En el caso del Ca, las diferencias se observan entre el bosque 3, con los valores más altos, y el bosque 2, con los valores más bajos. La MO, también difirió entre el bosque 2, con los valores más altos, y el bosque 3, con los valores más bajos. En ambos casos, el bosque 1 no muestra diferencias con ninguno de los otros bosques. La textura y la profundidad efectiva no resultaron significativas porque la mayoría de las parcelas presentaron suelos arcillosos y profundos.

Según las variables evaluadas, los bosques 1 y 2 presentaron valores, considerados para cultivos, de un nivel crítico a deficiente para el crecimiento vegetal en Ca, Mg, K y P, suelos ácidos con un pH bajo (< 5) y contenido de materia orgánica de medio a alto, reportándose los valores mayores para el bosque 2. El bosque 3, mostró en general un nivel de crítico a óptimo para Ca y Mg, de deficiente a crítico para K y P, un valor medio en contenido de MO y pH. Para los tres tipos de bosques se encontraron niveles de acidez extraíble altos (Cuadro 9).

Los resultados pueden interpretarse como un cambio marcado de las condiciones del suelo. Todas las parcelas que constituyeron el bosque 2, se ubicaron sobre suelos Ultisoles, caracterizándose por ser ácidos, arcillosos, profundos, bien drenados y de baja fertilidad. En cambio, las parcelas del bosque 3, se presentaron sobre suelos Inceptisoles, tendientes a ser menos ácidos, con mejor condición de fertilidad y, en particular, las parcelas que más se diferenciaron – cuatro de un mismo sitio – presentaron mal drenaje, sufriendo anegamiento en el período lluvioso, con la capa de agua aproximadamente a 50 cm de profundidad en el momento del muestreo. Las parcelas que se agruparon en el bosque 1, las condiciones de sustrato fueron similares tanto en Ultisoles como en Inceptisoles, prevaleciendo las características mencionadas anteriormente para los Ultisoles.

**Figura 11.** Diagrama resultante del Análisis Canónico Discriminante para las variables edáficas, en donde, se distingue claramente la diferenciación entre el bosque 2 y 3 sobre el eje canónico 1. Los números representan el tipo de bosque.



**Cuadro 9.** Promedios de los valores para cada variable de suelo obtenidos a través de análisis de laboratorio. Análisis de Varianza (ANDEVA  $\alpha=0.05$ ) y Prueba de Comparación Múltiple de Tukey ( $\alpha=0.05$ ), letras diferentes indican diferencia estadística. Muestras de parcelas ubicadas en el CBSS, Zona Norte, Costa Rica.

Variables de suelo	Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3		ANDEVA ( $\alpha=0.05$ )
Textura	*	A	*	A	*	A	*
Materia Orgánica	4.81±1.35	<b>AB</b>	5.69±2.08	<b>A</b>	3.76±1.51	<b>B</b>	0.0502
pH	4.62±0.40	A	4.69±0.32	A	5.07±0.76	A	0.0652
Acidez extraíble	3.02±1.51	A	2.73±0.87	A	2.15±1.12	A	0.1944
Calcio	1.26±2.64	<b>AB</b>	0.44±0.51	<b>B</b>	3.27±3.75	<b>A</b>	<b>0.0398</b>
Magnesio	0.60±0.94	A	0.50±0.41	A	2.06±2.43	A	<b>0.0462</b>
Potasio	0.07±0.06	A	0.06±0.02	A	0.10±0.07	A	0.2829
Fósforo	2.43±0.82	A	2.37±1.22	A	4.51±5.01	A	0.1829

\* La textura fue evaluada por sus tres componentes (arcilla, limo y arena) por separado, ninguno dio significativo.

#### 4.5 Mapeo de la distribución potencial de los tipos de bosque

Los tipos de bosques fueron mapeados, de forma subjetiva, a partir de la ubicación de las parcelas y de las capas de información de las zonas de vida, pendientes y meses secos, obtenidas del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000). El bosque 1, fue el de mayor extensión potencial, con 25 parcelas, se le estimó que cubre aproximadamente un 40% del área total del Corredor. El bosque 2, con 16 parcelas, un 19% del paisaje. El bosque 3, agrupó 11 parcelas y fue el de menor extensión potencial, comprendiendo un 6% del área. Por último, el 35% del CBSS se consideró *sin información*, como un criterio conservador, por pensarse que los resultados no debían ser extrapolados tan ampliamente.

A partir de el mapeo potencial, se calculó la cobertura forestal para cada tipo de bosque, y los resultados mostraron que en el área potencial del bosque 1 hubo un 64% de masa boscosa, para el bosque 2 un 82%, y para el bosque 3 un 35%. Este último fue el de menos extensión potencial y el área que contó con menos cobertura de bosque. Esta situación, si bien, es una primera aproximación del entendimiento de la distribución de los bosques, permite generar recomendaciones para la conservación de estos.

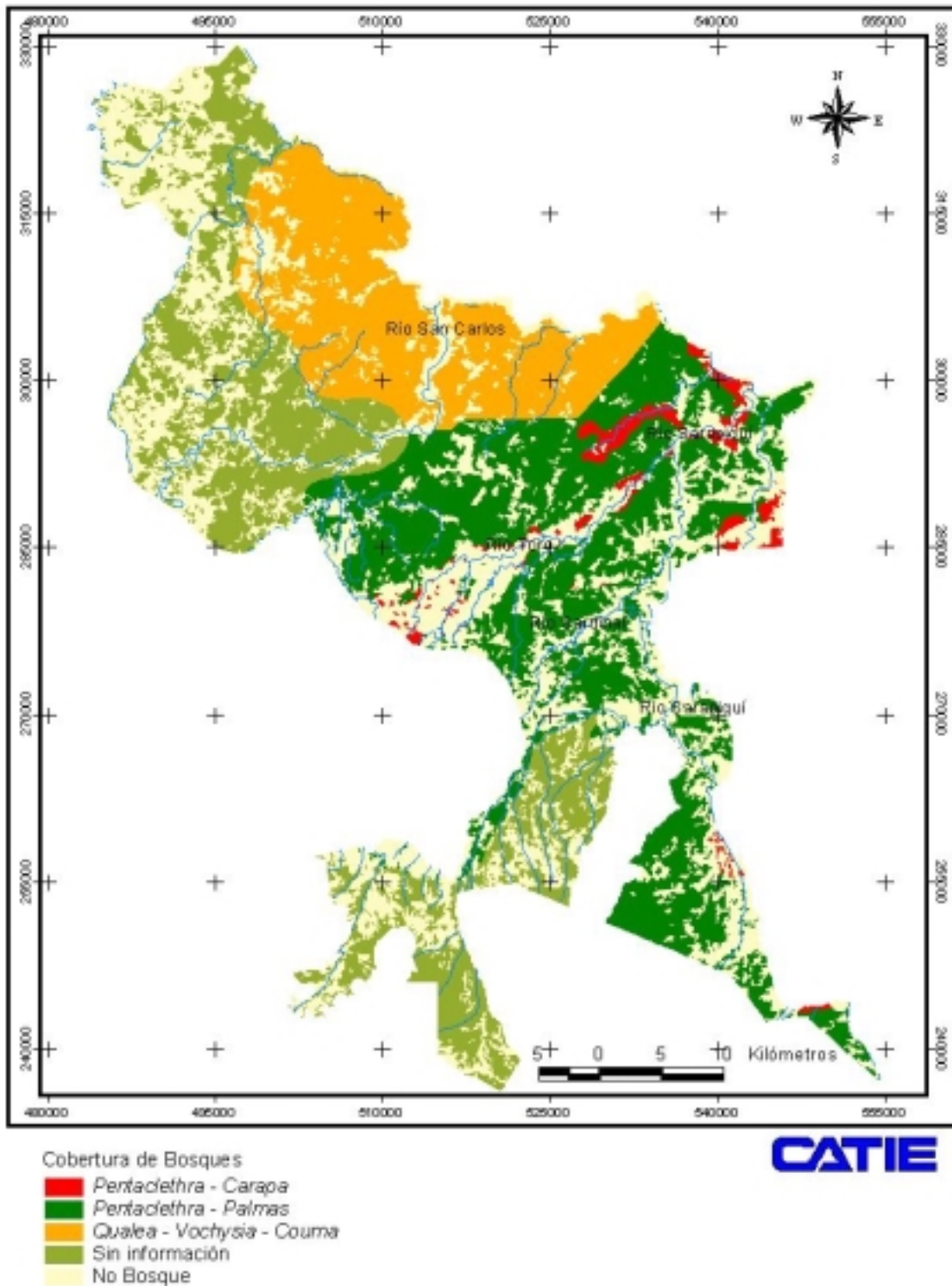


Figura 12. Distribución potencial de los tipos de bosque, elaborado sobre la base de clasificación *bosque* y *no bosque* de imagen de satélite Landsat TM año 2001. Delimitadas categorías de bosque según ubicación de parcelas, pendientes, zonas de vida y meses secos, estas últimas capas de información obtenidos del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000). Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

## 5. Discusión

### 2.6 La Clasificación de las comunidades naturales: Tipos de Bosque

La clasificación o identificación de las comunidades naturales es un elemento clave en las estrategias de conservación a escalas territoriales amplias (p.e. Corrêa 2000; Hctor et al. 2000; Stoms 2000; Jennings 2000; Fearnside y Ferraz 1995; Caicco et al. 1995), considerando que es necesario conocer lo que existe y, por lo tanto, lo que debe ser protegido. Noss (1987), indica que todo aquello que no sea inventariado, posiblemente no será protegido.

Aunque existen varios sistemas de clasificación, entre ellos los bioclimáticos (p.e. las zonas de vida de Holdridge 1978) y los fisionómicos (p.e. la clasificación de la UNESCO 1973), las clasificaciones florísticas son las que brindan mayor información de los elementos vegetales que conforman los diferentes hábitats o comunidades. Phillips et al. (2003) señala que los inventarios florísticos son un prerequisite necesario para muchos estudios ecológicos de las comunidades tropicales, tales como, modelar patrones de diversidad y el entendimiento de la distribución de especies. Pero una clasificación de este tipo es más que un simple inventario de especies, si se incorpora datos de la estructura horizontal de los bosques, los cuales se relacionan a las variables de frecuencia y diámetro a la altura del pecho (Louman et al. 2001).

Este tipo de información de la estructura horizontal de los bosques (Louman et al. 2001), es la base para determinar el *peso ecológico* de una especie dado por el Índice de Valor de Importancia (IVI) de Curtis y McIntosh (1951, citado y explicado en Lamprecht 1990). El cálculo del IVI de cada especie por parcela fue la base para los análisis realizados en esta investigación y en otros estudios diseñados con propósitos similares, tales como: Serrano 2003; Perdomo 2001; Finegan y Delgado 2000; Córrea 2000; Pérez 2000; Gallo 1999; Hartshorn y Hammel 1994.

La metodología empleada en esta investigación mostró resultados claros y confiables, los análisis multivariados – conglomerados y ordenación – han demostrado en varios estudios ser efectivos para distinguir tipos de asociaciones vegetales, en este caso arbóreas (p.e. Serrano 2003; Perdomo 2001; Pérez 2000; Finegan y Delgado 2000). El análisis de conglomerados diferenció claramente tres tipos de bosque y estos fueron confirmados por el análisis de ordenación. Aquí no se detallaran las cualidades de los métodos empleados (sección 3.2.1), pero se recomienda como lectura a McCune y Grace (2002) para una mejor explicación de estos y sus ventajas sobre otros métodos.

El Análisis de Especies Indicadoras de Dufrêne y Legendre (1997, citado por McCune y Grace 2002), demostró dar resultados confiables, si consideramos lo señalado por Finegan et al. (2001a) del uso de especies comunes o dominantes para una caracterización sencilla. Asimismo, este método también permitió detectar especies, que aún no siendo comunes, son particulares a un tipo

de bosque. La ventaja de este método con respecto al Análisis Discriminante, es que este último requiere grupos predeterminados, por ejemplo: tipos de suelo, áreas geográficas, entre otros. En cambio el Análisis de Especies Indicadoras puede ser empleado con grupos formados por cualquier método, incluso por un análisis de conglomerados (McCune y Grace 2002).

Fue posible caracterizar los tipos de bosques identificados por sus especies dominantes, y fue notoria una clara diferenciación entre bosques con *P. macroloba* (bosques 1 y 3) y bosques en donde esta especie fue de escasa a ausente (bosque 2). Se logró identificar especies que por su particularidad aportan mucho a la diferenciación de los tipos de bosque, y que en conjunto con las dominantes, pueden ayudar a la identificación de estos bosques en campo. Asimismo, los bosques de *P. macroloba*, que mostraron bastante similitud entre sí, fue posible separarlos con la incorporación del grupo de las palmas en el análisis. Las especies de palmas pueden ser indicadoras de ciertas condiciones ambientales (Finegan et al. 2001a), en especial características edáficas y del terreno (Clark et al. 1995). Además, las especies de palmas comunes en estos bosques son de fácil identificación en campo.

## 2.7 Comparación de los tipos de bosque identificados con otros estudios florísticos realizados en la Zona Norte Central de Costa Rica

Los tres tipos de bosque identificados en este estudio se asemejan a descripciones de composición de especies con otras investigaciones florísticas realizadas en la Zona Norte Central de Costa Rica. En la revisión de literatura, realizada por la autora del presente documento, no se encontraron trabajos de investigación diseñados con el propósito de clasificar los bosques nativos existentes en el área del Corredor. Un primer acercamiento fue realizado por Gallo (1999), quien hizo una clasificación para la parte Norte Central y Atlántica del país, que incluye el área total del CBSS, pero basado en información secundaria con datos provenientes de inventarios forestales y, por ende, sin un levantamiento de información de campo que respondiera a este fin. Zamora et al. (en prensa), hacen una descripción de la vegetación del área que ellos denominan como Zona Florística de las Llanuras de San Carlos, a la cual pertenece la mayoría del área del Corredor, pero sin el objetivo de llegar a una clasificación de tipos de bosque. Hartshorn y Hammel (1994), hacen una tipificación de los bosques para la Estación Biológica La Selva, la cual es el límite sur del CBSS.

El bosque 1, identificado en este estudio, muestra similitud con bosques descritos por Gallo (1999) y Hartshorn y Hammel (1994). La distribución de los bosques detallados por estos autores, permite inferir que este tipo de bosque, dominado por *P. macroloba*, es el principal tipo de vegetación en el Corredor en cuanto a extensión.

Gallo (1999), identifica bosques dominados por *P. macroloba* (35% del IVI) distribuidos desde la parte meridional hacia el sur del Corredor y asociados a *Carapa guianensis*, *Apeiba membranacea*,



*Goethalsia meiantha*, entre otras especies, que fueron también encontradas en el bosque 1. Es importante señalar dos consideraciones debidas al origen de los datos empleados por Gallo (1999): 1) los inventarios forestales datan de la década de los 90, lo cual puede explicar una mayor abundancia de ciertas especies como *C. guianensis*, la cual ha sido muy disminuida en los bosques del Corredor por aprovechamiento forestal (Chassot y Monge 2002; Chassot et al. 2001), y 2) no incluyó especies de palmas en su análisis, siendo de este gremio las siguientes cuatro especies de mayor valor de importancia para el bosque 1.

También, Gallo (1999) diferencia otros dos tipos de bosques dominados por *P. maculoba*, asociados con algunas especies que tuvieron una mayor abundancia en el bosque 2, pero muchas de las especies que los caracterizaron fueron encontradas en el bosque 1. Esto da indicios de una variación de Noreste a Noroeste, con bosques dominados por *P. maculoba* y *Vochysia ferruginea* el Noreste y hacia el Noroeste por *P. maculoba*, *Dialium guianensis* y *Dipteryx panamensis*, también con presencia de *V. ferruginea*. Esta asociación de *P. maculoba* con especies que son más abundantes o características del sector norte del Corredor, responde a la distribución que mostraron algunas de las principales especies, dentro de las parcelas que conformaron los distintos tipos de bosque, como por ejemplo *D. guianensis*, la cual empieza a aparecer más frecuentemente en la parte meridional del CBSS y aumenta su abundancia a medida que se avanza hacia el norte. En el caso de *D. panamensis*, si bien es cierto, se encontró presente en todos los tipos de bosque, su IVI fue mayor en el bosque 2 (sector norte).

En el caso de La Selva, Hartshorn y Hammel (1994) describen dos tipos de bosques sobre tierras no inundables dominados por *P. maculoba*, en donde ésta especie reunió entre el 18% al 23% del IVI, y también asociados a especies de palmas del dosel intermedio que estuvieron dentro de las primeros cinco especies de mayor IVI, similar a la composición descrita para el bosque 1.

El bosque 2, coincide con lo descrito por Zamora et al. (en prensa), quienes enlistan las especies que se encuentran en el sector norte de las Llanuras de San Carlos, indicando la presencia de especies reportadas para la Península de Osa y que son elementos de procedencia suramericana, tales como: *Chrysophyllum colombianum*, *Couma macrocarpa*, *Dendrobangia boliviana*, *Elaeoluma glabrescens*, *Qualea paraensis*, *Ruptiliocarpon caracolito*, *Vochysia allenii* y *Podocarpus guatemalensis*, entre otras. Gallo (1999), describe un tipo de bosque dominado por *Vochysia ferruginea* y *Qualea paraensis*, asociado con *Dipteryx panamensis*, *Chrysophyllum sp.*; *Dialium guianensis*, *Couma macrocarpa* y *Elaeoluma glabrescens*, entre otras, y donde *P. maculoba* es de baja abundancia.

Con respecto al bosque 3, Gallo (1999) describe bosques similares en el Área de Conservación Tortuguero (Atlántico de Costa Rica), al Este del Corredor. Dominado por *P. maculoba* (37% de IVI) y asociado principal con *Carapa guianensis* y *Pterocarpus sp.* Gallo (1999) también indica que

estos bosques son los que reportaron los valores de importancia más altos para *C. guianensis*. Hartshorn y Hammel (1994), reportaron este tipo de bosque en La Selva, con casi un 19% de IVI para *P. maculoba*, asociado a *Carapa nicaraguensis*, *Iriartea deltoidea*, *Pterocarpus officinalis*, *Welfia georgii*, *Astrocaryum alatum*, *Goethalsia meiantha*, y *Apeiba membranacea*, entre otras. Ambos autores, indican que estos bosques tienen una extensión limitada a ciertas condiciones ambientales, lo cual se discute en la siguiente sección (5.3).

Los resultados de la presente investigación y de los otros estudios, permite inferir claramente la presencia de por lo menos tres tipos de bosques en el Corredor. En los cuales la principal diferencia se observó entre bosques con y sin *P. maculoba*, siendo clara la variación de la composición florística en sentido sur – norte. Esta variación también fue evidente observando los datos individuales, de abundancia por parcela, de algunas de las especies principales que conformaron los tipos de bosque. Entre los bosques con *P. maculoba* (bosques 1 y 3), se diferenciaron ciertas especies asociadas, las cuales aumentaron o disminuyeron su abundancia debido a la variación en las condiciones de sustrato, y por la aparición de *Pterocarpus officinalis*, la cual es característica de determinados ambientes (Holdridge et al. 1997).

## 2.8 Relación entre los tipos de bosque identificados con factores edáficos

En general, los resultados sobre las características edáficas en los bosques 1 y 2, que corresponde al 79% del total de parcelas muestreadas (41 parcelas), indicaron que no existe una variación significativa entre las variables evaluadas sobre suelos Inceptisoles, principalmente del suborden Tropept, con aquellas sobre Ultisoles. Los Ultisoles, según Bertsch (1995), se caracterizan por ser arcillosos, de baja fertilidad, profundos y ácidos ( $\text{pH} < 5.5$ ) debido al efecto de la lixiviación de los nutrimentos, en especial de las bases (Ca, Mg y K). Lo cual corresponde con los resultados que describieron a los suelos del bosque 2 – ubicadas todas sus parcelas sobre Ultisoles –. En el caso de los Inceptisoles, son suelos jóvenes y sus características estarán en dependencia de su origen y los procesos que incidan en su formación (Bertsch 1995). En el Corredor, según información presentada en el Atlas de Costa Rica (ITCR 2000), estos suelos son arcillosos y de baja saturación de bases, lo que puede indicar que están sufriendo un proceso de meteorización (Bertsch 1995) pudiendo ser explicado por la alta precipitación que caracteriza a esta zona, en combinación con suelos profundos.

Las diferencias significativas encontradas entre los suelos de los bosques 2 y 3, se deben a que estos mostraron condiciones contrastantes entre sí. El bosque 3 se ubicó sobre suelos Inceptisoles, tendientes a ser menos ácidos y con mejor condición de fertilidad al presentar mayor concentración de Ca y Mg; pero al revisar los datos por parcela se observó que cuatro parcelas – de un mismo sitio – son las que más contribuyeron en la diferenciación de este bosque. El principal rasgo que diferenció a estas parcelas, fue el sufrir períodos de anegamiento en la época lluviosa, y

esto explica la presencia, en el bosque 3, de la especie *Pterocarpus officinalis* Jacq., la cual es particular de zonas bajas, semi-inundadas por aguas corrientes o anegadas periódicamente (Holdridge et al. 1997).

La composición del bosque 3 es muy similar a la encontrada por Gallo (1999), a los cuales nombró Bosque de *Carapa – Pentaclethra – Pterocarpus*, ubicados en las regiones costeras del Atlántico de Costa Rica, en suelos poco desarrollados, mal drenados y con períodos de inundación, y que indicó pertenecen a los ordenes Entisoles e Histosoles. De igual forma, Hartshorn y Hammel (1994) identifican un tipo de bosque primario en áreas inundables de La Selva, con una composición similar, destacándose nuevamente dentro de la asociación principal *P. officinalis*. Esto permite deducir que este tipo de bosque esta determinado por el drenaje, a como señala Pérez (2000) que diferencia tipos de bosques de acuerdo a suelos bien y mal drenados en el Atlántico Norte de Nicaragua. Asimismo, *C. guianensis* es reportada, para el Atlántico de Costa Rica, como una especie de suelos planos, ocasionalmente semi-inundados, asociado a *P. maculoba* (Jiménez et al. 2002).

*P. maculoba*, es una especie pionera con abundante regeneración dentro o fuera del bosque, frecuente en suelos mal drenados o pantanosos, ácidos y poco fértiles (Flores 1994a, citado por Jiménez et al. 2002), lo que nos da una indicación del porque la alta abundancia y amplia distribución de esta especie en estos suelos – los cuales se han caracterizado por su acidez y baja fertilidad – y el porque aumenta considerablemente el IVI de ésta en el bosque 3, que se presentó en terrenos planos y a veces con períodos de anegamiento.

Por último, se debe tomar en cuenta que el encontrar especies que están presentes en los diferentes tipos de bosque y sobre diferentes condiciones de sustrato, concuerda con el hecho de que muchas especies en el neotrópico son de amplia distribución (Hartshorn 2002) y que la preferencia hacia un tipo de suelo no significa la ausencia o restricción a los otros tipos (Clark et al. 1999). Lo que dificulta en muchas ocasiones hacer una relación a nivel regional de la influencia del suelo en la biogeografía de los bosques y de sus especies principales (Hartshorn 2002).

## 6. Conclusiones

- Por lo menos existen tres tipos de bosques naturales dentro del área del Corredor Biológico San Juan – La Selva, los cuales pudieron ser diferenciados por su composición, riqueza, diversidad y estructura. Estos bosques mostraron tener una variación importante en cuanto a composición florística, con lo cual se logró una caracterización clara de la asociación principal conjugando los criterios de especies particulares, comunes y/o dominantes.
- Se identificó la presencia de un tipo de bosque singular por su composición de especie, el de *Qualea paraensis – Vochysia ferruginea – Couma macrocarpa*. Este fue el más diverso de los tres tipos de bosque y se encontró circunscrito al sector norte del Corredor.

