

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA



PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN

ESCUELA DE POSGRADO

Evaluación del análisis de fragmentación con base en imágenes TM y fotografías aéreas en Sarapiquí, vertiente Atlántico Norte, Costa Rica.

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

Por

Mario José Benavidez Hernández

**Turrialba, Costa Rica
2008**

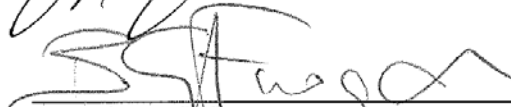
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD

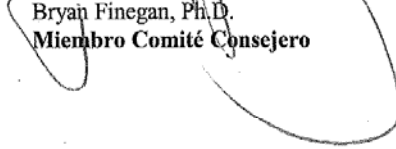
FIRMANTES:



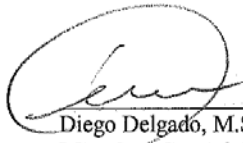
Jeffrey Jones, Ph.D.
Consejero Principal




Bryan Finegan, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



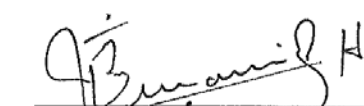
Glenn Galloway, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



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



Mario Benavidez Hernández
Candidato

DEDICATORIA

A Dios que me ha dado vida y fuerzas en esta etapa de mi vida,
a mis padres: Asunción Benavidez y Natalia Hernández (q.e.p.d.).

A mi segunda madre Francis Benavidez y resto de familia

A mi otro gemelo: Mario Benavidez

y a todos los profesores que me ayudaron.

*Lo que sabemos es una gota de agua;
Lo que ignoramos es el océano.
(Isaac Newton)*

AGRADECIMIENTOS

A Dios Todopoderoso que me ha guiado e iluminado para que yo pueda concluir mis estudios.

A mi Padre Asunción Benavidez, mi hermana Francis Benavidez, a toda mi familia, especialmente a mis hermanos, Guillermo y Mario Benavidez y por supuesto mi negrita: Rhina Benavidez por sus consejos, apoyo económico y espiritual.

Al Dr. Jeffrey Jones, por su apoyo en cada momento, atención y su valioso asesoramiento como profesor consejero.

A los miembros del comité de tesis: Dr. Bryan Finegan, Dr. Glenn Galloway y MSc. Diego Delgado por su apoyo en la realización de esta tesis.

Al proyecto FUNDECOR, especialmente a Germán Obando y Andrés Sanchún .

A Hugo Brenes por ayudarme a procesar la base de datos, aportes y análisis de datos y a Luís Diego Delgado por sus aportes, consejos, amistad y por permitirme ser parte del selecto grupo morado.

A Christian Brenes por su ayuda técnica, aportes y amistad durante la etapa del procesamiento de esta tesis.

Al Profesor Gustavo López, por sus aportes durante la fase estadística, paciencia y su amistad.

A mis compañeros de maestría, hermanos/as y colegas, Octavio Galván, Isis Pinto, Diego Tobar, Karim Musalém, Lorca León, Marta Serrano y resto de colegas.

Al personal de la escuela de posgrado: Hannia, Marta, Noily, Jeanneth, Alfonso y resto de personal, de manera especial los funcionarios de CATIE, a los imprescindibles: Juancito, Zurdo y muchos/as otros más por el apoyo y amistad durante todo este tiempo.

INDICE

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
INDICE	IV
INDICE DE CUADROS.....	VIII
INDICE DE FIGURAS	X
INDICE DE ANEXOS	XII
RESUMEN	XIII

BENAVIDEZ, M.J. 2008. EVALUACIÓN DEL ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN CON BASE EN IMÁGENES TM Y FOTOGRAFÍAS AÉREAS EN SARAPIQUÍ, VERTIENTE ATLÁNTICO NORTE, COSTA RICA.	XIII
---	------

BENAVIDEZ, M.J. 2008. EVALUATION OF FRAGMENTATION ANALYSIS BASED ON TM IMAGES AND AERIAL PHOTOGRAPHS IN SARAPIQUI, NORTH ATLANTIC SLOPE, COSTA RICA.	XIV
---	-----