- *Pentaclethra macroloba*, fue la especie más común y dominante en dos de los tipos de bosque identificados, en donde, el bosque asociado a palmas fue el de mayor distribución. Por las especies principales asociadas a estos dos tipos de bosque, se pudo deducir que la topografía y el drenaje jugaron un papel importante en su diferenciación, aunque no hayan sido variables aquí analizadas.
- La identificación de las especies principales de cada tipo de bosque según el criterio del IVI y el análisis de especies indicadoras por el método de Dufrene y Legendre (1997) mostró dar resultados confiables y prácticos para la diferenciación de estos bosques. La identificación de las especies característica de cada tipo de bosque puede ser información muy útil para el reconocimiento de estos en campo.
- La metodología empleada en este estudio, desde el muestreo riguroso en campo hasta los tipos de análisis aplicados a los datos colectados, mostraron ser efectivos para una práctica y confiable caracterización y tipificación de bosques naturales. Los análisis aquí empleados – análisis de conglomerados, NMS y análisis de especies indicadoras – podrían enriquecer sus resultados si se combinara con datos de gradientes ambientales, con lo cual fuese posible inferir patrones potenciales de distribución de estos bosques o de especies particulares.
- Se logró establecer una relación entre las variables edáficas consideradas en este estudio con los tipos de bosques conformados, con lo que se pudo derivar dos consideraciones obvias y también indicadas en otros estudios: 1) que se pueden diferenciar comunidades sobre condiciones de sustrato contrastantes, por ejemplo, acidez (pH como indicador), fertilidad y drenaje; y 2) se pueden diferenciar asociaciones vegetales sobre condiciones de sustrato relativamente similares.

## 7. Recomendaciones

- Ampliar el muestreo hacia los sitios que quedaron con vacíos de información en la presente investigación, empleando el mismo proceso metodológico de montaje y medición de parcelas, para verificar si existen otros tipos de bosque dentro del Corredor.
- Realizar un estudio y mapeo de los bosques naturales categorizados por su nivel de intervención, con lo cual se pueda dar pautas para su manejo y/o conservación.
- Combinar la información sobre vegetación levantada en campo con información sobre condiciones ambientales, para ver si se puede determinar patrones de distribución de los tipos de bosque y/o las especies, tomando en consideración que en su mayoría son ecosistemas de tierras bajas, por lo que, el drenaje y la precipitación (cantidad y distribución) pueden ser factores importantes.

## 8. Bibliografía

- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Suiza. 254 p.
- Berry. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. In Guariguata, M.R. y G.H. Kattan (eds). 2002. Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 83-96.
- CCT. 2002. Proyecto de Investigación y Conservación de la Lapa Verde. Disponible en línea 29/12/02: <http://www.cct.or.cr/lapa/summarysp.htm>
- Chassot, O. y G. Monge. 2002. Corredor Biológico San Juan – La Selva: Ficha Técnica. Comité Ejecutivo Corredor Biológico San Juan – La Selva. Costa Rica. 78 p.
- Clark, D.B; M.W.Palmer; y D.A. Clark. 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80(8): 2662-2675.
- Clark, D.; D. Clark; R. Sandoval; y M. Vinicio. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rainforest palms. *Ecology* 76(8): 2581-2594.
- Colwell, R.K. 1997. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from samples. Version 5.0.1. University Connecticut. Disponible en website <http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Dinerstein, E.; D.M. Olson; D.J. Graham; A.L. Webster; S.A. Primm; M.P. Bookbinder; y G. Ledec. 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Ecoregiones Terrestres de América Latina y El Caribe. WWF-World Bank. Washington D.C. 145 p.
- Finegan, B.; W. Palacios; N. Zamora; D. Delgado. 2001a. Ecosystem-level Forest Biodiversity and Sustainability Assessments for Forest Management. In Raison, R.J.; Brown, A.G.; Flinn, D.W. Criteria and Indicators for Sustainable Forest management. CABI Publishing /IUFRO. Vienna, Austria. Pp. 341-378.
- Finegan, B., D. Delgado, M. Camacho y N. Zamora. 2001b. Timber production and plant biodiversity conservation in a Costa Rican rain forest: an experimental study and its lessons for adaptative sustainability assessment. In: A. Franc, O. Laroussinie, y T. Karjalainen (eds.) Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management at the Forest Management Unit Level. Proceedings of the IUFRO task Force Meeting No. 38, Nancy, France, March 2000. European Forestry Institute. Pp 123-133.

- Finegan, B. y M. Camacho. 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988-1996. *Forest Ecology and Management* 121(1999): 177-189.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 65 p.
- Gauch Jr., H.G. 1982. *Multivariate Análisis in Community Ecology*. Cambridge University Press. New York, United States of America. 298 p.
- Guariguata, M.R.; y G.H. Kattan (eds). 2002. *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. 692 p.
- Hartshorn, G.S. 2002. Biogeografía de los bosques neotropicales. In Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 59-81.
- Hector, T.S.; M.H. Carr; y P.D. Zwick. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Instituto Tecnológico de Costa Rica. 2000. Atlas de Costa Rica. Disponible en el siguiente website <http://www.esri.com./software/arcexplorer/aedown/oaad.html>
- Jennings, M.D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15 (2000): 5-20.
- Kattan, G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. p 561-590.
- Louman, B.; D. Quirós; M. Nilsson. 2001. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Serie Técnica, Manual Técnico No. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- McCune, B. y J.B. Grace. 2002. *Análisis of Ecological Communities*. Software design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300p.
- McCune y Mefford. 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4*. MjM Software design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237p.
- McIntyre, S.; y G.W. Barrett. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6(1): 146-147.
- Magurran, A.E. 1989. *Diversidad ecológica y su medida*. Ediciones Vedral. Barcelona, España. 200p.

- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 58-62.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11): 700-706.
- Perdomo, M.H. 2001. Herramientas para la planificación del manejo de los bosques a escala de paisaje en el Municipio El Castillo del Sudeste de Nicaragua. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 139 p.
- Pérez, M.A. 2000. Fitosociología de los Bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte Nicaragüense, una base para el manejo sostenible. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 130p.
- Saunders, D.A; R.J. Hobbs; y C.R. Margules. 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 Iñao, Bolivia. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Zamora, N., B. E. Hammel y M. H. Grayum. (en prensa) Vegetación/ Vegetation. In, B. E. Hammel, M. H. Grayum, C. Herrera, y N. Zamora (eds.), *Manual de Plantas de Costa Rica*. vol. I. Monograph Systematic Botanical Missouri Botanical Garden. Pp. 91-216.

**Anexo 1.** Distribución de las parcelas en los tipos de bosque diferenciados con el análisis de conglomerados (F = fragmento, P = parcela), ver cuadro siguiente sobre ubicación de los sitios.

Bosque 1	Bosque 2	Bosque 3
F2 (P1,P3)	F11 (P1, P2, P3)	F1 (P1, P2, P3, P4)
F3 (P1,P2,P3)	F12 (P1)	F2 (P2)
F4 (P1, P2)	F13 (P1, P2, P3)	F6 (P1, P3)
F5 (P1, P2, P3)	F14 (P21, P24, P26)	F8 (P2)
F6 (P2)	F15 (P13, P17, P19)	F9 (P1, P2, P3)
F7 (P1, P2)	F16 (P3, P8, P10)	
F8 (P1)		
F10 (P1, P2, P3, P4)		
F12 (P2, P3)		
F13 (P4)		
F17 (P2, P8)		

**Continuación Anexo 1.** Sitios donde se establecieron las parcelas de muestreo

Número de Fragmento	Nombre de la Finca	Número de parcelas	Regente	Cantón	Distrito	Caserío
1	Plywood Costarricense Bloque 1 (Plywood 1)	4	FUNDECOR	Sarapiquí	Puerto Viejo	Las Medias
2	Plywood Costarricense Bloque 2 (Plywood 2)	3	FUNDECOR	Sarapiquí	Puerto Viejo	Las Medias
3	Paniagua	4	FUNDECOR	Sarapiquí	La Virgen	La Delia
4	Agrícola Rojomaca	2	FUNDECOR	Sarapiquí	Puerto Viejo	Boca del Sucio
5	Agrícola Sofía	3	FUNDECOR	Sarapiquí	Puerto Viejo	Puerto Viejo
6	Lino Víquez	3	FUNDECOR	Sarapiquí	Horquetas	Santa Clara
7	La Ladrillera S.A. Bloque 3 (Ladrillera 3)	2	FUNDECOR	Sarapiquí	La Virgen	Bajos de Chilamate
8	La Montura	2	CODEFORSA	Grecia	Río Cuarto	San Rafael
9	La Legua	3	CODEFORSA	San Carlos	Pital	La Legua
10	Irmo Zamora	4	CODEFORSA	Sarapiquí	La Virgen	Golfito
11	Hogar de Ancianos	3	CODEFORSA	San Carlos	Pital	Boca Tapada
12	Laguna Lagarto Lodge	4	CODEFORSA	San Carlos	Pital	Boca Tapada
13	Nano Vargas	4	-	San Carlos	Cutris	Boca Tapada
14	Hogar de Ancianos (PPM* – CODEFORSA)	3	CODEFORSA	San Carlos	Pital	Boca Tapada
15	Hiloba S.A. (PPM – CODEFORSA)	3	CODEFORSA	San Carlos	Pital	Boca Tapada
16	San Jorge (PPM – CODEFORSA)	3	CODEFORSA	San Carlos	Pital	Boca Tapada
17	La Tirimbina (PPM – CATIE)	2	-	Sarapiquí	La Virgen	La Virgen

\* Parcelas Permanentes de Muestreo



**Anexo 2.** Especies presentes en dos o más parcelas de 0.25 ha, su grupo ecológico, grupo comercial, probable tipo de dispersión y valores de IVI para cada una de ellas por tipo de bosque, ubicados en el Corredor Biológico San Juan – La Selva, Norte de Costa Rica.

Familia	Especie	Grupo Ecológico	Dispersión	Grupo Comercial	Bosque 1		Bosque 2		Bosque 3	
					IVI (%)	Desviación Estándar	IVI (%)	Desviación Estándar	IVI (%)	Desviación Estándar
<b>ANACARDIACEAE</b>	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	GEN	V	Aceptables	0.416	1.441	1.175	2.2787	1.8364	3.1529
<b>ANNONACEAE</b>	<i>Guatteria aeruginosa</i> Standl.	NN	V	No comercial	0.152	0.76	*		0.4818	1.598
	<i>Xylopia sericophylla</i> Standl. y L.O. Williams	HD	V	No comercial	0.32	1.1091	*		*	
<b>APOCYNACEAE</b>	<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	NN		No comercial	0.14	0.7	3.6313	2.9264	*	
	<i>Lacmellea panamensis</i> (Woodson) Markgr.	NN	V	No comercial	0.936	2.2964	0.5188	1.4204	0.5091	1.6885
	<i>Tabernaemontana alba</i> Mill.	NN		No comercial	0.308	1.0669	*		*	
<b>ARALIACEAE</b>	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decae. y Planch.	INT	V	Aceptables	1.756	2.5201	*		2.4545	2.9135
<b>ARECACEAE</b>	<i>Astrocaryum confertum</i> H. Wendl. ex Burret	PAL	V	Palmas	0.12	0.6	0.3625	0.9966	*	
	<i>Bactris</i> sp.	NN		Palmas	0.376	1.0477	0.1875	0.75	*	
	<i>Euterpe precatória</i> Mart.	PAL	V	Palmas	2.688	2.7281	1.6438	2.4733	*	
	<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz y Pav.	PAL	V	Palmas	7.664	6.8204	3.9438	1.9923	1.6091	3.6001
	<i>Prestoea decurrens</i> (H. Wendl. ex) Burret H.E. Moore	NN	V	Palmas	*		4.6875	6.0169	*	
	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	PAL	V	Palmas	5.98	3.6688	5.7438	3.4084	1.4273	2.4495
	<i>Welfia georgii</i> H. Wendl. ex Burret	PAL	V	Palmas	8.72	5.1344	12.506	4.7621	5.9545	5.2043

<b>BORAGINACEAE</b>	<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	HD	V	Aceptables	0.308	1.0824	0.625	1.7113	*	
<b>BURSERACEAE</b>	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	GEN	V	Aceptables	2.676	4.2808	1.2625	2.3841	0.4727	1.5679
<b>CECROPIACEAE</b>	<i>Cecropia insignis</i> Liebm.	HE	V	No comercial	0.168	0.84	*		0.5818	1.9297
	<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	INT	V	No comercial	0.608	1.7488	*		0.5455	1.8091
	<i>Pourouma minor</i> Benoist	INT	V	No comercial	0.352	1.2306	*		0.5091	1.6885
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>	<i>Couepia polyandra</i> (kunth) Rose	GEN	V	No comercial	0.172	0.86	0.3125	1.25	*	
	<i>Hirtella media</i> Standl.	NN		No comercial	*		1.15	2.2054	*	
	<i>Licania affinis</i> Fritsch	GEN		No comercial	0.472	1.3155	2.5313	3.2323	*	
	<i>Licania costaricensis</i> Standl. y Steyerl.	NN		No comercial	*		0.475	1.3304	*	
	<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	GEN		No comercial	*		1.1063	1.768	*	
	<i>Licania kallunkiae</i> Prance	NN		No comercial	*		0.4563	1.2468	*	
	<i>Licania sparsipilis</i> S. F. Blake	NN		No comercial	*		0.9438	2.0893	*	
	<i>Maranthes panamensis</i> (Standl.) Prance y F. White	GEN	V	No comercial	*		0.7188	1.56	*	
<b>CLUSIACEAE</b>	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	INT	V	Deseables	*		0.625	1.7268	*	
<b>COMBRETACEAE</b>	<i>Terminalia amazonia</i> (J. F. Gmel.) Exell.	INT	W	Aceptables	0.184	0.92	0.2	0.8	*	
<b>DICHAPETALACEAE</b>	<i>Tapura guianensis</i> Aubl.	NN		No comercial	0.196	0.98	0.225	0.9	*	
<b>ELAEOCARPACEAE</b>	<i>Sloanea meianthera</i> Donn. Sm.	NN	V	No comercial	0.288	0.9972	*		*	
<b>EUPHORBIACEAE</b>	<i>Alchorneopsis floribunda</i> (Benth.) Mull. Arg.	HD	V	No comercial	0.184	0.92	*		0.5818	1.9297

	<i>Croton smithianus</i> Croizat	HE		No comercial	0.448	1.2524	0.2438	0.975	*	
	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemao	HD		Deseables	0.664	2.499	*		*	
<b>FABACEAE/CAES</b>	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	NN		Aceptables	1.292	2.6246	5.85	4.7288	2.3182	4.2619
<b>FABACEAE/CAES</b>	<i>Macrolobium costaricense</i> W.C. Burger	NN	H	No comercial	1.636	5.4056	*		*	
<b>FABACEAE/MIM.</b>	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	NN		Deseables	0.516	1.7874	2.4188	3.6517	*	
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	HD	V	No comercial	0.216	1.08	0.4813	1.4044	*	
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	HD	V	No comercial	0.312	1.086	0.15	0.6	*	
	<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	GEN	A-H	Aceptables	23.892	6.2926	0.9188	2.7927	40.6	6.1478
<b>FABACEAE/PAP.</b>	<i>Dipteryx panamensis</i> (Pittier) Record y Mell	HD		Aceptables	1.776	3.7392	3.8125	4.609	1.8636	4.58
	<i>Dussia macrophyllata</i> (Donn. Sm.) Harms	NN		Aceptables	1.036	2.5497	*		1.2091	2.6909
	<i>Ormosia intermedia</i> N. Zamora ined.	HD		No comercial	0.6	1.8	*		0.8636	2.8644
	<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	NN		Aceptables	*		*		1.9727	4.4304
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	HD	W	Aceptables	0.608	1.708	*		*	
	<i>Vatairea lundellii</i> (Standl.) Killip	NN		Aceptables	0.696	2.5147	0.9625	2.0723	*	
<b>FLACOURTIACEAE</b>	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler.	HD	V	Aceptables	0.6	1.7722	0.7313	2.0221	*	
<b>HERNANDIACEAE</b>	<i>Hernandia didymantha</i> Donn. Sm.	HD		Aceptables	0.368	1.274	*		1.7182	2.9553
<b>HUMIRIACEAE</b>	<i>Vantanea barbourii</i> Standl.	GEN	V	Aceptables	0.656	1.8835	1.8813	2.6975	*	
<b>ICACINACEAE</b>	<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	NN		No comercial	*		1.1188	2.0233	*	

<b>LECYTHIDACEAE</b>	<i>Eschweilera integrifolia</i> (Ruiz y Pav. ex) Miers R. Knuth	GEN		No comercial	*		0.4813	1.3698	*	
	<i>Eschweilera longirachis</i> S. A. Mori	NN		No comercial	0.184	0.92	*		0.4636	1.5377
<b>LEPIDOBOTRYACEAE</b>	<i>Ruptiliocarpon caracolito</i> Hammel y N. Zamora	NN		No comercial	*		0.775	1.6687	*	
<b>MELIACEAE</b>	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	GEN	V	Deseables	1.28	2.596	0.425	1.7	6.8818	10.036
	<i>Guarea gentryi</i> Coronado	NN		No comercial	0.54	1.5524	*		1.7727	3.0767
<b>MORACEAE</b>	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	GEN	V	No comercial	0.752	1.5639	0.4563	1.2691	*	
	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	GEN	V	Aceptables	1.156	1.9138	0.5875	1.7489	1.1364	2.5637
<b>MYRISTICACEAE</b>	<i>Otoba novogranatensis</i> Moldenke	INT	V	Aceptables	0.188	0.94	0.3875	1.0745	*	
	<i>Virola koschnyi</i> Warb.	GEN	V	Aceptables	0.348	1.2114	0.5688	1.6418	*	
	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	GEN	V	Aceptables	1.012	1.872	0.2563	1.025	0.4818	1.598
	<i>Parathesis trychogyne</i> Hemsl.	NN		No comercial	0.324	1.1289	*		*	
<b>OCHNACEAE</b>	<i>Cespedesia macrophylla</i> Seem.	GEN		Aceptables	1.356	2.3436	0.2313	0.925	1.0818	2.4078
<b>OLACACEAE</b>	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	GEN	V	Deseables	0.364	1.2893	*		1.2364	2.7522
<b>PODOCARPACEAE</b>	<i>Podocarpus guatemalensis</i> Standl.	NN		No comercial	*		0.5438	1.4993	*	
<b>RUBIACEAE</b>	<i>Chimarrhis parviflora</i> Standl.	NN	W	Aceptables	0.68	1.95	0.225	0.9	1.2636	2.9713
	<i>Ferdinandusa panamensis</i> Standl. y L. O. Williams	HD	W	No comercial	*		0.6375	1.7454	*	
	<i>Simira maxonii</i> (Standl.) Steyerl.	NN		No comercial	0.152	0.76	*		0.6636	2.201
<b>SAPINDACEAE</b>	<i>Cupania livida</i> (Radlk.) Croat	NN		No comercial	*		0.425	1.1636	*	

	<i>Cupania sp.</i>	NN		No comercial	*		0.475	1.3229	*	
<b>SAPOTACEAE</b>	<i>Chrysophyllum colombianum</i> (Aubrév.) T. D. Penn.	GEN	V	No comercial	0.792	2.1964	1.925	2.7767	*	
<b>SAPOTACEAE</b>	<i>Elaeoloma glabrescens</i> (Mart. y Eichler) Aubrév.	GEN	V	Deseables	0.528	1.5068	3.6938	3.8024	*	
	<i>Manilkara aff. staminodella</i> Gilly	NN		No comercial	*		0.475	1.3	*	
	<i>Micropholis crotonoides</i> (Pierre) Pierre	NN		No comercial	0.492	1.7132	0.25	1	0.6273	2.0804
	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	GEN		No comercial	0.132	0.66	1.2	3.8838	*	
	<i>Pouteria belizensis</i> (Standl.) Cronquist	NN		No comercial	0.32	1.1079	*		*	
	<i>Pouteria calistophylla</i> (Standl.) Baehni	GEN	V	No comercial	0.448	1.239	*		*	
	<i>Pouteria campechiana</i> (Kunth) Baehni	GEN	V	No comercial	0.304	1.0538	*		*	
	<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	GEN		No comercial	0.4	1.4204	*		*	
	<i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni	GEN	V	No comercial	1.492	2.3624	0.5	1.3682	*	
	<i>Pouteria filipes</i> Eyma	GEN		No comercial	0.688	1.9331	0.7813	2.1628	*	
	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	GEN	V	No comercial	0.144	0.72	0.2	0.8	*	
	<i>Pouteria sp.</i>	NN	V	No comercial	0.148	0.74	1.0063	1.8274	1.7091	2.9518
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	GEN	V	No comercial	0.32	1.1079	0.4875	1.3326	*	
<b>SIMAROUBACEAE</b>	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	HD	V	Aceptables	0.768	1.5808	0.225	0.9	*	
<b>STERCULIACEAE</b>	<i>Sterculia recordiana</i> Standl.	HD	V	Aceptables	0.168	0.84	*		1.2545	2.7969

<b>TILIACEAE</b>	<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex Benth.	HD	V	No comercial	1.332	2.2509	0.5313	1.4527	3.3455	4.6597
	<i>Goethalsia meiantha</i> (Donn. Sm.) Burret	HD	W	Aceptables	1.616	5.1838	*		*	
<b>ULMACEAE</b>	<i>Ampelocera macrocarpa</i> Forero y A. H. Gentry	GEN	V	No comercial	0.34	1.2083	*		0.4	1.3266
<b>VERBENACEAE</b>	<i>Vitex cooperi</i> Standl.	HD	V	Deseables	0.132	0.66	*		0.5	1.6583
<b>VOCHYSIACEAE</b>	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	INT	W	Aceptables	0.524	1.5349	5.3313	3.4521		*
	<i>Vochysia allenii</i> Standl. y L. O. Williams	HD		Aceptables	0.932	2.9081	2.6	3.6376	0.5182	1.7186
	<i>Vochysia ferruginea</i> Mart.	HD	W	Aceptables	0.76	1.8173	5.4688	4.7925		*

## Artículo II. Propuesta de Conectividad Ecológica Potencial de Áreas Naturales a través del Análisis del Paisaje: Corredor Biológico San Juan – La Selva

### 1. Introducción

Las áreas protegidas no deben ser vistas como entidades aisladas capaces de soportar sus procesos ecológicos por sí solas (Noss y Harris 1986), ya que las comunidades naturales que éstas protegen son sistemas *abiertos* al intercambio de organismos, materiales y energía (Noss 1983). Por lo tanto, deben ser consideradas dentro del contexto del paisaje en que existen (Noss y Harris 1986), sobre todo, en regiones altamente heterogéneas (Noss 1983) dominadas por una matriz antrópica con diversos tipos de coberturas vegetales e intensidades de usos de la tierra.

El tradicional enfoque de conservación, a través de la creación de áreas protegidas como unidad de manejo, se ha basado en salvaguardar hábitats particulares, poblaciones específicas de especies amenazadas o en peligro de extinción, o bien, en mantener la mayor diversidad de especies dentro de un área determinada (Noss y Harris 1986; Noss 1983). Pero si bien es cierto que las áreas protegidas contribuyen a la conservación de algunos elementos de la biodiversidad (Sanderson et al. 2002), generalmente, sus territorios son insuficientes para mantener procesos y patrones ecológicos que se desarrollan en regiones amplias y heterogéneas, como por ejemplo, suplir los requerimientos de especies que se mueven entre diferentes comunidades en el paisaje (Noss y Harris 1986; Noss 1983; Sanderson et al. 2002).

Debido al reconocimiento de la complejidad y la importancia de la dinámica de los procesos y patrones ecológicos a grandes escalas espacio-temporales (Noss y Harris 1986), se ha venido dando un rápido cambio de enfoque en la conservación de la biodiversidad, de un enfoque basado en el manejo de áreas protegidas individuales, a un manejo integral de grandes territorios, en donde, éstas áreas son parte de un sistema o red de conservación (Hoctor et al. 2000; Poiani et al. 2000; Noss y Harris 1986; Noss 1983). Por ello, el paisaje se convierte en una escala más apropiada de trabajo para el diseño de estrategias de conservación a largo plazo (Noss 1983).

Un paisaje puede ser entendido como una entidad heterogénea y siempre cambiante que, sin embargo, mantiene una constancia y predecibilidad de sus patrones de disturbio y recuperación en una escala de tiempo significativa para el ser humano (Noss y Harris 1986).

El empleo del enfoque de paisaje, se ha venido incrementando en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en diferentes formas, tales como: estudios de los patrones del paisaje (Liu y Cameron 2001; Montenegro 2001; Correa 2000; Vogelmann 1995), comprensión de los efectos de la fragmentación en los ecosistemas nativos y sus especies (Jennings 2000; Stoms 2000; Forero y Finegan 2002; Guariguata et al. 2002; Gallego 2002; Murcia 1995; Laurance 1994; Bierregaard et al. 1992), desarrollo de modelos para la identificación de vacíos de conservación, como los *análisis*

*gap* (Kiester et al. 1996; Fearnside y Ferraz 1995; Caicco et al. 1995), y modelos de estrategias de conservación a escalas territoriales amplias (Sanderson et al. 2002; Hctor et al. 2000; Noss y Harris 1986).

Dentro de este contexto, en Mesoamérica se han venido desarrollando enfoques de conservación a escalas de paisaje y regionales. Entre estos, la iniciativa más ambiciosa en términos de conservación de biodiversidad es la propuesta del Corredor Biológico Mesoamericano, que abarca cinco estados del sur de México y toda la región centroamericana (Miller et al. 2001). Esta red de conservación está conformada por varias propuestas de corredores biológicos en una escala territorial nacional o transfronteriza, entre ellas el Corredor Biológico Binacional entre Nicaragua – Costa Rica.

Si bien es cierto, se tienen identificadas las áreas por donde se deben diseñar los corredores en Mesoamérica, los recursos financieros para invertir en ellos son finitos, y deben priorizarse la protección y restauración ecológica de áreas que realmente contribuyan a mantener o aumentar la conectividad de los hábitats nativos remanentes y sus poblaciones de especies. Por ello, la búsqueda de una herramienta metodológica que facilite a los tomadores de decisión la selección de estos sitios, es una necesidad que se identificó y dio origen a la presente investigación.

El estudio se realizó en el Corredor Biológico San Juan – La Selva (en adelante CBSS o el Corredor), que corresponde a la sección Costarricense del Corredor Binacional con Nicaragua. Esta investigación abarcó tres fases concretas u objetivos, que se desarrollaron a través del uso de Sistemas de Información Geográfica, que fueron: 1) caracterizar el patrón del paisaje en términos de la situación actual de la cobertura de bosque; 2) identificar los vacíos de conservación en el área del Corredor, según la representación de los tipos de bosque identificados por Ramos (2004) en las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) actuales y propuestas; y 3) establecer una propuesta de escenario de conectividad estructural potencial para los remanentes de bosques naturales en la zona. Todo lo cual, persiguió el fin de brindar pautas para la toma de decisiones en el desarrollo de posibles estrategias de conservación en el área.

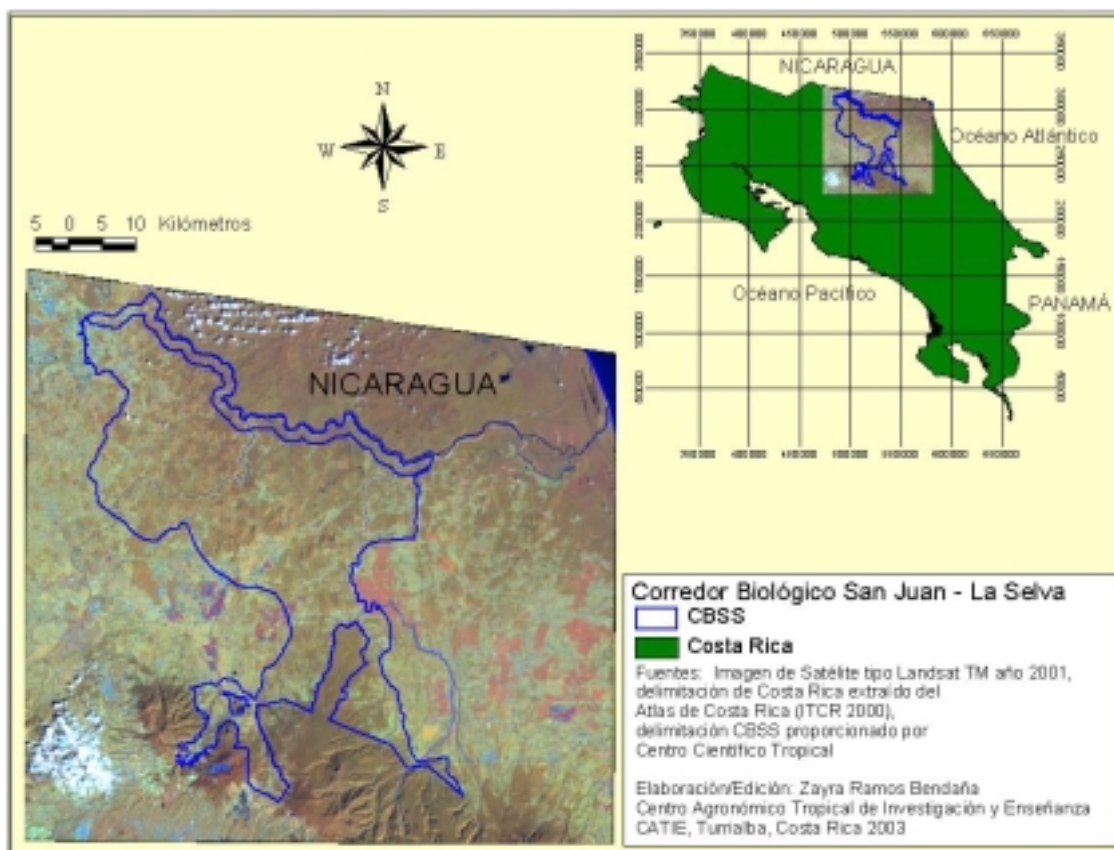
El patrón del paisaje (objetivo 1) fue caracterizado con el cálculo de índices y métricas que miden el arreglo espacial de los elementos que lo componen, lo que permitió hacer un diagnóstico de la situación actual de la cobertura de bosque para el Corredor. También se aplicó un *análisis gap* (objetivo 2) para los tipos de bosque como un esfuerzo por identificar, en el paisaje del CBSS, que posibles comunidades vegetales están poco o no representado dentro de las ASP actuales, y como sería su representación al incorporar la propuesta de creación del Parque Nacional Maquenque. Por último, se desarrolló una primer propuesta de escenario de *red ecológica* (objetivo 3) para los remanentes de bosque en el Corredor, basado en el modelo desarrollado por Hctor et al. (2000) para la Red Ecológica de La Florida.



## 2. Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la zona propuesta del CBSS (Figura 1), la cual cuenta con una extensión de 246, 608.56 hectáreas. Toda la superficie de esta área pertenece a la Cuenca del Río San Juan y se ubica al norte de las provincias de Heredia y Alajuela, Costa Rica abarcando parte de los cantones de Sarapiquí y San Carlos, respectivamente (Chassot y Monge 2002). Se encuentra entre las coordenadas Lambert Horizontales 235 000 – 330 000 y Verticales 483 000 - 533 000 (Chassot y Monge 2002).

En toda la extensión del CBSS se presentan ocho zonas de vida, según la clasificación de Holdridge (ITCR 2000; Chassot y Monge 2002), que son: Bosque Húmedo Tropical, Bosque Húmedo Tropical Transición a Perhúmedo, Bosque Muy Húmedo Tropical, Bosque Muy Húmedo Tropical Transición Premontano, Bosque Muy Húmedo Premontano Transición Basal, Bosque Pluvial Premontano, Bosque Muy Húmedo Montano Bajo y Bosque Pluvial Montano Bajo. De estas, las que más caracterizan al área de estudio son: Bosque Muy Húmedo Tropical con un 61.60% del territorio y Bosque Muy Húmedo Premontano Transición Basal con 23.10% (Chassot y Monge 2002).



**Figura 1.** Ubicación del Corredor Biológico San Juan – La Selva sobre el mapa de Costa Rica y sobre la imagen de satélite tipo Landsat TM del año 2001.

Debido a que existen pocas estaciones meteorológicas en la zona, se toma como referencia la Estación Biológica La Selva, ubicada en un rango de 34 a 110 msnm (Clark et al. 1998). Esta reporta una precipitación promedio anual de 3,962 mm (Sanford *et al.*, 1994), con una temperatura media de 24° C (McDade et al. 1994). Los principales ordenes de suelo de la zona son Ultisoles e Inceptisoles, encontrándose también, pero en poca representación, Entisoles e Histosoles (ITCR 2000). Los suelos de la zona en su mayoría son de origen volcánico compuestos, principalmente, de depósitos de lahar, coladas de lava y rocas piroclásticas muy alcalinas, y en menor extensión suelos procedentes de depósitos aluviales y coluviales (ITCR 2000). La mayoría del área se encuentra por debajo de los 300 msnm (ITCR 2000).

Los bosques del área de estudio pertenecen a la Ecoregión de *Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica* y, por lo tanto, se encuentran en la categoría de zona vulnerable y sobresaliente a nivel bioregional (Dinerstein et al. 1995). La mayoría del área del CBSS se encuentra dentro de la zona florística de las Llanuras de San Carlos y abarca hacia el Oeste parte de las Llanuras de los Guatuzos, al Este las Llanuras de Tortuguero y Santa Clara, y hacia el Sur la Cordillera Volcánica Central, según la clasificación realizada por INBio (Zamora et al. en prensa).

La zona Norte Central de Costa Rica es considerada como una de las áreas de bosque húmedo tropical y productora de madera más importante del país (CCT 2002). Esta zona de vocación forestal, en las últimas dos décadas ha presentado la tasa de deforestación nacional más alta, junto con la Península de Osa (Pacífico Sur), hasta el punto que actualmente sólo tiene aproximadamente el 30% de su cobertura original (CCT 2002). A pesar de lo anterior, el área donde se concentran los bosques primarios remanentes, y sobre la cual yace la propuesta del CBSS, conserva el 56.3% de la cobertura natural (Chassot y Monge 2002), entrando en la categoría de paisaje fragmentado, de acuerdo McIntyre y Hobbs (1999), por contener entre el 10 – 60% de su cobertura natural remanente.

### 3. Metodología

#### 3.1 Análisis del Patrón del Paisaje

Se analizó el patrón del paisaje del CBSS, con el fin de contar con un diagnóstico de la situación actual de la cobertura boscosa. Para ello, se clasificó el paisaje como *bosque* y *no bosque* a partir de la imagen de satélite tipo Landsat TM del año 2001, con una resolución o tamaño de píxel de 28.5 m x 28.5 m y 6 bandas de resolución espectral.

La preparación de las imágenes para el análisis se realizó con el Software ArcView 3.3. Para efectos de comparación, por las diferencias visibles en los niveles de fragmentación, se dividió el área de estudio en dos sectores o paisajes: norte y sur (Figura 2). Para la delimitación de estos se

usó como base los tipos de suelo dominantes en el área de estudio y se adicionó un borde de 1 km a cada paisaje. El borde es importante porque provee información sobre los tipos de parches adyacentes a los parches que se ubican en el límite del paisaje y, por consiguiente, afecta las métricas relacionadas a la adyacencia entre tipos parches, como por ejemplo: área interior y contagio (McGarigal et al 2002). El sector norte quedó con una extensión de 158,874.3 ha, predominando los suelos Ultisoles, y el sector sur con 88,426.75 ha, predominando los suelos Inceptisoles.

El análisis se realizó empleando el software Fragstats 3.3 (McGarigal et al. 2002) sobre imágenes tipo raster (grid) con un tamaño de píxel de 30 m x 30 m. El patrón del paisaje se evaluó a dos niveles: clase y paisaje; empleando métricas e índices descriptivos del paisaje (McGarigal et al. 2002), agrupadas en las siguientes categorías:

*Área, Densidad y Borde:* el área está relacionada al tamaño de los parches, la densidad al número y distribución de estos en el paisaje, y el borde a la cantidad de perímetro generado por los parches.

*Forma:* es el grado de complejidad del polígono (parche) y esta basado en la relación área – perímetro.

*Área Interior:* es calculada a partir de la resta del área de borde del área total del parche. El área de borde se determina estableciendo una distancia, definida por el usuario, desde el límite del parche hacia el interior (McGarigal et al. 2002). En este caso se empleó una distancia de 100 m, basado en estudios previos sobre efectos de borde en bosques tropicales que muestran cambios microclimáticos a los 60 m de borde y disturbios por viento hasta los 100 m (Kapos et al. 1997), así como, cambios estructurales en la vegetación (Forero 2001).

*Aislamiento/proximidad:* estas métricas están basadas en la *distancia al vecino más cercano*. La cual, es definida como el trayecto lineal desde el parche de interés hasta el parche más próximo del mismo tipo.

*Contagio:* se refiere a la tendencia de tipos de parches a estar espacialmente agregados, es decir, a que tan continuos y juntos se encuentran los parches.

Mayor detalle sobre los tipos de métricas e índices descriptivos del paisaje puede dirigirse al manual del programa Fragastats 3.3 (McGarigal et al. 2002)

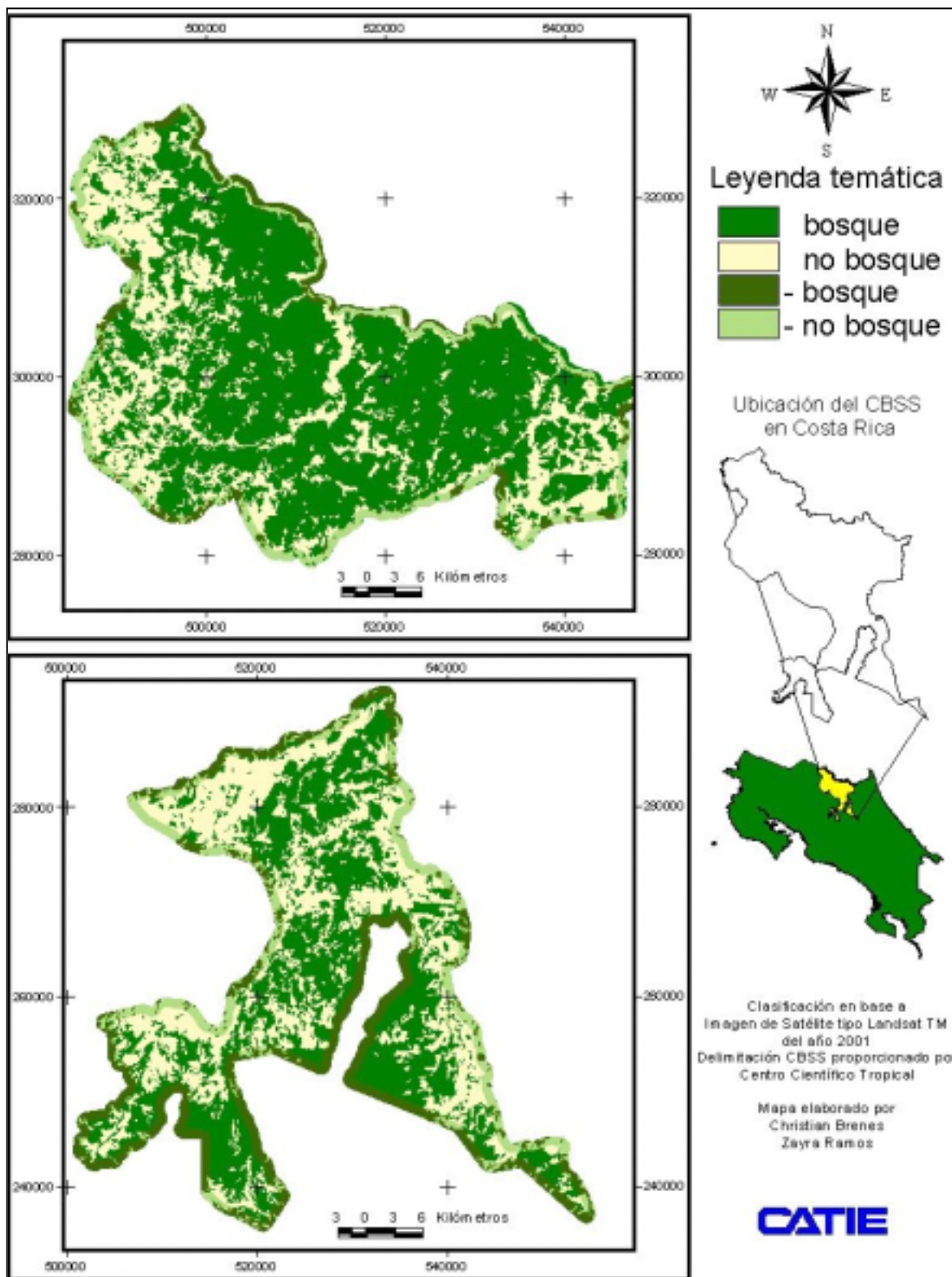


Figura 2: Clasificación *bosque* y *no bosque* en base a Imagen de Satélite tipo Landsat TM del año 2001, (arriba) sector norte 158,874 ha; (abajo) sector sur 88,426 ha, Corredor Biológico San Juan – La Selva, Zona Norte, Costa Rica. Cartografía digital por Geog. Christian Brenes.

### 3.2 Análisis Gap

El *análisis gap* es un método para la identificación de vacíos en el sistema de conservación, a través de la búsqueda de los elementos de la biodiversidad que no estén lo suficientemente representados en las áreas protegidas (Jennings 2000). Al tener información sobre los elementos no representados o pobremente representados, se pueden tomar decisiones sobre cuales deben ser las siguientes acciones de conservación a tomar (Jennings 2000). Este análisis parte inicialmente del enfoque de conservación de *filtro grueso* (Noss 1987), el cual busca preservar todas o la mayoría de las especies en una región a través de la protección de suficientes muestras de todos los tipos de comunidades vegetales, sin requerir información sobre especies individuales (Stoms 2000).

El proceso básico del *análisis gap*, explicado por Jennings (2000), es comparar la distribución de las especies y los tipos de vegetación de interés con la distribución de las áreas de conservación. Para ello, se emplea datos espaciales de estos elementos de biodiversidad (asociaciones vegetales, hábitat o especies) e información espacial de las áreas de conservación u otra categoría de manejo de tierras y aguas. Los resultados provienen de la intersección de estas diferentes capas de información (mapas), junto con sus atributos (tablas), mostrando en número de hectáreas la distribución de cada elemento que ocurre dentro de cada una de las categorías de manejo.

El *análisis gap* para el Corredor se realizó empleando dos escenarios de áreas de conservación: 1) con la capa de información de las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) actuales, contenida en el Atlas de Costa Rica (ITCR 2000), y 2) con la propuesta del Parque Nacional Maquenque. Para este último escenario, se elaboró la capa de información a partir de la unión de la delimitación del Parque, proporcionado por el Centro Científico Tropical (CCT), con las delimitaciones de las ASP actuales; disolviéndose los límites de las ASP actuales que quedaron dentro del área propuesta para el Parque.

Bajo estos dos escenarios de áreas de conservación (llamados en adelante ASP actuales y ASP propuestas), se evaluó la representación de los tipos de bosques identificados por Ramos (2004); empleando el mapeo de distribución potencial (ver artículo 1). Asimismo, como análisis complementario se evaluó la representación de tipos de ambientes, determinados por el traslape de información espacial de los órdenes de suelo y las características del terreno (porcentaje de pendientes), obtenidos del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000). Si bien, el *análisis gap* es para elementos bióticos, se tomó esta capa de tipos de ambientes como un aproximado de la posible heterogeneidad de comunidades en el área de estudio.

Debido al problema de exactitud que se tiene al trabajar con información mapeada, no todas las capas de información empleadas coincidieron en el límite norte del CBSS (Río San Juan), por lo

que se trató de uniformar las capas a interceptar. Primero, las capas de tipos de ambientes y tipos de bosque fueron corregidas en su límite norte para uniformarlas con la capa de ASP actuales, quedando 247,008.25 ha delimitadas dentro del CBSS para tipos de ambientes y 247,005.36 ha para tipos de bosque. Segundo, ambas capas también se uniformaron con la de ASP propuestas, quedando 247,061.24 ha delimitadas dentro del CBSS para tipos de ambientes y 247,058.35 ha para tipos de bosque. Al comparar el escenario de ASP actuales con el de ASP propuestas, hubo una diferencia de 52.99 ha tanto para los tipos de ambientes como tipos de bosque. Por lo tanto, para que las distribuciones fueran comparables entre ambos escenarios, los resultados fueron reportados en porcentaje.

De igual forma, hubo una diferencia entre el área en hectáreas total mapeadas de las ASP actuales y propuestas con las áreas establecidas en la Ley. Las ASP actuales con un 0.6% y las ASP propuestas con un 0.05% más reportado en la Ley, que en la información espacial empleada para este análisis.

### 3.3 Análisis de Conectividad Estructural Potencial

Basado en la metodología propuesta por Hoctor et al. (2000), para la creación de la Red Ecológica de la Florida, se realizó un escenario de conectividad estructural potencial para el CBSS. Este se adaptó a las condiciones de la información disponible y a las herramientas del Software ArcView GIS 3.3. El método estuvo conformado por cuatro etapas: 1) asignación de niveles de prioridad de las áreas, 2) selección de núcleos a conectar, 3) modelaje de rutas de conectividad estructural potencial, y 4) creación de escenario de Red Ecológica de Conectividad Potencial.

La asignación de niveles de prioridad a las áreas – primera etapa – se realizó a través del traslape ponderado de cinco capas de información, con la herramienta *Map Calculador* de ArcView 3.3. Estas capas de información fueron: pendientes, distancia a caminos, área interior de bosque, rangos hogareños de *Ara ambigua*, y tipos de bosque. Cada capa de información fue rangueada según los siguientes valores de prioridad para conservación: 1 = baja, 2 = media y 3 = alta. La forma en que se establecieron los valores en cada capa se detalla a continuación:

*Pendientes*: a los terrenos de topografía plana a suavemente ondulada se le asignó un valor de 3, de prioridad alta, al considerarse como los más amenazados por presentar mejores condiciones para el uso humano; los terrenos moderadamente ondulados un valor de 2, y los terrenos fuertemente ondulados a escarpados un valor de 1. Este último tipo de pendientes, si bien es cierto, son áreas importantes para la protección de cuencas, en el Corredor están dentro de las zonas con mayor cobertura boscosa.