1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 CARACTERIZACIÓN DEL PROBLEMA	1
1.2 OBJETIVOS	3
1.2.1 <i>General</i>	3
1.2.2 <i>Específicos</i>	3
HIPÓTESIS	3
2 REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 DEFORESTACIÓN Y FRAGMENTACIÓN	4
2.2 CORREDOR BIOLÓGICO SAN JUAN-LA SELVA	5
2.3 CAMBIOS EN LOS PATRONES DEL PAISAJE	6
2.3.1 <i>Algunas consecuencias biológicas de la fragmentación en paisajes</i>	6
2.4 LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN BOSQUES NATURALES	7
2.4.1 <i>La Teledetección y los Recursos Naturales</i>	8
2.4.2 <i>Fuentes de datos teledetectados</i>	10
2.4.2.1 Fotos Aéreas	10
2.4.2.2 Imágenes de satélite	10
2.4.2.3 Mapeo de Parches de Vegetación	12
2.5 ECOLOGÍA DE PAISAJE.....	12

2.5.1 *Estudios de caso en ecología de paisaje, fragmentación y sensores remotos en bosques tropicales.*

13

2.6.2	CONCEPTO DE LA ESCALA CARTOGRÁFICA.....	14
2.6.3.	<i>La teoría de la escala biológica</i>	14
2.6.4.	<i>Limitantes de la escala</i>	15
3.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
3.1.	DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	16
3.2.	POBLACIÓN Y MUESTREO DE LOS BOSQUES DE SITIOS DE ESTUDIO.....	19
3.3.	ANÁLISIS DE LOS DATOS DE VEGETACIÓN.....	20
3.4.	INTERPRETACIÓN DE LOS PARCHES Y SU CLASIFICACIÓN DENTRO DEL PAISAJE.....	22
3.5.	EVALUACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE.....	24
3.6.	ANÁLISIS DE LOS DATOS DE FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE, ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN VEGETAL. 26	
4.1.	CUANTIFICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL PATRÓN ESPACIAL DEL PAISAJE.....	30
4.1.1.	<i>Descripción general</i>	30
4.1.2.	<i>Evaluación a nivel de Paisaje</i>	30
4.1.3.	<i>Categoría parches de bosque</i>	33
4.2.	FORMA DE LOS PARCHES.....	39
4.2.1.	<i>Categoría de paisaje</i>	39
4.2.2.	<i>Categoría parches de bosque</i>	40
4.3.	MEDIDAS DE ÁREA INTERIOR.....	44
4.4.	CRITERIOS GENERALES.....	44
4.4.1.	<i>Categoría de parches de bosque</i>	44
4.5.	MEDIDAS DE AISLAMIENTO Y PROXIMIDAD.....	46
4.5.1.	<i>Parches de bosque</i>	47
4.5.2.	<i>Análisis de parches contenidos en radios</i>	49
4.6.	CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA Y ESTRUCTURAL DE LOS FRAGMENTOS.....	53
4.6.1.	<i>Estructura de los sitios evaluados</i>	53
4.6.2.	<i>Riqueza, composición y diversidad de especies</i>	55
4.6.2.1.	Palmas y heliófitas efímeras.....	55
4.6.2.2.	Especies Comerciales.....	56
4.7.	COMPARACIÓN DE ALGUNOS PATRONES Y COMPONENTES DE PAISAJES DEL ESTUDIO ACTUAL (SARAPIQUÍ – 2003) CON OTROS ESTUDIOS DE LA REGIÓN.....	59
4.8.	RELACIÓN DE LAS VARIABLES DE ÍNDICES Y CARACTERÍSTICAS DE DESCRIPCIÓN DE PAISAJE GENERADAS CON PATCH ANALYST Y LAS VARIABLES DE ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LAS PPM.....	61

4.8.1.	<i>Escala 1:200000</i>	61
4.8.2.	<i>Escala 1:25000</i>	64
4.9.	CONSIDERACIONES FINALES DEL ACTUAL ESTUDIO.	66
5.	CONCLUSIONES.....	69
6	RECOMENDACIONES	71
7.-	BIBLIOGRAFÍA.....	72