*Distancia a caminos*: dado que los caminos de cualquier tipo proporcionan la oportunidad para la expansión de las actividades humanas, estos tienen un efecto penetrante sobre la biodiversidad y

la integridad ecológica de los ecosistemas (Stoms 2000; Trombulak et al. 1999). Tales efectos se extienden hacia una cierta distancia desde el camino en sí (Stoms 2000). Considerando esto, se creó, en general, un área de influencia de 500 m a cada lado de los caminos, por dos razones: 1) fue la distancia establecida por Stoms (2000) para las grandes autopistas, que si bien no son comparables con las carreteras de la Zona Norte de Costa Rica, por cautela se asumió como la máxima influencia, y 2) por que en las áreas rurales la gente se asienta a la orilla de estas, estableciendo diferentes usos que influyen también sobre los hábitats remanentes. El establecer sólo una distancia de influencia, fue porque no se contó con información sobre los tipos de caminos. Los sitios a una distancia mayor de 500 m se les asignó un valor de prioridad alta (3), y a los sitios dentro de los 500 m de influencia el valor más bajo de prioridad (1).

*Área interior:* se empleó la capa de información de área interior resultante de la evaluación del patrón del paisaje (Sección 3.1). Esto por la precaución de tratar de aislar cualquier posibilidad de efecto de borde y asumir que las áreas consideradas como *hábitat interior* tienen una mayor integridad ecológica. Por lo anterior, al área interior se le asignó un valor de prioridad de conservación alta (3), al área de borde un valor medio (2) y al no bosque un valor bajo (1).

*Rangos hogareños de Ara ambigua:* se contó con información sobre la ubicación de 61 nidos de *A. ambigua*, provenientes de la investigación que el proyecto Lapa Verde (CCT) ha venido realizando durante los últimos 10 años en el área del CBSS. Esta información es la georeferencia de nidos en árboles, la mayoría *Dipteryx panamensis*, que actualmente están en pie (se excluyeron aquellos registros de árboles reportados cortados). El Proyecto Lapa Verde, determina un rango hogareño de 500 ha casi sin traslape para cada pareja anidando (Chassot y Monge 2002). Por ello, se estableció un radio de 1264.8 m alrededor de cada nido, correspondiente a 500 ha circulares, dándosele un valor de 3 – prioridad alta – a estas áreas, y un valor de 1 para los sitios fuera de este radio.

*Tipos de bosque:* se empleó el mapa de distribución potencial de los tipos de bosque identificados por Ramos (2004). Al bosque de *Pentaclethra maculosa* y *Carapa guianensis*, se le asignó un valor de prioridad alta (3), debido a que este fue el bosque de menor extensión potencial y el cual conserva la menor cobertura de bosque. A los otros tipos de bosque, incluyendo al área de bosque nombrado *sin información* (ver Artículo 1), se les asignó el valor de prioridad media (2), por considerarse que tienen la misma importancia. Por último, al área de *no bosque* se le dio un valor de 0 como área restringida.

A cada capa de información se le dio un porcentaje o peso de influencia en el momento del traslape ponderado. Para minimizar la subjetividad del peso asignado a cada capa (Cuadro 1),

estos se determinaron en una reunión con actores clave<sup>3</sup> a partir del método de comparación de pares desarrollado por Saaty (1980, citado por Pedroni e Imbach 2003). El cual consistió en establecer un valor de prioridad para una variable con respecto a otra. Estos valores de prioridad se establecieron en un rango de 5 a 1, entendiéndose de la siguiente forma: 5 = absolutamente más prioritario, 4 = mucho más prioritario, 3 = más prioritario, 2 = ligeramente más prioritario, y 1 = igualmente prioritario.

De la etapa 1, se obtuvo una capa con niveles de prioridad de áreas, a partir de la cual se separaron todas aquellas con prioridad alta en una sola capa. De estas áreas de prioridad alta, fueron seleccionadas todas las que tuvieran más de 300 ha – etapa 2 – para constituir los núcleos de interés a conectar.

**Cuadro 1.** Variables empleadas en el traslape ponderado, el peso absoluto de cada una resultado del método de comparación de pares y la escala de valor de prioridad en la que fueron rangueadas (1= bajo, 2= medio y 3= alto).

Variable	Peso absoluto	Código	Escala de valor	Interpretación
Pendiente	0.09	1: 0-2%	3	áreas de bosque en pendientes de mayor amenaza son más prioritarias
		2: 2-15%	3	
		3: 15-30%	2	
		4: 30-60%	1	
		5: +60%	1	
Área Interior	0.31	0: no bosque/borde	1	áreas de bosque > 300 ha son más prioritarias
		1: >300 ha	3	
		2: 3 ha - 300 ha	2	
		3: < 3 ha	1	
Tipos de bosque	0.28	0: no bosque/borde	0	área de bosque 3 es el más prioritario
		1: bosque 1	2	
		2: bosque 2	2	
		3: bosque 3	3	
		4: bosque n/i	2	
Rango hogareños por nido de lapa verde	0.24	0: no nidos	1	áreas dentro de los rangos hogareños de un nido de lapa verde es más prioritario
		1: rango hogareño por nido	3	
Influencia de caminos	0.08	0: área dentro de 500 m de influencia de caminos	1	áreas a más de 500 m de caminos son más prioritarios
		1: área > 500 m de distancia a camino	3	

<sup>3</sup> Reunión con representantes del Proyecto Lapa Verde del CCT, CI-Costa Rica y CATIE



La etapa 3, fue el modelaje de las trayectorias de conectividad potencial, basado en buscar la ruta más corta de conexión física (conectividad estructural) entre parches de bosque. Para ello, se empleó la herramienta *Cost Distance* y su función *Cost Path*, de Arc View 3.3. Previamente, se creó una capa de fricción a partir de la capa de niveles de prioridad de áreas resultante de la etapa 1, asignándosele valores a cada píxel de forma inversamente proporcional con una escala logarítmica según su nivel de prioridad (Cuadro 2). El valor más alto de fricción fue dado al *no bosque*, por ser el de menor conveniencia para la conectividad, y el valor más bajo a las áreas de prioridad alta. De esta forma, el modelo trazó las trayectorias más cortas de conectividad entre dos núcleos por las áreas de menor fricción, es decir, las de mayor conveniencia. Por último, se integraron todas las trayectorias de conexión en una sola capa de información.

**Cuadro 2.** Valores de Fricción establecidos a los tipos de cobertura definidos según su prioridad ecológica en escala logarítmica

Escala logarítmica		
Valor de Fricción	Interpretación	Tipo de cobertura
1	Muy conveniente	Áreas de hábitat interior de prioridad alta
10	Conveniente	Áreas de hábitat interior de prioridad media
100	Poco conveniente	Áreas de hábitat de borde de prioridad baja
1000	No conveniente	No bosque

La creación de un primer escenario o propuesta de *Red de Ecológica de Conectividad Potencial*, última etapa (4), resultó de la combinación de las áreas núcleos identificadas con las trayectorias de conectividad potencial.

#### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

##### 4.1 Análisis del Patrón del Paisaje

El paisaje del sector norte tuvo una matriz de bosque con casi un 70% de cobertura, a diferencia del sector sur con una matriz mixta con aproximadamente un 55% de bosque. Según las categorías de paisaje que proponen McIntyre y Hobbs (1999), el sector norte puede describirse como un paisaje *variegado* por poseer entre el 60 y 90% de su cobertura boscosa, en donde, las organismos aún pueden mantener su conectividad natural. En cambio, el sector sur se clasificó como un paisaje *fragmentado* por tener entre un 10 y 60% de su cobertura nativa, en donde, el grado de fragmentación depende de la movilidad de los organismos y el arreglo de los hábitats (McIntyre y Hobbs 1999). Gallego (2002) realizó un análisis de paisaje para un área de 142,589 ha, que cubre parte del sector norte y casi todo el sector sur. Los resultados de ella, muestran una

tendencia parecida a los aquí expresados, encontrando que el 56% del paisaje analizado está conformado por parches de bosques naturales.

La densidad de parches, el área promedio del parche y el índice del parche más grande (Cuadro 3), dieron un primer vistazo sobre el grado de fragmentación en ambos paisajes, siendo este más alto en el sector sur. El paisaje del sector norte obtuvo parches de *bosque* más grandes y en menor densidad por unidad de área que el sector sur, lo que indicó una mayor continuidad para el primero. Asimismo, en este sector el área promedio de parches de *bosque* fue tres veces más grande que el de *no bosque* (cultivos agrícolas y pasturas) y el índice del parche mayor comprendió casi un 33% del paisaje en la clase de *bosque*. En cambio, en el sector sur las áreas promedios para los parches de *bosque* y *no bosque* fueron similares, al igual que la densidad de parches, y el índice del parche mayor reveló casi un 20% del paisaje para la clase de *bosque* y cerca del 11% para el *no bosque*, todo lo cual mostró un paisaje más heterogéneo.

**Cuadro 3.** Valores de métricas de área y densidad de parche para los sectores norte y sur del CBSS, Costa Rica. En base a imagen de satélite tipo Landsat TM (2001).

CATEGORIAS	Área (ha)	Porcentaje área total	No. de parches	Densidad de parches (No./100 ha)	Índice del parche mayor (%)	Área promedio de parches (ha)	DS <sup>1</sup> área del parche (ha)	CV <sup>2</sup> área del parche (%)
<b>SECTOR NORTE</b>								
<b>Bosque</b>	110,643.93	69.64	302	0.19	32.84	366.37	3,802.49	1,037.88
<b>No Bosque</b>	48,228.57	30.36	397	0.25	14.32	121.48	1,214.88	1,000.04
<b>Total</b>	<b>158,872.5</b>	<b>100</b>	<b>699</b>					
<b>SECTOR SUR</b>								
<b>Bosque</b>	48,309.21	54.63	230	0.26	19.89	210.04	1,421.96	677.00
<b>No Bosque</b>	40,123.71	45.37	216	0.24	10.71	185.76	1,014.88	546.35
<b>Total</b>	<b>88,432.92</b>	<b>100</b>	<b>446</b>					

<sup>1</sup> Desviación Estándar, <sup>2</sup> Coeficiente de variación

Los resultados de las métricas de proximidad, de contagio y dispersión mostraron que en ambos paisajes los dos tipos de cobertura, *bosque* y *no bosque*, se encuentran muy agregados (Cuadro 4). En los dos sectores, el índice de disgregación para ambas coberturas se aproximó a 1, que es cuando hay una máxima agregación. De igual forma, la métrica de adyacencias similares y el índice de agregación presentaron un valor mayor al 90% en ambos casos (100% máxima agregación). En el caso del índice de contagio, que es a nivel de paisaje, también mostró al sector norte con una mayor posibilidad de que parches del mismo tipo se encuentren adyacentes, con un 46%, en cambio el sector sur presentó un 38 % para este índice, el cual al aproximarse a cero significa una máxima disgregación de los parches y mayor entremezcla. Este resultado, también refuerza que el sector sur es el más fragmentado.

Cuadro 4. Valores de métricas de proximidad, contagio y dispersión de los tipos de parche en los sectores norte y sur del CBSS, Costa Rica. En base a imagen de satélite tipo Landsat TM (2001).

CATEGORIA	Promedio distancia euclidiana al vecino más próximo	DS <sup>1</sup> de la distancia euclidiana al vecino más próx.	CV <sup>2</sup> de la distancia euclidiana al vecino más próx.	Índice de disgregación	Adyacencias similares (%)	Índice de Agregación (%)	Índice de Contagio (%)
<b>SECTOR NORTE</b>							
Bosque	222.31	189.48	85.23	0.92	97.70	97.71	
No Bosque	252.58	246.43	97.56	0.92	94.97	94.84	
<b>Paisaje</b>							<b>45.92</b>
<b>SECTOR SUR</b>							
Bosque	195.83	151.41	77.32	0.91	96.34	96.14	
No Bosque	184.42	155.02	84.06	0.92	95.60	95.43	
<b>Paisaje</b>							<b>38.22</b>

<sup>1</sup> Desviación Estándar, <sup>2</sup> Coeficiente de variación

Una alta agregación de los parches de bosque por un lado puede favorecer la conectividad ecológica entre estos, pero en contraposición una alta agregación de las zonas agrícolas y pasturas pueden representar verdaderas barreras para el flujo natural de las especies silvestres y los procesos ecológicos. La facilidad con que los organismos puedan moverse entre estos usos estará en dependencia del tipo de vegetación, la historia e intensidad de uso (Gascon et al. 1999). Las implicaciones de este resultado para la conservación de la biodiversidad pueden diferir para ambos paisajes, siendo el sector sur el más vulnerable por estar más fragmentado.

Para evaluar la complejidad de la forma del parche, se calculó el índice de forma y el índice de dimensión fractal. Para los cuales se presentan los resultados de los promedios en el Cuadro 5, pero para este análisis se encontró más comprensible el índice de dimensión fractal. A pesar, de que el sector sur presentó una forma más irregular, tanto para los parches de *bosque* como *no bosque*, para ambos sectores o paisajes los parches mostraron una forma tendientes a ser simples o regulares. El índice de dimensión fractal tiene un rango de interpretación de 1 a 2, en donde, la tendencia a 1 significa una mayor simplicidad (McGarigal et al. 2002). En el caso del índice de forma, este es igual o tendiente a 1 cuando el parche tiene una forma regular o compacta y va incrementando (sin límite) a medida que el parche es más irregular (McGarigal et al. 2002).

**Cuadro 5.** Valores del índice de forma y la dimensión fractal para los tipos de parches en los sectores norte y sur del CBSS, Costa Rica. Estas métricas indican el grado de complejidad de la forma del parche. En base a imagen de satélite tipo Landsat TM (2001).

<b>CATEGORIAS</b>	<b>Índice de Forma promedio</b>	<b>DS<sup>1</sup> del índice de forma</b>	<b>CV<sup>2</sup> del índice de forma</b>	<b>Dimensión fractal promedio</b>	<b>DS del índice de la dimensión fractal</b>	<b>CV índice de la dimensión fractal</b>
<b>SECTOR NORTE</b>						
<b>Bosque</b>	1.78	1.08	60.39	1.09	0.04	3.91
<b>No Bosque</b>	1.84	1.26	68.66	1.09	0.05	4.13
<b>SECTOR SUR</b>						
<b>Bosque</b>	1.95	1.28	65.49	1.10	0.05	4.32
<b>No Bosque</b>	1.99	1.43	71.94	1.10	0.05	4.29

<sup>1</sup> Desviación Estándar, <sup>2</sup> Coeficiente de variación

Esta baja complejidad de la forma de los parches, puede explicarse por los usos humanos, que generalmente son de perímetros rectilíneos y, por ende, otorgan esta configuración a los parches adyacentes de bosque. En el estudio de Gallego (2002), distinguió diferentes categorías de bosques y encontró que los bosques densos intervenidos y los bosques densos pantanosos o yolillales tuvieron una forma más compleja en comparación con las otras categorías, pero aún así los valores mostraron una tendencia a formas simples.

El hábitat interior, es el área que se asume libre de los efectos de borde (Saunders et al. 1991) y, por lo tanto, la cantidad que exista en el paisaje es muy importante para las especies más susceptibles a la fragmentación. Por ello, mientras más pequeño sea el fragmento, mayor será la influencia de los factores externos, por lo que los fragmentos grandes contendrán más áreas libres de los cambios ambientales y bióticos asociados con los bordes (Saunders et al. 1991). El sector norte, obtuvo un poco más de la mitad de su territorio total comprendido en hábitat interior, si se considera 100 m de influencia de los efectos de borde. En cambio, el sector sur apenas obtuvo un poco más de una tercera parte del paisaje como área interior. Con un escenario más extremo, asumiendo 300 m de efectos de borde, en el sector sur se redujo aproximadamente a la mitad el hábitat interior, representando ahora sólo un 16% del paisaje. El sector norte, conservó una tercera parte del paisaje en esta condición (Cuadro 6).

Monge et al. (2002), indican que en general el CBSS tiene un 56.3% de cobertura forestal y un 33.6% de uso agropecuario. La mayoría de los bosques han sufrido intervención forestal (Monge et al. 2002; Chassot et al. 2001) y los usos del suelo más extensivos son los pastos para ganado vacuno y la siembra de piña, otros cultivos presentes son: palmito, cítricos y tubérculos, a menor escala, y plantaciones forestales (Monge et al. 2002; Gallego 2002). Según Gallego (2002), en los usos humanos destacan en extensión los potreros con árboles, representando el 25% del paisaje.

Para un diagnóstico en el paisaje, sobre los niveles de fragmentación de los bosques naturales, una clasificación dicotómica puede ser muy práctica y útil (Volgelmann 1995). Pero el estado de un paisaje es mucho más complejo que una simple clasificación de *hábitat* y *no hábitat*, siendo importante considerar los patrones de modificación a los que son sometidos los hábitats remanentes por los usos humanos (McIntyre y Hobbs 1999).

En un paisaje variegado, como es el caso del sector norte, los gradientes de modificación de los bosques remanentes pueden ser una característica significativa del paisaje (McIntyre y Hobbs 1999). En este tipo de paisaje, al igual que lo indicado por Nepstad et al. (1996, citado por McIntyre y Hobbs 1999) para el este Amazónico, se pueden reconocer bosques primarios sin intervención, bosques intervenidos, bosques secundarios, pasturas manejadas y pasturas degradadas. Los remanentes de bosques primarios representan el hábitat más importante para la mayoría de especies, pero estos exhiben distintos grados de modificación y, por tanto, las consideraciones para el manejo y la protección pueden diferir. Estas áreas de bosques modificados representan una posibilidad de hábitat para muchas especies silvestres, variando su conveniencia según el grado de disturbio y la susceptibilidad de las especies a estos.

Las modificaciones en los hábitats remanentes, están dadas por disturbios externos que frecuentemente son el resultado de actividades humanas y tienden a transformar los ecosistemas y ocasionar la reducción de poblaciones de especies, y en el caso más extremo la pérdida de estas. Por ello, estos patrones de modificación pueden ser el principal factor de alteración en el paisaje (McIntyre y Hobbs 1999).

**Cuadro 6.** Valores de hábitat interior para los parches de bosque en los sectores norte y sur del CBSS, estimados a partir de un borde de 100 m. Huetar Norte, Costa Rica. En base a imagen de satélite tipo Landsat TM (2001).

Distancia (m)	hábitat interior Total	% de hábitat interior en el paisaje	No. de áreas interiores disjuntas	Densidad de áreas interiores (No./100 ha)	Promedio hábitat interior (ha)	DS <sup>1</sup> del área interior	CV <sup>2</sup> del área interior
<b>SECTOR NORTE</b>							
100	87,651.09	55.17	433	0.27	290.24	3,196.64	1,101.39
300	55,883.61	35.17	154	0.10	185.04	2,166.69	1,170.90
<b>SECTOR SUR</b>							
100	31,990.14	36.17	405	0.46	139.09	1,017.94	731.87
300	13,880.88	15.70	135	0.15	60.35	480.51	796.19

<sup>1</sup> Desviación Estándar, <sup>2</sup> Coeficiente de variación

En el caso del sector sur, además de lo anteriormente expuesto, también se debe considerar la influencia que la matriz puede ejercer en la dinámica interna del fragmento y en el movimiento de los organismos a través del paisaje (Gascon et al. 1999). Es sabido que los parches más pequeños estarán más expuestos a los factores externos (Kattan 2002; Bennett 1999; Saunders et al. 1991; Forman y Godron 1981) y el fácil acceso de las poblaciones humanas a ellos, los hace más vulnerables a disturbios como: extracción de recursos, cacería, intrusión de animales domésticos, invasión de especies no nativa, fuegos, enfermedades y parásitos. Lo que determina un escenario más complicado para la conservación,

Asimismo, las poblaciones remanentes también están más afectadas por los efectos de la fragmentación: borde, área y aislamiento (Kattan 2002; Bennett 1999; Saunders et al. 1991). Estos efectos son más rápidos de percibir en especies animales, como por ejemplo los grandes depredadores, ya que existe una relación entre el tamaño corporal con la densidad poblacional, siendo los animales de mayor tamaño más vulnerables a la reducción del hábitat (Kattan 2002).

Es importante señalar que existe una relación evidente entre las áreas más fragmentadas con el tipo de suelo, la topografía y el curso de los ríos principales. Las áreas más deforestadas están sobre suelos inceptisoles y en terrenos de topografía plana a suavemente ondulada, que corresponde al sector sur. De igual forma, hay una relación entre el curso de los ríos principales y la pérdida de cobertura en ambos paisajes (sectores norte y sur), como se pudo observar para los ríos San Carlos, Toro, Sarapiquí, Puerto Viejo, Sardinal y Las Marías, entre otros. Los ríos representan una vía de comunicación, en especial para pueblos de difícil acceso terrestre, y en algunos casos, como con el río Sarapiquí, la carretera principal va paralela al Río y esto determina una mayor facilidad para los asentamientos y usos humanos.

## 4.2 Análisis Gap

### 4.2.1 Generalidades sobre las Áreas Protegidas actuales y propuestas para el CBSS

El territorio propuesto para el CBSS cuenta con seis Áreas Silvestres Protegidas (ASP) que pertenecen a tres categorías de manejo (de nueve existentes en el país): Refugio Nacional de Vida Silvestre (RNVS), Reservas Forestales (RF) y Humedales (H). De lo reportado legalmente, entre todas ellas existen casi 30,000 ha protegidas, que representan un poco más del 10% del CBSS (Cuadro 1). Además, existen 25 Reservas Privadas (Chassot y Monge 2002), que en conjunto con las ASP constituyen casi un 15% del territorio bajo protección. Para el presente *análisis gap*, por una limitante de tiempo no se logró obtener la capa de información de las Reservas Privadas y, por ello, no fueron incluidas.

**Cuadro 7.** Áreas Silvestres Protegidas en el Corredor Biológico San Juan – La Selva (Fuente: Chassot y Monge 2002)

<b>Categoría y Nombre del ASP</b>	<b>Hectáreas</b>	<b>Ley</b>	<b>Tipo de propiedad</b>
<b>REFUGIOS NACIONALES DE VIDA SILVESTRE</b>			
Corredor Fronterizo (Río Pocosol – RNVS Barra del Colorado)	19,860.00	Ley 2825 14-10-61 D.E. 22962 – MIRENEM 09-03-94 D.E. 23248 – MIRENEM 18-05-94	Con propiedad privada
Bosque Alegre	920.90	D.E. 22847 – MIRENEM 15-02-94	Mixto
<b>RESERVAS FORESTALES</b>			
Cerro El Jardín	1,426.53	D.E. 22990 – MIRENEM 16-03-94	Con propiedad privada
La Cureña	6,006.80	D.E. 23074 – MIRENEM 07-04-94	Con propiedad privada
<b>HUMEDALES</b>			
Humedal Lacustrino Tamborcito	1,036.05	D.E. 22965 – MIRENEM 09-03-94	
Laguna Maquenque	523.00	D.E. 22964 – MIRENEM 09-03-94	
<b>ASP</b>	<b>29,773.28</b>		
Reservas Privadas	6,568.00		
<b>Total Protegido</b>	<b>36,341.280</b>		

Es importante aclarar que además de las Áreas Silvestres Protegidas como tales, la cobertura de bosques naturales se encuentra protegida del cambio de uso, el cual se prohíbe en la Ley 7575 (artículo 19). Asimismo, el aprovechamiento forestal está regulado por esta ley (artículo 20), en donde se establece que este sólo se podrá efectuar si se cuenta con un plan de manejo con un previo análisis de impacto ambiental aprobado. Es decir, que los bosques fuera de las ASP teóricamente tienen una condición de protección permanente de su cobertura, pero sujeta a usos extractivos de variado tipo de intensidad. Esta misma Ley, también se refiere a las ASP en donde se prohíbe la corta y el aprovechamiento forestal dentro de ellas, exceptuando algunas categorías.

Una de las principales limitaciones en el manejo de las ASP es que actualmente no existe un marco legal específico y, por tanto, todo lo concerniente a ellas se encuentra disperso y es poco claro.

Para la categoría de RNVS se cuenta con la Ley de Vida Silvestres, la cual estipula tres tipos: los del estado, privados y mixtos. En el CBSS, el 8.43% del territorio está bajo esta categoría de protección con dos áreas decretadas, uno de ellos de propiedad privada y el otro de carácter mixto. En los RNVS se prohíbe la extracción de la flora y la fauna, con algunas excepciones, y en aquellas áreas de propiedad privada o mixtas se permite diferentes usos o actividades pero bajo la aprobación de la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS).

El 3% del CBSS está en la categoría de RF, las cuales son consideradas como terrenos apropiados para la producción de madera, permitiéndose acciones de manejo pero bajo criterios de

sostenibilidad (SINAC 2004)<sup>4</sup>. La Ley Forestal 7575, sólo prohíbe la extracción en RF propiedad del Estado, pero las RF en el Corredor son áreas bajo régimen de propiedad privada (Monge et al. 2002). Para ésta categoría aún no existe un decreto donde se establezcan las restricciones de uso, lo que ha generado que la intensidad de intervención en las RF sea igual que en las áreas no protegidas (Monge et al. 2002).

En Humedales sólo se tiene un 0.6% del territorio protegido bajo esta categoría, y al igual que las RF, estas áreas están bajo régimen de propiedad privada (Monge et al. 2002). En estas se permite la construcción de obras o infraestructura siempre y cuando estas no dañen los ecosistemas de humedal o los ciclos naturales de estos.

Las tres categorías de ASP presentes en el Corredor se encuentran en un nivel dos de protección de acuerdo a la tipificación hecha por Powell et al. (2000). Ellos hicieron un *análisis gap* para toda Costa Rica empleando las zonas de vida de Holdridge y distribuyeron a las Áreas Silvestres Protegidas en dos tipos según el nivel de protección. El *nivel 1*, compuesto por los Parques Nacionales y Reservas Biológicas, teóricamente ofrecen protección absoluta a todos los organismos contenidos en ellos. El *nivel 2*, son áreas que sólo reciben protección simbólica, como las Reservas Forestales, Humedales, o Zonas Protectoras, y funcionalmente estas poseen poca restricción de uso, por lo que los hábitats naturales están siendo degradados o convertidos a usos agrícolas (Powell et al. 2000).

Dentro del área del Corredor, actualmente, está propuesto la creación del Parque Nacional Maquenque con una extensión de 59, 717 ha, dentro del cual se absorbería la RF El Jardín, RF La Cureña, Humedal Lacustrino Maquenque, Humedal Palustrino Tamborcito y parte de la RNVS Corredor Fronterizo (Eco-Index 2004). Con esta incorporación se protegería aproximadamente el 30% del CBSS (Cuadro 2), en donde, el 83% de estas áreas (24% del CBSS) se encontrarían dentro de la categoría de Parque Nacional y, por lo tanto, en el nivel 1 de protección de acuerdo a Powell et al. (2000).

La categoría de Parque Nacional, legalmente ofrece un nivel de protección mayor que las establecidas hasta ahora, dado que tiene dentro de sus objetivos proteger la integridad ecológica de los ecosistemas representados, así como, una mayor restricción de usos y actividades (Ley 6068).

---

<sup>4</sup> en línea [www.sinac.go.cr](http://www.sinac.go.cr)



**Cuadro 8.** Área y porcentaje de representación de las Categorías de Manejo de las Áreas Silvestres Protegidas dentro del Corredor Biológico San Juan – La Selva, Costa Rica, según lo establecido actualmente y lo propuesto al incorporar el Parque Nacional Maquenque (en base a datos obtenidos en Chassot y Monge 2002; Eco-Index 2004).

<b>CATEGORIA DE MANEJO</b>	<b>Hectáreas ASP actuales</b>	<b>% en el CBSS</b>	<b>Hectáreas ASP propuestas</b>	<b>% en el CBSS</b>
Refugio Nacional de Vida Silvestre	20,780.90	8.43	11,958.07	4.85
Reserva Forestal	7,433.33	3.01	-	-
Humedal	1,559.05	0.63	-	-
Parque Nacional	-	-	59,717	24.21
<b>ASP</b>	<b>29,773.28</b>	<b>12.07</b>	<b>71,675.07</b>	<b>29.06</b>
Reservas Privadas	6,568	2.67	6,598	2.67
<b>Total Protegido</b>	<b>36,341.28</b>	<b>14.74</b>	<b>78,243.07</b>	<b>31.73</b>

#### 4.2.2 Representación de Tipos de Bosques en las Áreas Silvestres Protegidas Actuales

El *análisis gap* para los tipos de bosque identificados por Ramos (2004), mostró al bosque 2 como el de mayor área dentro de las ASP actuales, con un 38% de su territorio bajo alguna categoría de protección, siendo importante señalar que esto apenas significó el 7% del área total del Corredor. Los bosques 1 y 3, tuvieron muy poco territorio bajo alguna categoría de Área Protegida (Cuadro 9). En el caso del bosque 1, aunque fue el más ampliamente distribuido en el Corredor, apenas un 4% de su territorio se encontró bajo protección. El bosque 3, con una distribución limitada a topografías planas y algunos sitios temporalmente inundados (Ramos 2004), sólo tuvo un 8% de su territorio dentro de las ASP (Figura 3).

Si se considera la cantidad de cobertura que conservan los tipos de bosque, calculados por Ramos (2004) sobre la base de sus áreas potenciales de distribución dentro del Corredor, el bosque 3 presentó una condición más vulnerable para su conservación, al ser el de menor extensión potencial y conservar apenas un 35% de su masa boscosa.

El bosque 1, aunque estuvo pobremente representado en las ASP, conserva más de la mitad de cobertura boscosa dentro de su área de distribución potencial y, según los resultados de la Sección 4.1, los parches de bosque presentaron una alta agregación, lo que puede facilitar su conectividad en el paisaje y las acciones de conservación para favorecerla. Este tipo de bosque es la principal asociación vegetal en el sector sur (Ramos 2004; Gallo 1999), por lo que la conservación de estos se ve afectada por los efectos de la fragmentación y los usos a los que estos son sometidos.

En el caso del bosque 2, aunque fue el que tuvo mayor cantidad de área dentro de las ASP y aún conserva una alta continuidad de la cobertura de bosque (82%), las categorías de áreas de conservación en el Corredor, a como se detalla en la Sección anterior, se tipifican en un nivel 2 de protección (Powell et al. 2000) y, por lo tanto, no ofrecen una protección absoluta, permitiendo diferentes tipos de uso y actividades (Powell et al. 2000; Chassot y Monge 2002; Monge et al. 2002a). Este bosque por su composición florística particular y su alta diversidad (Ramos 2004;

Zamora et al. en prensa) adquiere una connotación especial en la necesidad de proteger una muestra representativa de este.

La fragmentación no siempre es obvia y en los bosques primarios los usos extractivos determinan la disponibilidad de pocas áreas sin intervención (Bennett 1999). Por ello, la conectividad para las especies susceptibles a los disturbios y dependientes de los bosques maduros puede verse alterada o inhibida dentro del bosque por sus distintos grados de perturbación (McIntyre y Hobbs 1999). Los patrones de modificación a los que son expuestos los hábitats remanentes son dinámicos y pueden ser prolongados en el tiempo, estas modificaciones pueden ser cambios a la estructura, composición biótica o el funcionamiento de los hábitats (McIntyre y Hobbs).

Por lo antes expuesto, además de ser importante la protección de una muestra representativa de cada tipo de bosque, también es importante la implementación de diferentes estrategias de manejo que permitan reducir los efectos de las perturbaciones y en algunos casos recuperar la calidad de los hábitats en los parches de bosque fuera de las áreas protegidas (McIntyre y Hobbs 1999), con el fin de favorecer la conectividad en el paisaje. Varias estrategias de conservación y manejo ya se han venido experimentando en el área del Corredor, como: pago por servicios ambientales, prácticas de manejo forestal sostenible, certificación forestal, y la creación de reservas privadas (Chassot y Monge 2002; Louman et al. sin publicar).

Aunque los *análisis gap* se realizan sobre elementos bióticos que son de interés para la conservación (Jennings 2000), se examinaron en los dos escenarios de ASP la representación de tipos de ambiente, determinados por el orden de suelo y la topografía, como un análisis complementario y una aproximación de tipos de comunidades vegetales que pueden darse por la variación de estas características.

En el paisaje del Corredor predominan los suelos Ultisoles sobre topografías moderadamente onduladas y fuertemente onduladas, seguidos por los suelos Inceptisoles en terrenos de planos a suavemente ondulados. Los suelos Ultisoles cubren el 66% del territorio del CBSS, en su mayoría ubicados en el sector norte, y sobre ellos se concentra cerca del 85% de las ASP, que corresponde casi a un 10% del territorio del Corredor. Los suelos Inceptisoles, predominan en el sector sur, conformando casi el 32% del CBSS. En estos suelos se ubican el 10% de las ASP, que significa aproximadamente 1% del área total del Corredor. Los ambientes sobre suelos Entisoles e Histosoles representaron muy poco territorio tanto en el CBSS como en las ASP (Figura 4).

Estos resultados dejan ver que las ASP actuales fueron ubicadas sobre tierras consideradas marginales para la agricultura u otros usos humanos, lo que corresponde con la historia de creación de las Áreas Protegidas en América (Primack et al. 2001). Los procesos de colonización y avance de la frontera agrícola, que ha sufrido la región en el último medio siglo, dirigieron el cambio de grandes áreas de bosque hacia pastizales, impulsado por las políticas de desarrollo del

país (Butterfield 1994). Actualmente, el cambio de uso de las áreas de bosques naturales está prohibido en Costa Rica por la Ley Forestal 7575 y existe una preocupación creciente por la conservación y el manejo sostenible de los bosques remanentes en la región. La conservación de estos bosques es primordial para preservar las últimas muestras de lo que fueron grandes áreas de bosques húmedos tropicales de bajura en la zona norte de Costa Rica.

Es importante recordar, que estos bosques son los últimos remanentes de hábitats naturales para conectar los bosques húmedos tropicales de bajura de las Áreas Protegidas del Sureste de Nicaragua con los bosques de medianas y altas elevaciones de las Áreas Protegidas de la Cordillera Volcánica Central de Costa Rica (Chassot y Monge 2002; CCT 2002). Por ello, el Corredor tiene como iniciativa la creación de un Parque Nacional en su sector norte y la promoción de alternativas de producción y manejo sostenible que apoyen el desarrollo local y la conservación de los bosques fuera de las Áreas Silvestres Protegidas (Chassot y Monge 2002).

#### 4.2.3 Representación de Tipos de Bosques en las Áreas Silvestres Protegidas Propuestas

La propuesta de creación del Parque Nacional Maquenque es un esfuerzo que el Comité Ejecutivo del Corredor está impulsando para la conservación de los últimos remanentes de bosque primario de mayor extensión en la zona norte de Costa Rica, los cuales constituyen el último hábitat disponible en el país para la conservación de la Lapa Verde (*Ara ambigua*) (Chassot y Monge 2002; Monge et al. 2002a; Monge et al. 2002b; Chassot et al. 2001b). Estos bosques también adquieren importancia por ser hábitat de otras especies, vegetales y animales, que están amenazadas o en peligro de extinción, tales como, las especies arbóreas Almendro (*Dipteryx panamensis*) y el Pinillo (*Podocarpus guatemalensis*), consideradas entre las especies emblemáticas para el Corredor (Monge et al. 2002).

Los resultados del *análisis gap* con el escenario de ASP propuestas (Figura 3), mostraron que al incorporar el área considerada para la creación del Parque Nacional Maquenque, los tres tipos de bosque aumentaron considerablemente su territorio bajo protección. El bosque 2, presentó más de la mitad de su territorio dentro de las ASP propuestas, aumentando casi el doble de lo protegido actualmente. El bosque 1, que fue el menos representado en las ASP actuales, aumentó significativamente su área bajo protección a un 30% y, por último, el bosque 3, exhibió un 22% de su territorio dentro de este escenario de ASP propuestas. La cantidad de territorio protegido del bosque 1, dentro de este escenario, correspondió a un 12% del área total del Corredor, al igual que para el bosque 2, y en el caso del bosque 3, su área dentro de las ASP propuestas significó un 1.3% del paisaje del Corredor (Cuadro 9).

En el caso de los tipos de ambiente, sobre suelos Ultisoles se concentraría el 90% de las ASP propuestas, sobre terrenos de moderado a fuertemente ondulado, representando aproximadamente el 26% del territorio del CBSS. En el caso de los suelos Inceptisoles,

representarían el 6% de las ASP (casi 2% del CBSS), aumentando un poco más del doble el territorio protegido sobre terrenos suavemente ondulados y planos (Figuras 4 y 5). Los ambientes no representados ni en la actual distribución de ASP ni en la propuesta son los Inceptisoles en terrenos moderadamente ondulados y en terrenos escarpados, y los Ultisoles en terrenos suavemente ondulados.

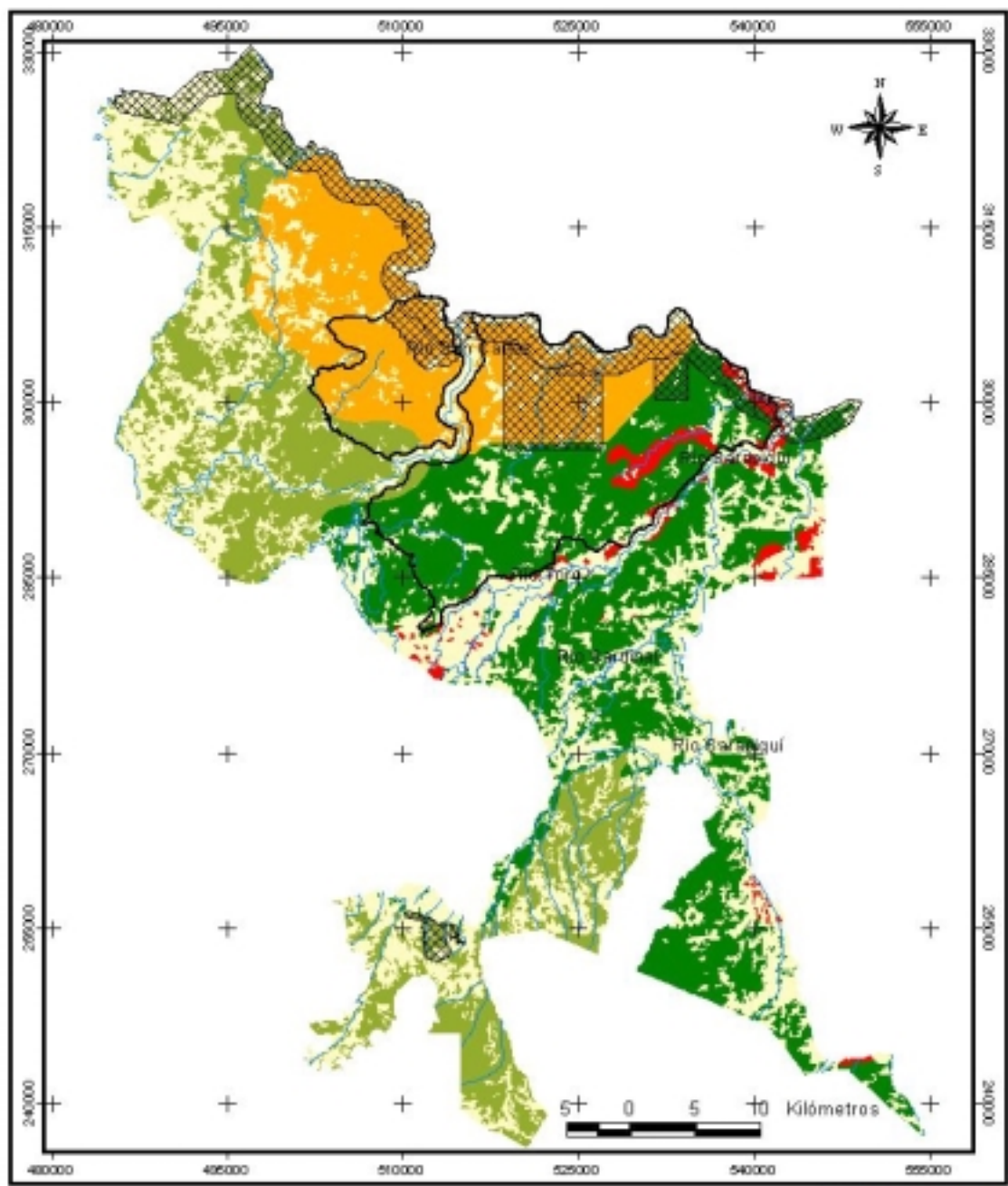
En general, con el escenario de ASP propuestas aproximadamente una tercera parte del Corredor se encontró bajo alguna categoría de manejo para la conservación. Según la tipificación de niveles de protección de Powell et al. (2000), el 24% del Corredor se encontraría en un nivel 1, que significa que teóricamente todos los hábitats y su biodiversidad tendrían una protección absoluta; casi el 5% del Corredor estaría en el nivel 2, con la categoría de Refugio Nacional de Vida Silvestre, en el cual se permiten diferentes tipos de usos o actividades. Por último, casi un 3% se encontraría protegido bajo la figura de Reservas Privadas.

**Cuadro 9.** Distribución potencial de los Tipos de Bosques, su representación en el CBSS y en las Áreas Silvestres Protegidas actuales y propuestas. Valores calculados sobre la base de un mapa con 247,005.36 ha delimitadas dentro del CBSS (PN: Parque Nacional, RNVS: Refugio Nacional de Vida Silvestre, RF: Reserva Forestal, H: Humedales)

Tipos de bosques	Hectáreas totales (distribución potencial)	% que representa en el territorio del CBSS	% de su territorio en las ASP actuales	% de las ASP actuales en el territorio del CBSS*	% de su territorio en ASP propuestas	% de las ASP propuestas en el territorio del CBSS*	Categorías de protección	
							Actual	Propuestas
Bosque 1: <i>Pentaclethra macroloba</i> – Palmas	99,423.60	40.25	3.69	1.49	30.56	12.30	RNVS RF H	PN RNVS
Bosque 2: <i>Qualea paraensis</i> – <i>Vochysia ferruginea</i> – <i>Couma macrocarpa</i>	47,319.20	19.16	37.76	7.23	63.88	12.24	RNVS RF H	PN RNVS
Bosque 3: <i>Pentaclethra macroloba</i> – <i>Carapa guianensis</i>	14,416.28	5.84	7.85	0.46	22.19	1.30	RNVS	PN RNVS
Sin información	85,846.28	34.75	6.58	2.29	9.13	3.17	RNVS	PN RNVS
<b>TOTALES</b>	<b>247,005.36</b>	<b>100</b>		<b>11.47</b>		<b>29.01</b>		

\* Distribución por tipo de bosque del porcentaje del territorio de las ASP en el territorio del CBSS

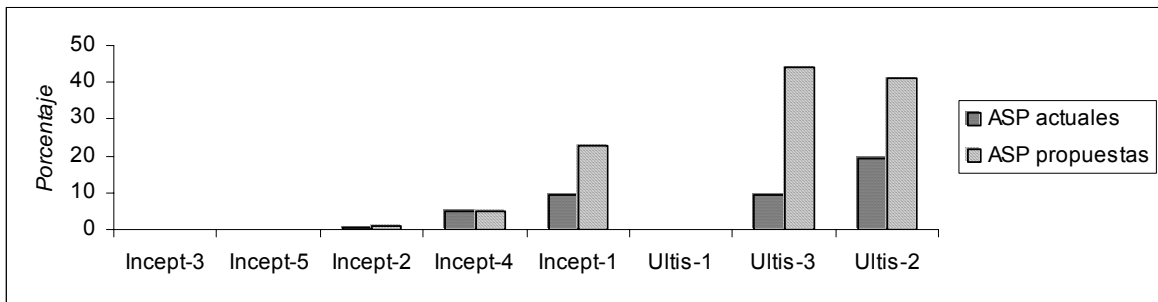
Figura 3. Análisis gap para los tipos de bosque en dos escenarios de protección: a) Áreas Silvestres Protegidas Actuales (entramado negro), y b) Áreas Silvestres Protegidas Propuestas (delineado negro en conjunto con entramado negro).



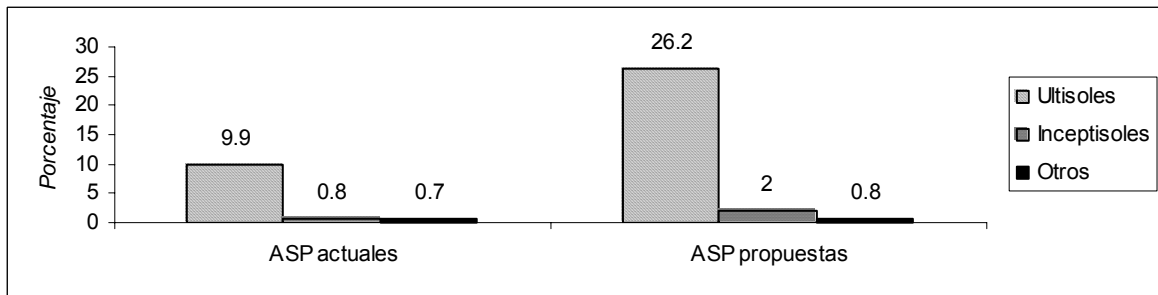
- Cobertura de Bosques
- *Pentaclethra - Carapa*
  - *Pentaclethra - Palmas*
  - *Qualea - Vochysia - Couma*
  - Sin información
  - No Bosque

**CATIE**

**Figura 4.** Porcentaje del territorio por tipo de ambiente en los dos escenarios de Áreas Silvestres Protegidas (actuales y propuestas), se muestran los resultados sólo para los dos principales órdenes de suelos en el CBSS. Simbología para suelos Inceptisoles: Incept-1: terrenos planos, Incept-2: terrenos suavemente ondulados; Incept-3: terrenos moderadamente ondulados, Incept-4: terrenos fuertemente ondulados, Incept-5: terrenos escarpados. Simbología para suelos Ultisoles: Ultis-1: terrenos suavemente ondulados, Ultis-2: terrenos moderadamente ondulados, Ultis-3: terrenos fuertemente ondulados.



**Figura 5.** Porcentaje del territorio del Corredor Biológico San Juan – La Selva que se encuentra protegido por tipo de suelo, empleando la capa de ordenes de suelo del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000).



#### 4.3 Análisis de Conectividad Estructural Potencial

Esta propuesta de Red Ecológica de Conectividad, en sí, es una herramienta de priorización de áreas, en donde, el objetivo principal es el manejo del paisaje para mantener o aumentar la conectividad entre los remanentes de bosques naturales. El proceso de este modelo se basa primero en la identificación de áreas de prioridad ecológica a través de un análisis multicriterio, en donde, se traslapan capas de información de elementos de la biodiversidad que se consideren de relevancia para la conservación y, segundo, en el modelaje de rutas de conectividad estructural entre estas áreas de prioridad ecológica. Esta metodología es propuesta por Hctor et al. (2000) para la creación de la Red Ecológica de La Florida.

En este primer escenario, se trabajó con información limitada de acuerdo a lo que fue posible obtener en el corto tiempo que se tuvo para este estudio, por ello, las áreas seleccionadas como prioridad alta no son excluyentes de otras áreas que puedan ser identificadas en el futuro, ni

tampoco se descarta la eliminación de alguna de ellas a través de la construcción de un nuevo escenario y/o la validación de éste en campo.