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Ubicación del área de estudio según coordenadas Planas Lambert Norte, Costa Rica.	16
Cuadro 2. Características de los cinco fragmentos de bosque, Sarapiquí, Costa Rica. Abreviaturas: (A) bosque aprovechado, (S) bosque sin aprovechamiento, (MF) bosque en manejo forestal, C = bosque en conservación.	18
Cuadro 3. Gremios de regeneración. Clasificación de Finegan (1992) y Finegan y Sabogal (1999).	22
Cuadro 4. Programas de SIG utilizados para el procesamiento y desarrollo de mapas digitales e índices de descripción de paisaje del área de estudio.	23
Cuadro 5. Criterios empleados para la selección de categorías de uso / cobertura identificadas en el paisaje del área de estudio con base a observación de las fotografías aéreas en la digitalización.	24
Cuadro 6. Comparación de valores de área y número de parches a diferentes escalas, considerando la categoría bosque y no bosque.	31
Cuadro 7. Índices para los valores de área a diferente escala para la categoría de parche de bosque. Zona Norte de Costa Rica. Fotografías aéreas (1992).	34
Cuadro 8. Categorías de tamaños de parches de bosque en hectáreas, existente a escala 1:200000 y 1:25000.	38
Cuadro 9. Índices de forma y dimensión fractal calculados para la categoría en paisaje a escala 1:200000 y 1:25000.	40
Cuadro 10. Índices de área interior calculados para la categoría parches de bosque. Zona Norte, Costa Rica. En base a fotografía aéreas (1992).	44
Cuadro 11. Resumen de los principales índices de descripción de paisaje, para la categoría parches de bosque por sitio, a escala 1:200000 en radios de 2 km.	52
Cuadro 13. Número de individuos total (N) / sitio \pm desviación estándar y área basal total (G) promedio por bosque y promedios de abundancia por clase diamétrica para individuos \geq 10 cm. de DAP en los fragmentos.	54
Cuadro 14. Abundancias promedio, desviaciones estándar e IVI por hectárea de heliófitas efímeras y palmas para cada uno de los sitios de bosque evaluados.	55
Cuadro 16. Medias (desviación estándar) de índices de diversidad: Simpson (D'), Shannon (H') y Fisher (∞), solamente para especies comerciales: aceptables y deseables para cada uno de los sitios.	58

Cuadro 17. Comparación de índices descriptivos de paisaje generados con Patch Analyst 2.1 entre cuatro diferentes estudios: Parque nacional Sta. Rosa, Guanacaste (Kramer 1997); Área demostrativa Mirafior-Moropotente (ADMM), Nicaragua (Do Carmo 2001), Sarapiquí (Gallego 2002), Sarapiquí (Presente estudio), Costa Rica. Datos provenientes de imágenes de satélite LANDSAT TM (1979* y 2000) y Fotografías aéreas 1992 y 1997). * Imagen LANDSAT MSS.	61
Cuadro 18. Valor de coeficientes de correlación y probabilidades entre índices de descripción de paisaje y variables de estructura y composición florística a escala de 1:200000 que resultaron ser significativos.....	63
Cuadro 19. Valor de coeficientes de correlación y probabilidades entre índices de descripción de paisaje y variables de estructura y composición florística a escala de 1:25000.	66

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de Ecosistemas de Centroamérica.....	9
Figura 2. Ubicación de la zona de estudio. Provincia de Heredia, cantón de Sarapiquí. Zona Norte de Costa Rica.....	16
Figura 4. Comportamiento del número de fragmentos a nivel de paisaje en relación a las escalas 1:25000 y 1:200000.	32
Figura 5. Valor del índice del parche mayor (LPI) a escala de paisaje y esquema gráfico de la distribución del área total.	33
Figura 6. Mapa de la clasificación del paisaje del área de estudio en dos categorías (bosque y no bosque) a escala 1:200000. Zona norte	35
de Costa Rica.	35
Figura 7. Mapa de la clasificación del paisaje del área de estudio en dos categorías (bosque y no bosque) a escala 1:25000.....	36
Zona norte de Costa Rica.....	36
Figura 8. Comportamiento del índice de forma promedio (MSI) y dimensión fractal promedio (MPFD) a escala a 1:200000 y 1:25000 a nivel de parches de bosque.	40
Figura 9. Relación área de parches de bosques e índices de forma para los parches de bosques a escala 1:200000. A = rango 50 ha – 99, B = rango 100 ha - 299 ha, C = \geq 300 ha.....	42
Figura 10. Relación área de parches de bosques e índices de forma para los parches de bosques a escala 1:25000. A = rango 0.5 ha – 49 ha, B = 50 ha – 299 ha, C = \geq 300 ha.	43
Figura 11. Porcentaje de reducción del área núcleo con distancias de borde a 100 m y 300 m a escala 1:200000 y 1:25000.....	46
Figura 12. Comportamiento del valor del índice del vecino más próximo (MNN) para la categoría parches de bosque a escala 1:200000 y 1:25000.	47
Figura 13. Comportamiento del índice Promedio de Proximidad (MPI), para parches de bosque, a escalas 1:200000 y 1:25000.	48
Figura 14. Ubicación de los sitios en el paisaje a escala 1:200000 con una vista ampliada de los fragmentos que cubre el radio de 2 Km. alrededor de las parcelas permanentes de muestreo, establecidas en cada área. Los sitios Paniagua I y Víctor Julio pertenecen al primer mosaico. .	50
Figura 15. Ubicación de los sitios en el paisaje a escala 1:25000 con una vista ampliada de los fragmentos que cubre el radio de 2 Km. alrededor de las parcelas permanentes de muestreo, establecidas en cada área. Los sitios Paniagua I y Víctor Julio pertenecen al primer mosaico. .	51