Es importante resaltar que todos los remanentes de bosques naturales dentro del CBSS ya son prioritarios para su manejo sostenible y conservación por su alto valor para la conectividad entre las áreas silvestres protegidas de Nicaragua y Costa Rica, reconocido al estar bajo la figura de Corredor Biológico como estrategia de Conservación. Además, los bosques dentro del área de la propuesta del Parque Nacional Maquenque adquieren un gran valor para la conservación, tanto por la biodiversidad contenida en ellos como por ser los últimos remanentes de hábitat para muchas especies en peligro o amenazadas de extinción en la Zona Norte de Costa Rica, lo cual es expresado en el documento de justificación de la creación del Parque elaborado por Monge et al. (2001).

A pesar de lo anterior, uno de las principales limitantes en el manejo para la conservación son los fondos finitos y, por ello, es importante focalizar los recursos hacia áreas identificadas como prioritarias, en este caso, para la conectividad en el paisaje como punto de partida para las acciones de conservación. Por ello, el concepto de buscar la ruta más corta de conexión física entre parches de bosques naturales de prioridad ecológica, es una estrategia práctica, intuitiva y cautelosa de manejo del paisaje.

Las rutas más cortas para preservar o restablecer la conectividad estructural, se basa en tres razones ligadas a mantener los procesos ecológicos (como la polinización y dispersión) que sustentan la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad: 1) en un paisaje fragmentado un hábitat de buena calidad puede tener poblaciones con una tasa de crecimiento positiva, en donde, sus individuos al tener la posibilidad de desplazarse de un hábitat a otro pueden sostener a las poblaciones en decline de los hábitats de mala calidad (Kattan 2002; Bennett 1999); 2) mientras más cercanos se encuentren los fragmentos de bosque, más facilidad para el movimiento de especies que operan a escala de paisaje o regional (Kattan 2002; Price et al. 1999); y 3) la cercanía entre fragmentos de bosques naturales facilita la restauración ecológica de la conexión física entre estos y, por ende, la ejecución de acciones para favorecer el movimiento de individuos de especies que tienen limitaciones para moverse a través de los usos agrícolas y requieren de elementos arbóreos como corredores biológicos (Laurance y Laurance 1999; Gascon et al. 1999; Laurance 1994; Bennett 1990).

Es importante indicar, que cuando se habla de *movimiento* no solamente se refiere a la capacidad física de un organismo de desplazarse, si no también a la capacidad de una población de dispersarse ya sean especies vegetales o animales. En el caso de las especies vegetales, la dispersión y polinización son procesos ecológicos que depende tanto de factores bióticos (fauna) como abióticos (viento y agua) (Murcia 2002; Dalling 2002), y en los bosques neotropicales es

sabido que la mayoría de las especies son dispersadas por vertebrados, principalmente, aves y mamíferos (Dalling 2002; Restrepo 2002).

Por la historia de colonización y avance de la frontera agrícola que ha sufrido la región (Butterfield 1994), las pasturas son el principal uso de la tierra que ha ido sustituyendo las áreas de bosque (Chassot y Monge 2002; Gallego 2002; Butterfield 1994) y, actualmente, el cultivo de piña también es una de las principales actividades productivas (Chassto y Monge 2002). En términos de restauración ecológica, se sabe que la intensidad del uso del suelo y la disponibilidad de fuentes de semillas – por ejemplo, bosques naturales remanentes – son factores clave para el establecimiento de una sucesión secundaria (Guariguata y Ostertag 2002). Las pasturas son usos muy limitantes para la sucesión secundaria y, por tanto, para los procesos de restauración ecológica, siendo en este caso aún más importante la presencia de remanentes de bosques o árboles dispersos como fuente de nuevos individuos que garanticen este proceso.

Tanto para los procesos de regeneración natural como para la inversión de recursos financieros y humanos, la recuperación de la conexión física entre parches de bosque a partir de la sucesión secundaria es mucho más rápida y de menor costo mientras más corta sea la distancia entre estos parches. Lo cual es viable en el caso del Corredor, donde aún la cobertura de bosque representa más de la mitad del paisaje y los parches de bosque se encuentran altamente agregados (Sección 4.1). A como indica Bennett (1999), los patrones del paisaje que promuevan la conectividad para las especies, comunidades o procesos ecológicos son elementos primordiales para la conservación natural en ambientes modificados por los impactos humanos.

Se identificaron dos trayectorias de conectividad estructural en base a la ruta más corta entre los núcleos de conexión, identificados a partir de las áreas de prioridad alta, y se muestran en las Figuras 6 y 7. Estas trayectorias en conjunto con los núcleos de prioridad alta a conectar, conformaron esta primera propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial (Figura 8).



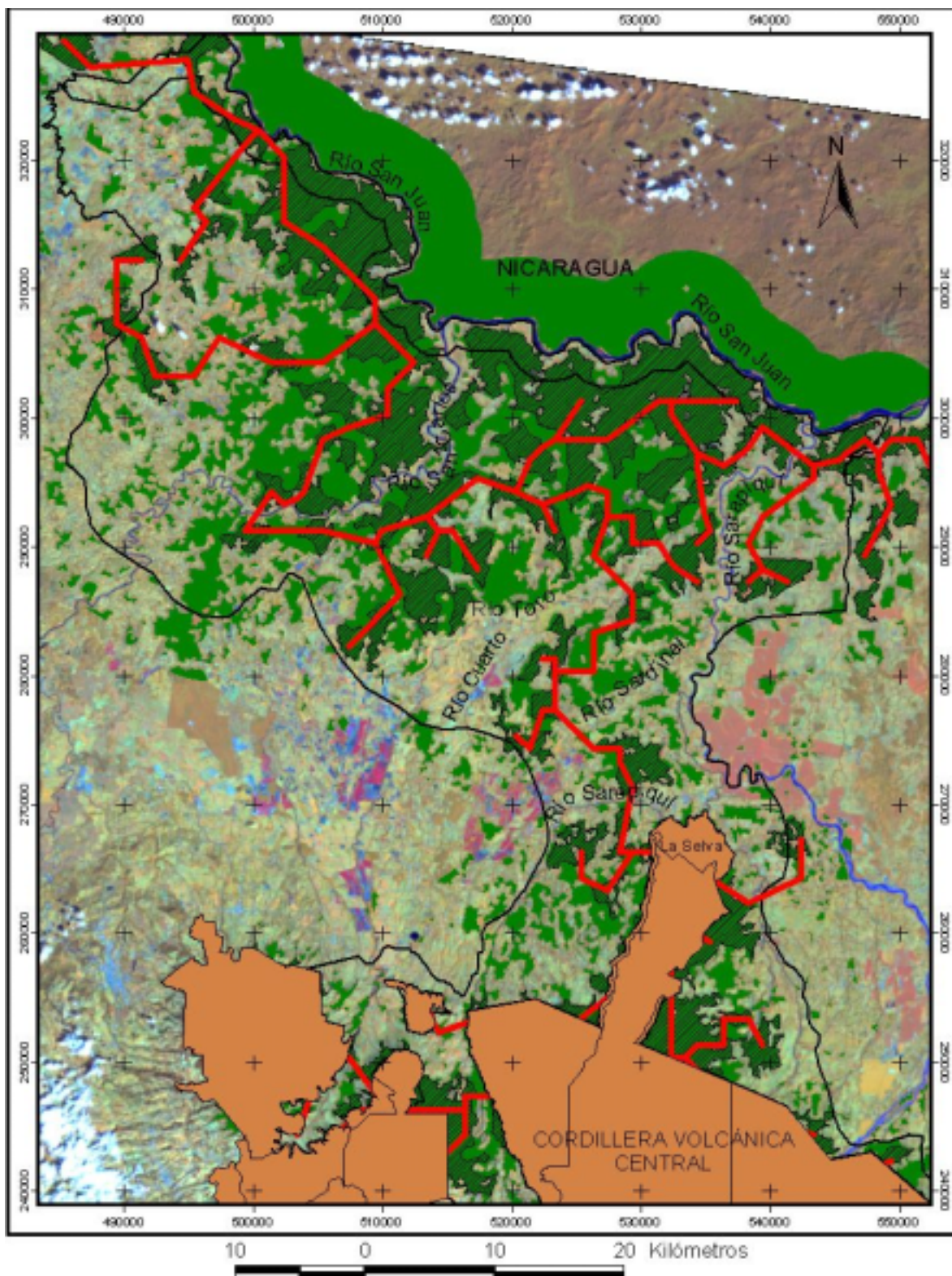


Figura 6. Primera trayectoria de conectividad potencial entre parches de bosque natural (línea roja) sobre imagen de satélite Landsat TM del año 2001 (diagonal negro: núcleos a conectar; verde: parches de bosque; café claro: Áreas Silvestres Protegidas; línea negra: límite CBSS). Escala del mapa 1:400 000. Cartografía digital Geog. Christian Brenes.

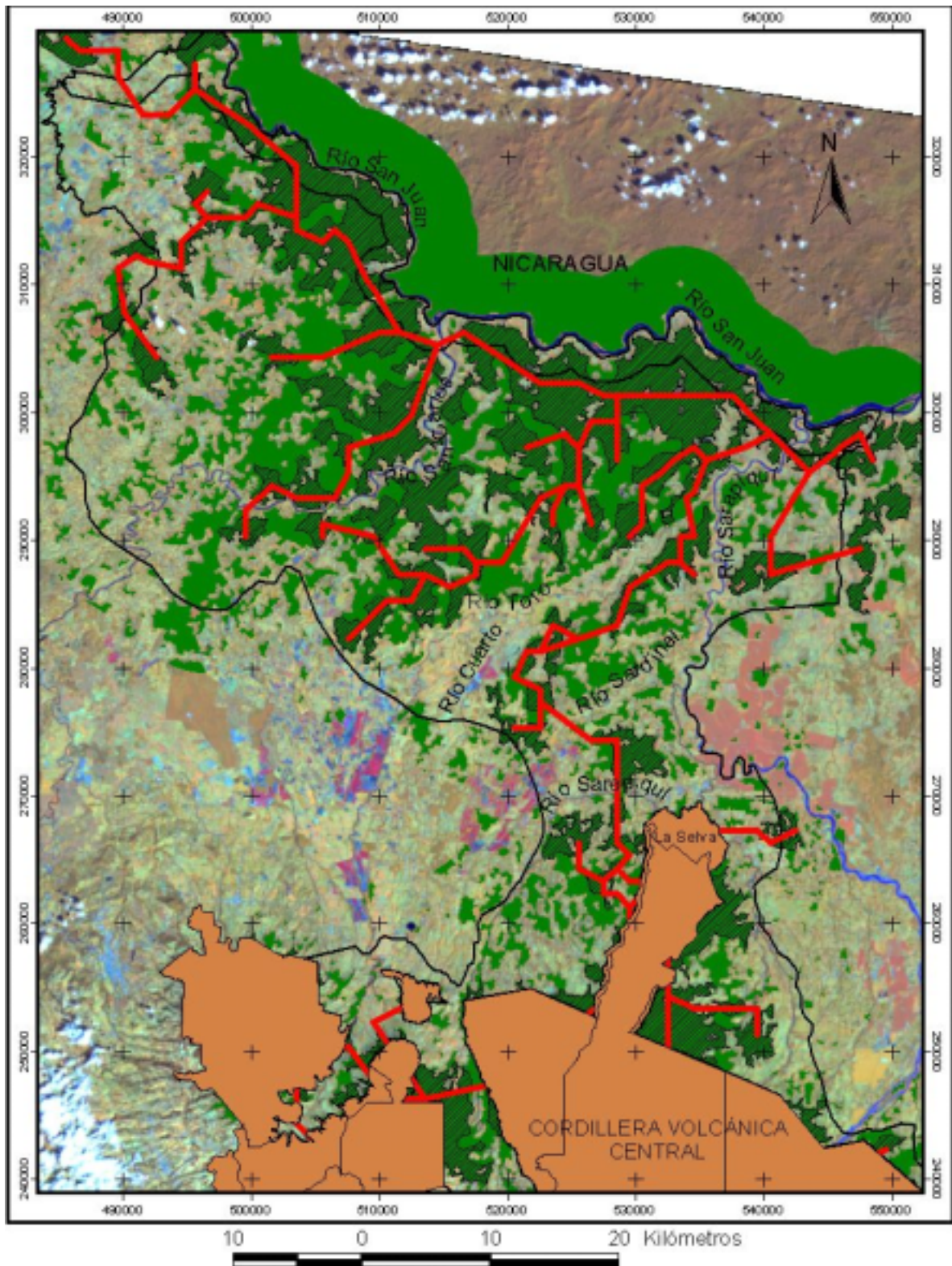


Figura 7. Segunda trayectoria de conectividad potencial entre parches de bosque natural (línea roja) sobre imagen de satélite Landsat TM del año 2001 (diagonal negro: núcleos a conectar; verde: parches de bosque; café claro: Áreas Silvestres Protegidas; línea negra: límite CBSS). Escala del mapa 1:400 000. Cartografía digital Geog. Christian Brenes.

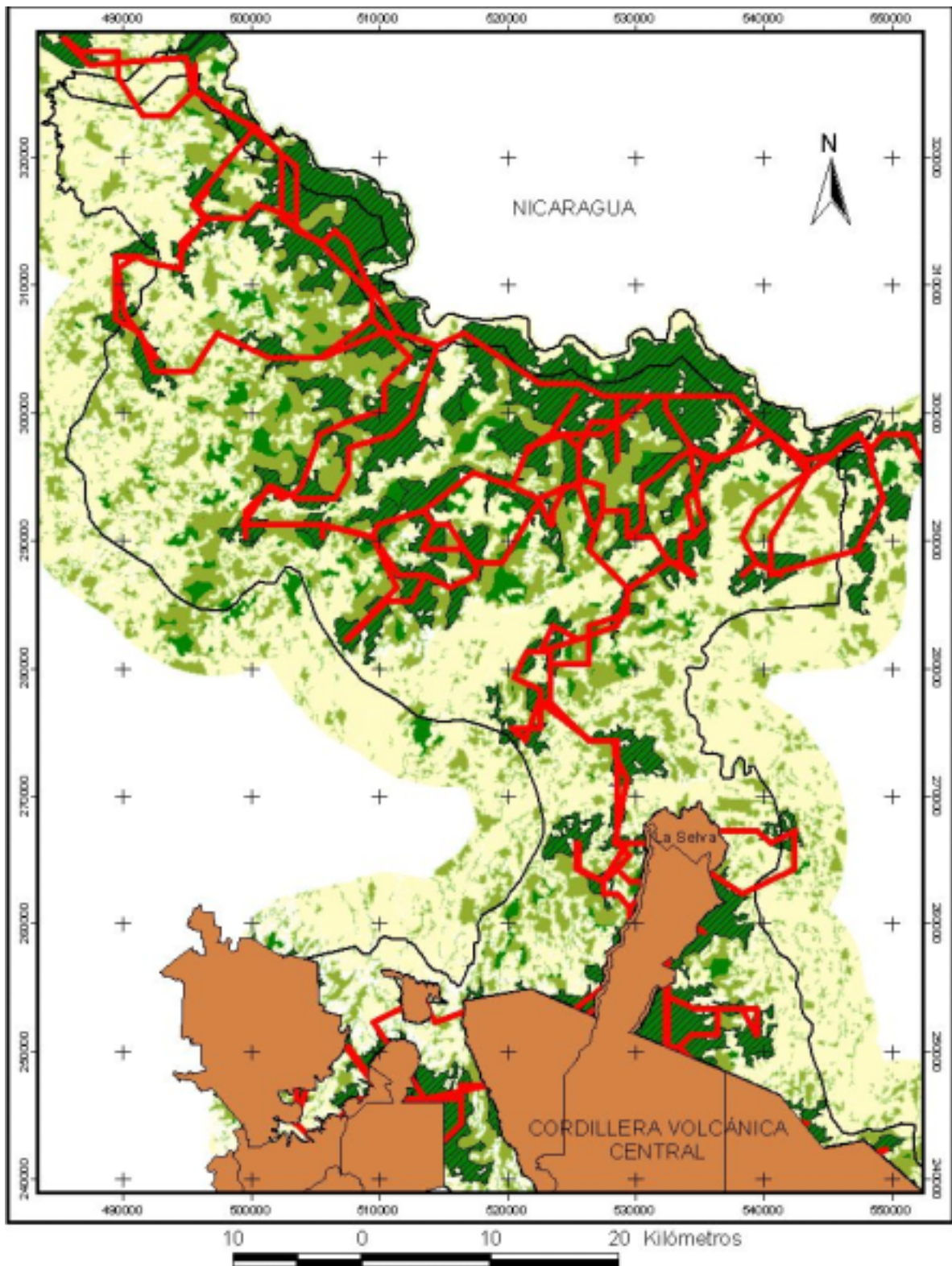


Figura 8. Propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial (líneas rojas: trayectorias; diagonales negras: núcleos de bosque de prioridad alta a ser conectados) sobre el mapa de fricción (amarillo: no prioritario (no bosque); verde claro: prioridad baja; verde oliva: prioridad media; y verde oscuro: prioridad alta). Escala del mapa 1: 400 000.

La fragmentación y pérdida de hábitat no es un proceso aleatorio (Bennett 1999; Kattan 2002), si no dirigido hacia las tierras más fértiles y/o de mayor accesibilidad (Bennett 1999), como por ejemplo, señala Kattan (2002) las vegas de los ríos que son aptas para la agricultura. Las áreas más deforestadas fueron aquellas adyacentes a los ríos principales en el Corredor. Se identificaron a partir de las rutas de conexión siete áreas críticas para la conectividad, donde, ésta se puede ver afectada o inhibida por la pérdida de hábitat y, donde, acciones de recuperación de cobertura boscosa posiblemente sean necesarias. A continuación se señalan las siete áreas críticas de conectividad:

1. El área comprendida aproximadamente entre las coordenadas verticales 528 000 – 530 000 y horizontales 268 000 – 272 000, que corresponde entre los ríos Sarapiquí y Tirimbina, para conectar el bloque de bosques primarios continuos de la Cordillera Volcánica Central, al sur del río Sarapiquí, con el bloque de bosque al norte del mismo y, en donde, destaca como sitio que aporta a la conectividad la Reserva Privada Selva Verde (Figura 9).
2. El área entre aproximadamente las coordenadas 523 000 – 527 000 verticales y 274 000 – 278 000 horizontales, para la conexión de los remanentes de bosque entre el noroeste del Río Sardinal y sureste del mismo (Figura 9).
3. El área entre las coordenadas 526 000 – 530 000 verticales y 286 000 - 289 000 horizontales, representa uno de los pocos sitios potenciales para aumentar la conectividad estructural entre los bosques primarios remanentes en sentido noroeste y sureste del Río Toro y Río Cuarto. Debido a que esta zona, en la parte meridional del CBSS, se encuentra muy deforestada en especial hacia el Suroeste de estos ríos. Esta área también es señalada entre las más deforestadas por Chassott y Monge (2002) (Figura 10).
4. Siguiendo el curso del Río Toro hacia el Noreste, entre las coordenadas 290 000 –294 000 horizontales y 532 000 – 536 000 verticales, es una área menos fragmentada y, por tanto, posiblemente presente condiciones menos hostiles para aumentar la conectividad entre la zona norte y sur del CBSS (Figura 10).
5. Al Noreste del Corredor, en dirección Oeste – Este del Río Sarapiquí. Está área es crítica para mantener o mejorar la conectividad entre los bosques del CBSS y los ecosistemas del Refugio de Vida Silvestre Barra del Colorado. Esta área se encuentra entre las coordenadas 295 000 – 299 000 horizontales y 540 000 – 544 000 verticales (Figura 11).
6. A lo largo del Río San Carlos, entre las coordenadas 290 000 – 295 000 horizontales y 499 000– 504 000 verticales. Es importante el mantenimiento y/o rehabilitación de la conectividad entre los remanentes de bosques primarios de tal forma se facilite la continuación de los procesos ecológicos de las comunidades naturales entre ambos lados del río (Figura 12).
7. En la desembocadura del Río San Carlos, entre las coordenadas verticales 513 000 – 517 000 y horizontales 304 000 – 308 000 (Figura 13).

Es importante indicar que esta propuesta de Red Ecológica de Conectividad, debe ser vista dentro de una perspectiva de manejo adaptativo. Por ende, este primer escenario debe ser considerado un punto de partida, el cual debe ser revisado, mejorado y validado en campo, tanto técnica como socialmente, para llegar a una propuesta consensuada que constituya el diseño de la Red y se desarrolle una planificación de acciones de conservación en función de ésta. Asimismo, todo el conocimiento que ha sido generado a nivel de paisaje, comunidades naturales y especies silvestres en el Corredor, por ésta y otras investigaciones, pueden integrarse para establecer una línea base que permita en el futuro la creación de escenarios alternos de conectividad estructural y el diseño de un programa de monitoreo a escala de paisaje, para medir el cumplimiento de los objetivos de conservación del CBSS.

La creación de escenarios de conectividad estructural potencial en combinación con la tipificación de los bosques naturales y un *análisis gap* para estos, puede ayudar a identificar áreas que sean importantes para aumentar la conexión entre parches de los tipos de bosque más fragmentados, visualizar la conexión entre parches de diferente tipo de bosque, y la búsqueda de acciones de manejo y conservación para los bosques fuera de las áreas protegidas, como es el caso de los parches de bosque de *Pentaclethra* en el sector sur, que son los más fragmentados y se encuentran fuera de las áreas silvestres protegidas actuales y propuestas.

A partir de las rutas de conexión se pueden seleccionar parches de bosque para los que pueden ejecutarse acciones de restauración ecológica para mejorar su forma, en función de aumentar el hábitat interior de estos y la conectividad en el paisaje, sin ser necesario excluir las actividades productivas en la zona. Un ejemplo de este tipo de proceso metodológico de diseño del paisaje se puede encontrar en Corrêa et al. (2001) y Corrêa (2000), realizado para el Área Demostrativa Mirafior – Moropotente en Nicaragua, en donde se proponen tres diseños alternativos para la recuperación del paisaje a partir del mejoramiento de la forma de parches de bosque estratégicamente ubicados en la matriz. En el caso del Corredor, para la implementación de este tipo de manejo del paisaje puede dividirse el área según los niveles de fragmentación, siendo prioritario el sector sur, en las áreas identificadas por el Comité Ejecutivo del Corredor como Astillero y Arrepentidos, importantes por la cobertura de bosque que aún conservan.

Un punto muy importante en el manejo para la conservación es la protección y recuperación de la vegetación natural riberina, ya que ésta constituye corredores naturales para la dispersión de especies de fauna y flora a lo largo del paisaje (Bennett 1999; Laurance y Gascon 1997). En el Corredor, el patrón de deforestación sigue los cursos de los ríos, siendo importante tomar medidas como la señalada por Laurance y Gascon (1997) de mantener al menos 150 m de bosque riberino a cada lado del río, y considerado por Corrêa et al. (2001) en su paisaje de estudio.

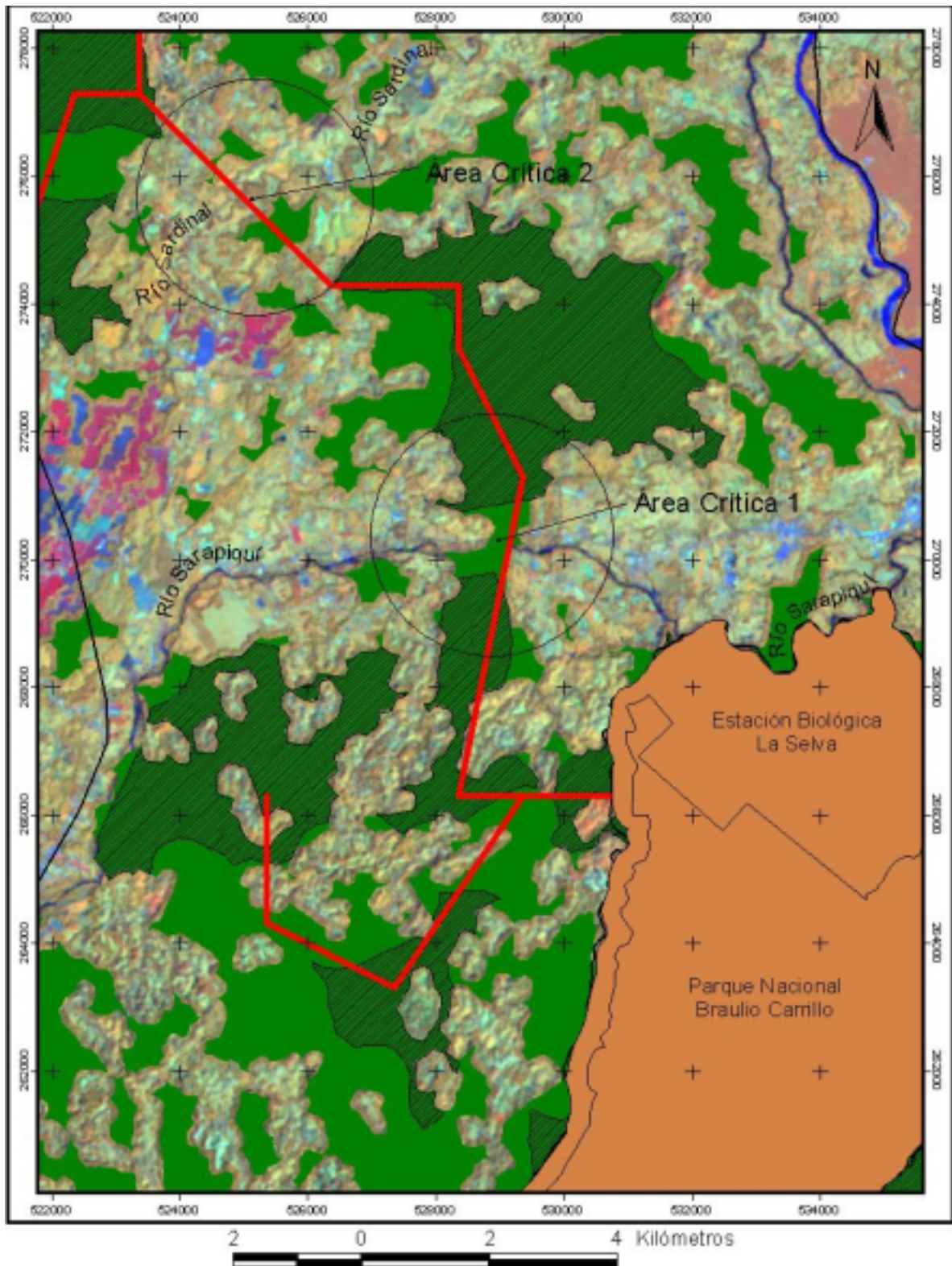


Figura 9. Áreas Críticas de Conectividad 1 y 2 (diagonal negro: núcleos de prioridad alta a conectar; línea roja: trayectoria de conexión; verde: bosque; café claro: Áreas Silvestres Protegidas). Escala del mapa 1:80 000. Para más información ver texto.

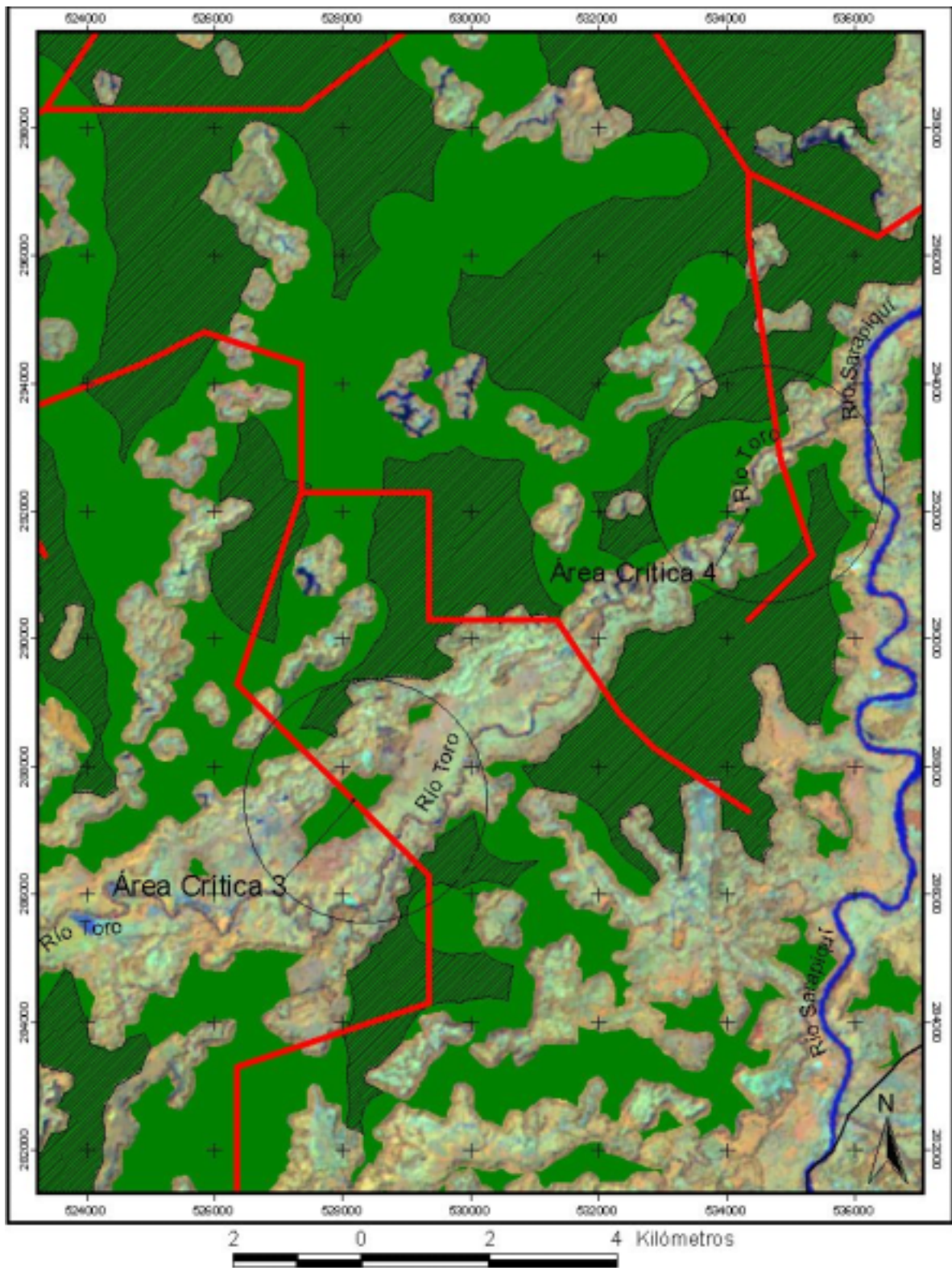


Figura 10. Áreas Críticas de Conectividad 3 y 4 (diagonal negro: núcleos de prioridad alta a conectar; línea roja: trayectoria de conexión; verde: bosque). Escala del mapa 1:80 000. Para más información ver texto.

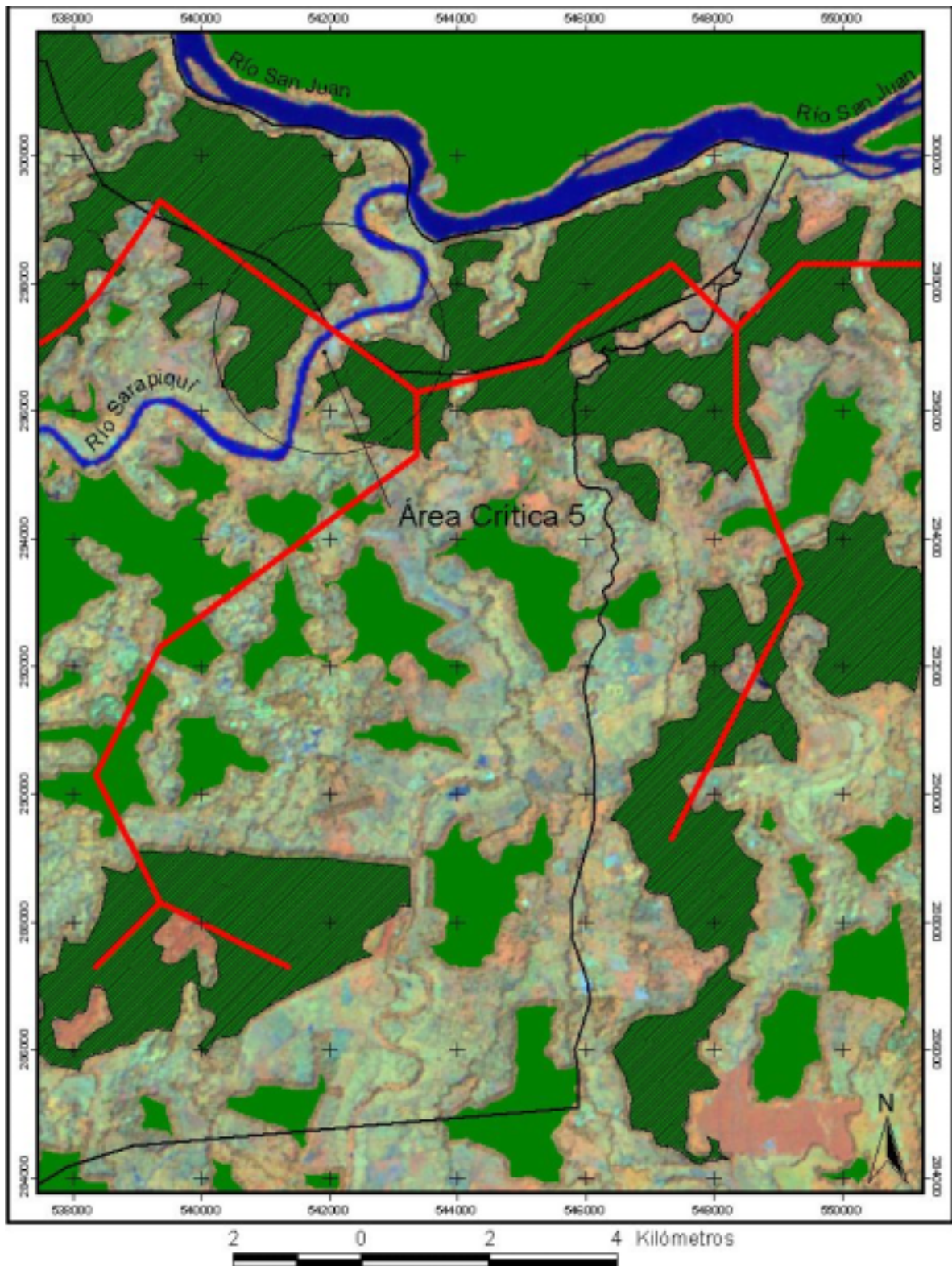


Figura 11. Área Crítica de Conectividad 5 (diagonal negro: núcleos de prioridad alta a conectar; línea roja: trayectoria de conexión; verde: bosque; línea negra: límite del CBSS). Escala del mapa 1:80 000. Para más información ver texto.



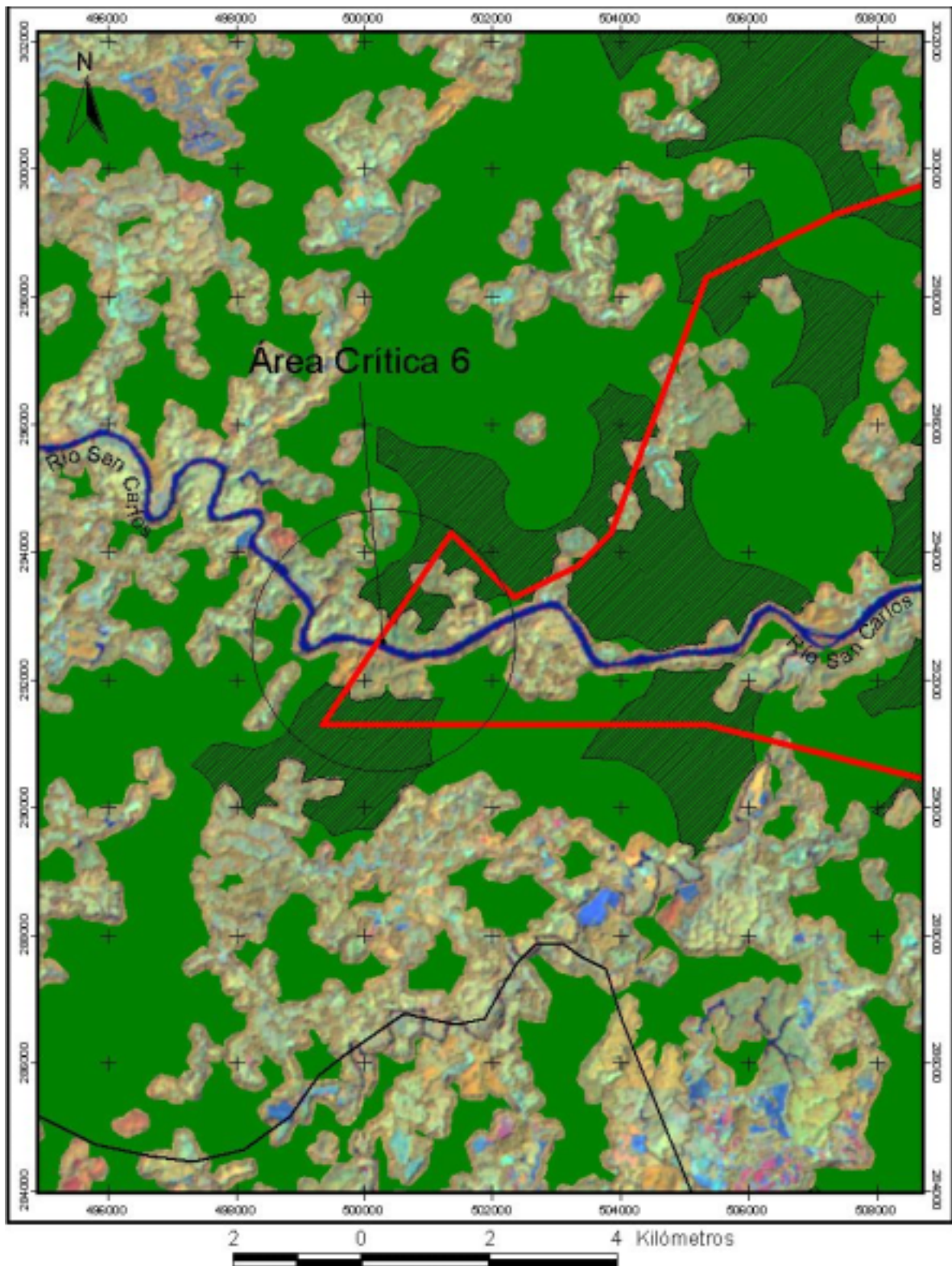


Figura 12. Área Crítica de Conectividad 6 (diagonal negro: núcleos de prioridad alta a conectar; línea roja: trayectoria de conexión; verde: bosque; línea negra: límite del CBSS). Escala del mapa 1:80 000. Para más información ver texto.

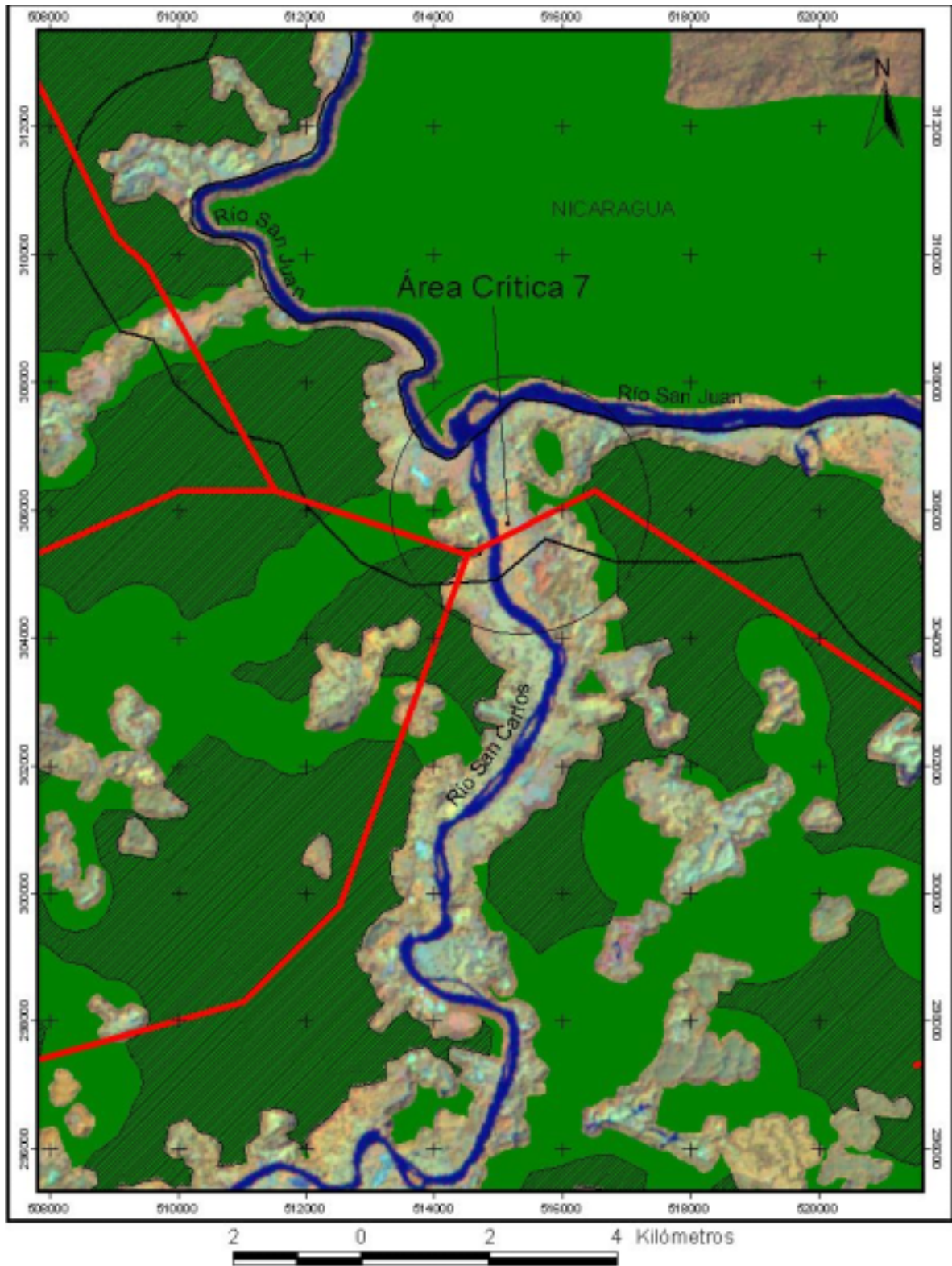


Figura 13. Área Crítica de Conectividad 7 (diagonal negro: núcleos de prioridad alta a conectar; línea roja: trayectoria de conexión; verde: bosque; línea negra: límite del CBSS). Escala del mapa 1:80 000. Para más información ver texto.

## 5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- En el paisaje del Corredor Biológico San Juan – La Selva las áreas con mayor pérdida de cobertura boscosa estuvieron ligadas a las vegas de los ríos. Lo cual se pudo relacionar a tres razones: 1) mayor fertilidad de los suelos; 2) terrenos planos, dado que en las partes bajas de las cuencas es natural que los ríos se asocien a éste tipo de topografía; y 3) la función *per se* de los ríos como vías de acceso. Lo que indicó que el CBSS presentó un patrón de deforestación común ligada a la facilidad para los usos agrícolas y el acceso a las tierras.
- El análisis del patrón del paisaje con una clasificación bosque y no bosque, aunque no brinda información detallada de cada tipo de cobertura o uso del suelo dentro del paisaje, permitió un primer acercamiento de la situación de fragmentación de los bosques naturales en el Corredor. En paisajes como el del Corredor en donde la mayoría de los parches de bosque pertenecen a bosques primarios (intervenidos o no intervenidos), este tipo de clasificaciones son prácticas, rápidas y de bajo costo.
- Evaluar nuevamente las métricas e índices descriptivos del paisaje con una clasificación que distinga los diferentes usos de la tierra y los diferentes tipos de cobertura boscosa, inclusive separando entre bosque primario sin intervenir y bosque primario intervenido, ofrecería un mejor análisis de la situación de los hábitats naturales en cuanto a cobertura, calidad de hábitat y contexto.
- La realización de un *análisis gap* o vacíos de conservación empleando una clasificación de tipos de comunidades naturales, en este caso tipos de bosque, es una herramienta útil para evaluar la representación y condición de protección de estas comunidades dentro de las Áreas Protegidas. En el presente estudio la evaluación se hizo sobre la base de una distribución potencial de tipos de bosque como un punto de partida, por lo que sería importante la realización de una investigación que permita una mejor delimitación de estos bosques.
- El *análisis gap* realizado con el escenario propuesto de creación de nuevas Áreas Protegidas, en este caso el Parque Nacional Maquenque, permitió evaluar el aporte potencial que este daría dentro del Corredor para la protección de las comunidades naturales, tanto en cobertura como en la condición de protección debido a la categoría de manejo propuesta.
- Aunque las ASP se concentren en el sector norte del CBSS, no necesariamente significa que se prioricen menos los bosques del sector sur, sino que las estrategias de conservación pueden ser otras. Considerando las características de los remanentes aquí existentes, una de las principales funciones que estos pueden ofrecer a la conservación es su valor para la conectividad entre los bosques del sector norte con los bosques de la Cordillera Volcánica Central. Por ello, la modelación de escenarios de conectividad potencial entre los parches de bosques naturales, a través del uso de SIG, es una herramienta útil para la toma de decisiones a cerca de los sitios

clave para conservación y/o restauración, pensando en posibilidades de pagos por servicios ambientales y la creación de ASP privadas, además de las ya existentes.

- La propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial, es una propuesta conservadora o precautoria para la conservación, se basa en el mantenimiento y aumento de la conectividad estructural a partir de la identificación de los parches de bosques naturales que se encuentran más cercanos. Esto permitió identificar tanto los parches que conformarían la Red, como las áreas donde por la pérdida de hábitat se puede ver inhibida o afectada la conectividad, sin ser necesario que las acciones de conservación se enfoquen en un principio a especies específicas.
- El concepto de la ruta de conexión más corta es práctica en el sentido de facilitar los procesos de restauración ecológica y en el sentido de que mientras más cercanos se encuentren los parches, y existan componentes arbóreos que faciliten su conexión, muchas especies podrán moverse más fácilmente a través del paisaje, pudiendo estas comportarse como metapoblaciones.
- El conocimiento de los tipos de bosque integrado con los tres tipos de análisis en SIG permitió una visualización completa de la situación de los bosques naturales desde su cobertura, grados de fragmentación, condición de protección y posibles alternativas para el manejo del paisaje, según los objetivos previstos para un Corredor Biológico.
- Esta propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial debe ser válida en campo, tanto técnica como socialmente. Asimismo, es necesario la creación y evaluación de escenarios alternos con la participación de actores claves dentro del Corredor, y el empleo de mayor información sobre elementos de la biodiversidad para la identificación de las áreas de importancia ecológica.