Figura 16. Área basal promedio y desviación estándar de gremios heliófitas efímeras y palmas, en fragmentos de los bosques evaluados.....	54
Figura 17. Número promedio y desviación estándar de especies comerciales deseables y aceptables por bosque en los fragmentos evaluados.....	57

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Ubicación y vista de los fragmentos del área de estudio a escala 1:25000 y 1:200000, considerando el mapa de ecosistemas, solo para la zona Norte de Costa Rica, a escala 1:250000.....	78
Anexo 2. Flujograma del desarrollo de las fases con Sistemas de Información Geográficos	79
Anexo 3. Abundancia de especies comerciales: deseables y aceptables, por hectárea por sitios incluidas en el análisis de diversidad vegetal.	80
Anexo 4. Medidas descriptivas del paisaje calculadas por Patch Analyst Versión 2.1. Compilado por Mario Benavidez. Tesis de Maestría (2008).	81
Anexo 5. Abundancia absoluta por hectárea de las principales especies por sitio para el gremio de Heliófitas Efímeras y Palmas.	84
Anexo 6. Coeficiente de correlación entre el número de especies totales y especies comerciales: aceptables y deseables, en cinco fragmentos de la zona norte de Costa Rica. (Fuente: Tesis de Maestría Forero 2001).	85
Anexo 7. Índices de descripción del paisaje en zona de estudio a nivel de paisaje calculados con Patch Analyst a escala 1:200000 y 1:25000.	86
Anexo 8 . Coeficientes de correlación significativos entre diferentes índices a nivel de parches y variables de respuesta de especies agrupadas por gremios ecológicos en cinco fragmentos a escala 1:200000.	87
Anexo 9 . Coeficientes de correlación significativos entre diferentes índices a nivel de parches y variables de respuesta de especies agrupadas por gremios ecológicos en cinco fragmentos a escala 1:25000.	88

Benavidez, M.J. 2008. Evaluación del análisis de fragmentación con base en imágenes TM y fotografías aéreas en Sarapiquí, vertiente Atlántico Norte, Costa Rica.

Palabras claves:

Fragmentación de bosques, paisaje, escala, parches de bosques, sensores remotos, estructura y composición vegetal, gremios ecológicos, índices de descripción de paisaje.

RESUMEN

En este experimento, se explora la relación entre los índices de fragmentación derivados de la clasificación de imágenes a dos escalas, y se comparan con evaluaciones directas de vegetación. La información de vegetación empleada fue a través de parcelas permanentes e inventarios forestales de distintas instituciones.

Con el sistema de información geográfico (SIG), se caracterizó el paisaje a escala 1:200000 con UMM de 50 hectáreas. Se calcularon los índices de descripción de paisaje con la extensión "Patch Analyst" vers. 2.1 de ArcView, tomando en cuenta medidas de área, forma y aislamiento en las categorías de paisaje y parches de bosques.

En relictos de bosques dentro del Cantón de Sarapiquí, zona Norte de Costa Rica se incorporaron datos de 14 parcelas permanentes de muestreo (PPM) de 0.3 ha, donde se clasificó la información de composición vegetal en los gremios ecológicos heliófitas efímeras y palmas. Para estos gremios se estimó número de individuos, el índice de valor de importancia (IVI), y el número de especies. En estructura del bosque, se evaluó: área basal, clases diamétricas ≥ 10 cm de todas las especies y los índices de diversidad basados solamente en las especies comerciales, distinguidos en dos categorías de preferencia.

Las pruebas estadísticas reflejaron que existen correlaciones significativas y más confiables de los patrones paisaje a escala 1:25000 con las variables de estructura y composición vegetal de las PPM y se concluye que esta escala tiene mayor precisión. A escala 1:25000 se encontró que el índice de forma de paisaje (LSI) correlacionara con todas las variables de estructura y composición vegetal, mientras que no había tal relación a escala 1:200000. Estas variables fueron: los índices de diversidad (Shannon y Simpson) el área basal, las clases diamétricas ≥ 10 cms. y el gremio Palmas.