## 6 CONSIDERACIONES FINALES

- Con la necesidad imperante de poder realmente conservar la biodiversidad natural que aún quedan en nuestros territorios, frenar los procesos de pérdida de especies y los problemas ligados a la alteración de los procesos ecológicos, lo cual en nuestra época se da a pasos agigantados, el uso de sistemas de información geográfica es una herramienta que facilita enormemente la toma de decisiones para la planificación territorial y el diseño de estrategias de conservación en territorios amplios (Sanderson et al. 2002; Hctor et al. 2000; Jennings 2000; Stoms 2000; Kiester et al. 1996; Fearnside y Ferraz 1995; Caicco et al. 1995).
- Una de las principales limitantes en el uso de SIG es la carencia de información geodigital y la confiabilidad de la información existente (Jennings 2000). Por ello, el principal desafío es poder generar procesos metodológicos que 1) puedan aplicarse con la información existente, o que la información requerida sea viable generarla, 2) que los resultados sean aplicables y útiles a nuestras realidades, y 3) permita sean comparables y replicables. En este contexto, metodologías

como el *análisis gap* (Jennings 2000) y el modelaje de escenarios de conectividad (Hector et al. 2000), pueden explorarse y modificarse para ser aplicadas en nuestra región.

- En Mesoamérica, así como para el resto de Latinoamérica, se están desarrollando estrategias de conservación regionales que involucran la participación de varios países, como es el caso del Corredor Biológico Mesoamericano. El presente estudio pretende ser un aporte a la búsqueda de procesos metodológicos que faciliten la planificación territorial en función de la conservación de la biodiversidad en la región y que estas metodologías puedan ser aplicadas con los recursos humanos y técnicos existentes.

- En todo proceso dirigido al ordenamiento integral de los territorios es fundamental la participación de la sociedad civil que en ellos habita, siendo importante considerarlos en varias etapas del proceso de construcción de este tipo de herramientas y en la validación de los escenarios propuestos tanto técnica como socialmente. Debido a que estas propuestas metodológicas y los resultados de este tipo de investigación van dirigidos a los tomadores de decisión dentro de estos territorios, en este caso, del Corredor Biológico San Juan – La Selva. Aunque en el presente estudio, por la limitante de tiempo no fue posible la integración de los actores clave, los resultados se presentan como un aporte hacia la búsqueda de este tipo de herramientas.

## 7 BIBLIOGRAFÍA

Bennett, A.F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4(2/3): 109-122.

Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Suiza. 254 p.

Bierregaard jr., R.O.; T.E.Lovejoy; V. Kapos; A.A. Santos dos; y R.W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11): 859-866.

Butterfield R.P. 1994. The regional context: land colonization and conservation in Sarapiquí. In McDade, L.A.; K.S. Bawa; H.A. Hespeneide; y G.S. Hartshorn (eds). 1994. *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. The University of Chicago Press, USA. Pp 299-306.

Caicco, S; J.M. Scott; B. Butterfield; y B. Csuti. 1995. A GAP Analysis of the Management Status of the Vegetation of Idaho (U.S.A). *Conservation Biology* 9(3): 498-511.

CCT. 2002. Proyecto de Investigación y Conservación de la Lapa Verde. Disponible en línea 29/12/02: <http://www.cct.or.cr/lapa/summarysp.htm>

Chassot, O. y G. Monge. 2002. Corredor Biológico San Juan – La Selva: Ficha Técnica. Comité

- Ejecutivo Corredor Biológico San Juan – La Selva. Costa Rica. 78 p.
- Chassot, O.; G, Monge; G. Powell; S. Palminteri; U. Alemán; P. Whright; y K. Adamek. 2001a. Lapa Verde, víctima del manejo forestal insostenible. *Ciencias Ambientales* 21 (junio): 60-69.
- Chassot, O.; G, Monge; G. Powell; S. Palminteri; P. Whright; M. Boza; J. Calvo; y C. Padilla. 2001b. Corredor Biológico San Juan – La Selva para proteger la lapa verde. *Ambientico* 95 (agosto): 13-15.
- Clark, D.B.; D.A. Clark; y J.M. Read. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology* (86) 1: 101-112.
- Corrêa, A.P; B. Finegan y C. Harvey. 2001. Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad. *Revista Forestal Centroamericana* No. 34. pp. 35-41.
- Corrêa, A.P. 2000. Evaluación de un paisaje fragmentado para la conservación y recuperación de biodiversidad. Tesis para optar al título de Magíster Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Dalling, J.W. 2002. Ecología de semillas. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). 2002. *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. P. 345 – 376.
- Dinerstein, E.; D.M. Olson; D.J. Graham; A.L. Webster; S.A. Primm; M.P. Bookbinder; y G. Ledec. 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Ecoregiones Terrestres de América Latina y El Caribe. WWF-World Bank. Washington D.C. 145 p.
- Eco – Index. 2004. Establecimiento del Parque Nacional Maquenque. Disponible en línea en marzo del 2004 en la siguiente página web: <http://www.eco-index.org/>
- Fearnside, P.M. y J. Ferraz. 1995. A Conservation GAP Analysis of Brazil's Amazonian Vegetation. *Conservation Biology* 9(5): 1134-1147.
- Forero, L.A. 2001. Caracterización de la vegetación y efectos de borde en la comunidad de árboles y lianas de remanentes de bosque muy húmedo tropical Región Huetar Norte, Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 89 p.
- Forero, L.A y B. Finegan. 2002. Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación. *Revista Forestal Centroamericana*. Pp. 39-43.
- Gallego, B. 2002. Estructura y Composición de un Paisaje Fragmentado y su relación con especies indicadoras en una zona de Bosque Muy Húmedo Tropical, Costa Rica. Tesis para optar al título de Magíster Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mg. Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 65 p.
- Gascon, C.; T.E. Lovejoy; R.O. Bierregaard Jr.; J.R. Malcolm; P.C. Stouffer; H.L. Vasconcelos; W.F. Laurance; B. Zimmerman; M. Tocher; y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(1999): 223-229.
- Guariguata, M.R.; y G.H. Kattan (eds). 2002. *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. 692 p.
- Guariguata, M.R.; H. Arias-Le Claire; y G. Jones. 2002. Tree seed fate in a logged and fragmented forest landscapes, northeastern Costa Rica. *Biotropica* 34(3): 405-415.
- Guariguata, M.R. y R. Ostertag. 2002. Sucesión secundaria. In Guariguata, M.R.; y G.H. Kattan (eds). 2002. *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 591-623.
- Hector, T. S.; M.H. Carr; y P.D. Zwick. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR). 2000. Atlas de Costa Rica. Disponible en el siguiente website <http://www.esri.com/software/arcexplorer/aedown/oaad.html>
- Jennings, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15 (2000): 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. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. p 561-590.
- Kapos, V; E. Wandelli; J. L. Camargo; y G. Ganade. 1997. Edge-Related changes in environmental and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonian. In: W F, Laurance, R O, Bierregaard Jr. *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago. p 33- 44.
- Kiester, A. R.; J. M. Scott; B. Csuti; R.F. Noss; B. Butterfield; K. Sahr; y D. White. 1996. Conservation Prioritization Using GAP Data. *Conservation Biology* 10(5): 1332-1342.
- Laurance, S.G.; y W.F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91(1999): 231-239.
- Laurance, W.F. y C. Gascon. 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* 11(2): 577-579.
- Laurance, W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69(1994): 23-32.

- Liu, A.J. y G.N. Cameron. 2001. Analysis of landscape patterns in coastal wetlands of Galveston Bay, Texas (USA). *Landscape Ecology* 16: 581-595.
- Louman, B.; M. Garay; S. Yalle; J.J. Campos; B. Locatelli; F. Carrera; R. Villalobos; y G. López. En prensa. Efectos del pago por servicios ambientales y la certificación forestal en el desempeño ambiental y socioeconómico del manejo de bosques naturales en Costa Rica. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- McDade, L.A.; K.S. Bawa; H.A. Hespenehede; y G.S. Hartshorn (eds). 1994. *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. The University of Chicago Press, USA. 486 p.
- McGarigal, K.; S. A. Cushman; M. C. Neel; y E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)
- McIntyre, S. y R. Hobbs. 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and its Relevance to Management and Research Models. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292.
- Miller, K; E. Chang; y N. Johnson. 2001. En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. World Resources Institute. 47p.
- Monge, G.; O. Chassot; R. López; y H. Chaves. 2002a. Justificación biológica para el establecimiento del Parque Nacional Maquenque, Costa Rica. Centro Científico Tropical. Costa Rica. 51 p.
- Monge, G.; O. Chassot; G.V.N. Powell; y S. Palminteri. 2002b. Una especie al borde de la extinción local, propuesta de conservación para el guacamayo ambiguo de Costa Rica. *Quercus* 196: 38-42.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 58-62.
- Murcia, C. 2002. Ecología de la polinización. In Guariguata, M.R.; y G.H. Kattan (eds). 2002. *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 493-530.
- Montenegro, L.M. 2001. Dinámica temporal y espacial de la fragmentación del bosque nativo en el Sur de Chile. *Colombia Forestal* 7(14): 71-84.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11): 700-706.
- Noss, R.F. y L.D. Harris. 1986. Nodes, Networks, and MUM's: Preserving Diversity at all Scales. *Environmental Management* 10(3): 299-309.



- Noss, R. F. 1987. From Plant Communities to Landscapes in Conservation Inventories: A Look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41(1987): 11-37.
- Pedroni, L y P. Imbach. 2003. Decision Support System for Sustainable Ecosystem Management in Atlantic Rain Forest Rural Areas. ECOMAN / CATIE. Turrialba, Costa Rica. 36 p.
- Poiani, K.A.; B.D. Richter; M.G. Anderson; y H.E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* 50(2): 133-146.
- Price, O.F.; J.C.Z. Woinarski; D. Robinson. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. *Biological Conservation* 91: 169-180.
- Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 2001. Fundamentos de conservación biológica. *Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México. 797 p.
- Primack, R; R. Rozzi; y P. Feinsinger. 2001. Diseño de Áreas Protegidas. In Primack, R; Rozzi, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 1998. Fundamentos de conservación biológica. *Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México. Pp 477-495.
- Powell, G.V.N.; J. Barborak; y M. Rodríguez. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35-41.
- Ramos, Z.Sh. 2004. Caracterización y tipificación de bosques primarios: un aporte al Corredor Biológico San Juan – La Selva. In Ramos, Z.Sh. 2004. Estructura y Composición de un Paisaje Boscoso Fragmentado: Herramienta para el Diseño de Estrategias de Conservación de la Biodiversidad. Tesis para optar al título de Magíster Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Pp. 33-68.
- Restrepo, C. 2002. Frugivoría. In Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. Pp 531-557.
- Sanderson, E.W.; K.H. Redford; A. Vedder; P.B. Coppolillo; y S.E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41 – 56.
- Sanford Jr., R.L.; P. Paaby; J.C. Luvall; y E. Phillips. 1994. Climate, Geomorphology, and Aquatic Systems. In McDade, L.A.; K.S. Bawa; H.A. Hespenheide; y G.S. Hartshorn (eds). 1994. *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. The University of Chicago Press, USA. Pp 19-33.
- Saunders, D.A.; R.J. Hobbs; y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.

- SINAC. 1994. Áreas Silvestres Protegidas. Disponible en línea en marzo del 2004 en la siguiente página web: <http://www.sinac.go.cr/asp/index.html>
- Stoms, D.M. 2000. GAP management status and regional indicators of threats to biodiversity. *Landscape Ecology* 15:21-33.
- Trombulak, S.C. y C.A. Frissell. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.
- Volgemann, J.E. 1995. Assessment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and geographic information systems technology. *Conservation Biology* 9(2): 439-449.
- Zamora, N., B. E. Hammel y M. H. Grayum. (en prensa) Vegetación/ Vegetation. In B. E. Hammel, M. H. Grayum, C. Herrera, y N. Zamora (eds.), *Manual de Plantas de Costa Rica*. vol. I. *Monograph Systematic Botanical Missouri Botanical Garden*. Pp. 91-216.

## 5. Conclusiones Generales

- La metodología empleada en este estudio mostró ser efectiva para una práctica y confiable caracterización y tipificación de bosques naturales, desde el muestreo riguroso en campo hasta los tipos de análisis aplicados a los datos colectados.
- Por lo menos existen tres tipos de bosque natural dentro del área del Corredor Biológico San Juan – La Selva, los cuales pudieron ser diferenciados por su composición, riqueza, diversidad y estructura. Estos bosques mostraron tener una variación importante en cuanto a su composición florística, con lo cual se logró una caracterización clara de las asociaciones principales conjugando los criterios de especies particulares, comunes y/o dominantes.
- La identificación de las especies principales de cada tipo de bosque según el criterio del IVI y el análisis de especies indicadoras por el método de Dufrene y Legendre mostró dar resultados confiables y prácticos para la diferenciación de estos bosques. La identificación de las especies característica de cada tipo de bosque puede ser información muy útil para el reconocimiento de estos en campo.
- El análisis del patrón del paisaje con una clasificación *bosque* y *no bosque*, aunque no brinda información detallada de cada tipo de cobertura o uso del suelo dentro del paisaje, permitió un primer acercamiento de la situación de fragmentación de los bosques naturales en el Corredor. En paisajes como el del Corredor en donde la mayoría de los parches de bosque pertenecen a bosques primarios (intervenidos o no intervenidos), este tipo de clasificaciones son prácticas, rápidas y de bajo costo.
- En el paisaje del Corredor Biológico San Juan – La Selva las áreas con mayor pérdida de cobertura boscosa estuvieron ligadas a las vegas de los ríos. Lo cual se pudo relacionar a tres razones: 1) mayor fertilidad de los suelos; 2) terrenos planos, dado que en las partes bajas de las cuencas es natural que los ríos se asocien a éste tipo de topografía; y 3) la función *per se* de los ríos como vías de acceso. Lo que indicó que el CBSS presentó un patrón de deforestación común ligada a la facilidad para los usos agrícolas y el acceso a las tierras.
- El sector sur fue el más fragmentado presentando casi un 55% de cobertura boscosa remanente con una matriz mixta entre hábitats naturales y usos agrícolas, principalmente, pastizales. En cambio, el sector norte se presentó como un paisaje aún dominado por una matriz de bosques naturales, considerándose en la categoría de paisaje variegado, con casi un 70% de bosque natural.
- Que el sector sur fuera el que presentó la mayor pérdida de los hábitats naturales, correspondió con que éste también fuera el sector que presentó una topografía más regular, con terrenos en su mayoría de planos a suavemente ondulados, y con dominancia de suelos del orden

Inceptisol, los cuales son suelos jóvenes y, por lo tanto, menos meteorizados que los Ultisoles. Asimismo, con una mayor presencia de vías de acceso (carreteras y caminos), en lo cual también se observó un patrón de la presencia de estos asociado a las orillas de los ríos.

- Las áreas que han preservado la mayoría de la cobertura forestal nativa son los que se presentan en suelos muy ácidos y poco fértiles, que son rasgos que caracterizan a los Ultisoles dominantes en el sector norte. Asimismo, también éstas áreas boscosas correspondieron a condiciones de terreno más irregulares, en topografías de moderado a fuertemente ondulado, que dificultan un poco más las actividades humanas.

- En ambos sectores, tanto las coberturas de bosque como la de usos agrícolas y pasturas se mostraron agregados. En el caso de los usos agrícolas y pasturas, esto indicó que están concentrados en ciertas zonas, y en dependencia del tipo de vegetación, la historia y la intensidad de uso, pueden representar fuertes barreras para la dispersión de los organismos y la continuidad de los procesos ecológicos de las comunidades naturales. Más cuando se trata de cultivos intensivos con una estructura de hábitat muy simplificado, como los monocultivos de piña, banano, y los pastizales sin árboles.

- Debido a que la pérdida de cobertura de bosque se ha dado más sobre suelos Inceptisoles, y preferentemente en terrenos muy regulares, los bosques presentes aquí fueron los más afectados por la eliminación y fragmentación de su cobertura, siendo estos los bosques de *Pentaclethra macroloba* – palmas, y los de *P. macroloba* – *Carapa guianensis*.

- La realización de un *análisis gap* o vacíos de conservación empleando una clasificación de tipos de comunidades naturales, en este caso tipos de bosque, es una herramienta útil para evaluar la representación y condición de protección de estas comunidades dentro de las Áreas Protegidas. Este análisis en conjugación con el análisis del patrón del paisaje permitió una visualización del grado de amenaza para cada tipo de bosque.

- El bosque de *Qualea paraensis*, *Vochysia ferruginea* y *Couma macrocarpa*, fue el menos fragmentado, presentando aún áreas importantes de bosque continuo. Este fue el que tuvo una mejor representación dentro las ASP, pero a pesar de ello, las actuales categorías de manejo no ofrecen una protección absoluta a una muestra representativa de estos bosques y, por lo tanto, no están exentos de la degradación de sus hábitats, en especial por los usos extractivos.

- El bosque de *Pentaclethra macroloba* y palmas aún conserva un alto porcentaje de su cobertura, pero más fragmentado que el bosque anterior y a pesar de haber tenido la mayor área de distribución potencial, se encontró muy pobremente representado en las Áreas Silvestres Protegidas actuales. Los remanentes de este tipo de bosque se encuentran expuestos tanto a los efectos de los usos a los que están sometidos, como, a la influencia de los usos que los circundan.

- En el caso del bosque de *Pentaclethra macroloba* y *Carapa guianensis*, además de ser el menos común, de poca extensión potencial en el área del Corredor, también estuvo pobremente representado en las Áreas Silvestres Protegidas actuales y se ubicó en las áreas más fragmentadas. Esto determina una mayor vulnerabilidad a la pérdida de este tipo de comunidad dentro del territorio del CBSS. Pero es importante considerar que posiblemente estos bosques puedan ser más comunes en la planicie del caribe y, por lo tanto, se debe de evaluar si están representados en otras áreas protegidas fuera del Corredor.
- Al incorporar la propuesta del PN Maquenque, el *análisis gap* mostró que la condición de protección aumentaría significativamente para los tres tipos de bosque. Las ASP se concentrarían en los bosques de *Qualea paraensis* – *Vochysia ferruginea* – *Couma macrocarpa* y los bosques de *Pentaclethra macroloba* - *palmas* sobre suelos Ultisoles, en su mayoría sobre terrenos moderadamente ondulados. Lo cual corresponde con el área de mayor cobertura de bosque natural.
- El *análisis gap* realizado con el escenario propuesto de creación de nuevas Áreas Protegidas, en este caso el Parque Nacional Maquenque, permitió evaluar el aporte potencial que este daría dentro del Corredor para la protección de las comunidades naturales, tanto en cobertura como en la condición de protección debido a la categoría de manejo propuesta.
- Aunque las ASP se concentren en el sector norte del CBSS, no necesariamente significa que se prioricen menos los bosques del sector sur, sino que las estrategias de conservación pueden ser otras. Considerando las características de los remanentes aquí existentes, una de las principales funciones que estos pueden ofrecer a la conservación es su valor para la conectividad entre los bosques del sector norte con los bosques de la Cordillera Volcánica Central. Por ello, la modelación de escenarios de conectividad potencial entre los parches de bosques naturales, a través del uso de SIG, es una herramienta útil para la toma de decisiones a cerca de los sitios clave para conservación y/o restauración, pensando en posibilidades de pagos por servicios ambientales y la creación de ASP privadas, además de las ya existentes.
- La propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial, es una propuesta conservadora o precautoria para la conservación, se basa en el mantenimiento y aumento de la conectividad estructural a partir de la identificación de los parches de bosques naturales que se encuentran más cercanos. Esto permitió identificar tanto los parches que conformarían la Red, como las áreas donde por la pérdida de hábitat se puede ver inhibida o afectada la conectividad, sin ser necesario enfocarse en un principio a especies específicas.
- Con el escenario de conectividad potencial modelado se pudieron identificar siete puntos críticos de conectividad, por estar altamente deforestados, notándose una relación entre la presencia humana y los ríos. Estos sitios son: a) entre el río Sarapiquí y La Selva, b) río Sardinal

para los remanentes de bosques en sentido noroeste-sureste, c) entre el río Toro y río Cuarto, d) al noreste del río Toro, e) al noreste del río Sarapiquí, f) al suroeste del río San Carlos, y g) desembocadura del río San Carlos.

- El concepto de la ruta de conexión más corta es práctica en el sentido de facilitar los procesos de restauración ecológica, y en el sentido de que mientras más cercanos se encuentren los parches y existan componentes arbóreos que faciliten su conexión, muchas especies podrán moverse más fácilmente a través del paisaje, pudiendo estas comportarse como metapoblaciones.
- El conocimiento de los tipos de bosque integrado con los tres tipos de análisis en SIG permitió una visualización completa de la situación de los bosques naturales desde su cobertura, grados de fragmentación, condición de protección y posibles alternativas para el manejo del paisaje, según los objetivos previstos para un Corredor Biológico.

## 7 Recomendaciones Generales

- Es importante ampliar el muestreo de campo para la caracterización y tipificación de bosques primarios hacia las áreas que no cubrió el presente estudio y, así, obtener todos los posibles tipos de bosque en el Corredor. Se recomienda principalmente muestrear en los siguientes tres sectores: 1) hacia el Oeste del Río San Carlos, 2) en la parte noreste del CBSS, y 3) en la parte sur del CBSS considerando el gradiente altitudinal (subiendo en la Cordillera Volcánica Central).
- Los análisis aquí empleados – análisis de conglomerados, NMS y análisis de especies indicadoras – podrían enriquecer sus resultados si se combinara con datos de gradientes ambientales, con lo cual fuese posible inferir patrones potenciales de distribución de estos bosques o de especies particulares.
- Realizar estudios que identifiquen los niveles de intervención de los bosques primarios remanentes, y que esto pueda ser expresado en mapas para apoyar la toma de decisiones para la conservación de la biodiversidad teniendo una base de conocimiento sobre la calidad del hábitat.
- Evaluar nuevamente las métricas e índices descriptivos del paisaje con una clasificación que distinga los diferentes usos de la tierra y los diferentes tipos de cobertura boscosa, inclusive separando entre bosque primario sin intervenir y bosque primario intervenido. Esto ofrecería un mejor análisis de la situación de los hábitats naturales en cuanto a cobertura, calidad de hábitat y contexto.
- Para un futuro *análisis gap*, es importante realizar una investigación enfocada a obtener una mejor delimitación de los tipos bosque. Debido a que en el presente estudio el *análisis gap* se hizo sobre la base de una distribución potencial de estos como un punto de partida.

- Incorporar tanto en el *análisis gap* como en la priorización de áreas de importancia ecológica información sobre especies de fauna silvestre que sean de un especial interés para la conservación, como por ejemplo *Ara ambigua*, *Panthera onca* y *Trichechus manatus*. Asimismo, información sobre patrones de diversidad y distribuciones poblacionales de especies vegetales endémicas, raras, amenazadas o en peligro de extinción.
- La propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial debe ser válida en campo, tanto técnica como socialmente. Asimismo, es necesario la creación y evaluación de escenarios alternos con la participación de actores claves dentro del Corredor, y el empleo de mayor información sobre elementos de la biodiversidad para la identificación de las áreas de importancia ecológica.