Benavidez, M.J. 2008. Evaluation of fragmentation analysis based on TM images and aerial photographs in Sarapiquí, North Atlantic Slope, Costa Rica.

Keywords:

Forest fragmentation, landscape, scale, forest patches, remote sensing, plant structure and composition, ecological guilds, landscape description index, GIS, Patch Analyst.

ABSTRACT

This experiment explores the relationship between the levels of fragmentation reported from the analysis of images at two scales, and biodiversity measures based on direct assessments of vegetation. Direct vegetation assessments were based on permanent plots and forest inventories from various institutions.

A set of photographs covering a large part of the study area were orthorectified and used as a basis for a classification into Forest-Non-Forest classes. The two scales were implemented by simplifying the detailed image, and increasing the size of the minimum mappable unit, 1.5 hectares for a 1:25000 scale, and 50 ha. For a 1:200000 scale. Mapping and analysis were carried out with ESRI's ArcView.

In forest relics within the Canton of Sarapiquí, northern zone of Costa Rica were analyzed around data from 14 permanent monitoring plots (PMP) of 0.3 ha. These were classified on the basis of ecological guilds; heliophytes, ephemerals and palms. The number of individuals was estimated for each guild, along with the index value of importance (IVI), and the number of species. Forest structure was evaluated based on 1) basal area, and 2) diametric classes ≥ 10 cm dba applied to all species, and applied only to commercial species classified into two categories of preference.

The statistical evidence showed that there were significant correlations and more reliable landscape relationships at 1:25000 when compared with the variables of community structure and composition from the PMP. No such relationship was found at the 1:200000 scale. Variables included the diversity indices (Shannon and Simpson) basal area, the diametric classes ≥ 10 cms and the guild palms.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Caracterización del problema

La fragmentación de bosque se presenta cuando áreas continuas son reducidas y divididas en dos o más fragmentos (Reed *et ál.* 1999). Los fragmentos de bosques, además de servir como hábitat para las plantas, proveen hábitat y recursos claves para especies animales Guindon (1996) y Jansen (1988). Los sistemas de información geográficos (SIG), se han desarrollado como herramientas cada vez más útiles e imprescindibles para el monitoreo de los recursos naturales y el planeamiento territorial a escalas espaciales amplias (Allen y Starr 1982); su uso resulta clave en el monitoreo de procesos como la fragmentación de bosques.

Fournier (1997a) indica que a principios del siglo pasado, cerca de un 85% del territorio de Costa Rica estaba cubierto por bosques, área que en el presente se ha visto reducida a poco mas del 30% y fragmentada en algunas regiones en forma extrema (Sanchez – Azofeifa 1996). Este cambio afecta la heterogeneidad interna del hábitat y la magnitud de las perturbaciones internas de los parches de bosques (Lynch y Whigham 1984), donde las áreas modificadas, también actúan como un componente del hábitat para muchas plantas y animales (McIntyre y Hobbs 1999)

Los bosques de tierras bajas de Costa Rica, no han sido muy importantes para el país desde el siglo XVII; en esta época, la región no presentaba una población abundante por diversos factores: salud, accesibilidad y preferencias climáticas (Jones 1990 y Butterfield 1994a). Para el siglo XIX esta dinámica cambió, y por la presión de la población sobre la tierra muchos de los bosques fueron tumbados por una población agrícola creciente. Sin embargo en años recientes Costa Rica, con el apoyo de organizaciones internacionales, ha realizado importantes avances en materia de protección de áreas forestales, logrando establecer legalmente diversas categorías de manejo (áreas protegidas), con un total de: 1,177,299 hectáreas protegidas (Morales Díaz, citado por Jones 1990).

El Corredor Biológico San Juan-La Selva (CBSS), localizado dentro de la Zona Huetar Norte de Costa Rica, forma parte de la iniciativa Corredor Biológico Mesoamericano (CBM). A lo largo de la frontera con Nicaragua, el corredor es el último sitio en Centroamérica donde una gran área protegida de bosques de tierras bajas del atlántico (Reserva de Biosfera del Sur-Este de

Nicaragua) tiene el potencial de mantener su conexión ecológica con hábitats de medianas y altas elevaciones (Parque Nacional Braulio Carrillo, Costa Rica) (Anexo 1). La importancia real reside en mantener la conectividad biológica entre estos fragmentos (Huetar norte de Costa Rica) con Indio-Maíz (Reserva Biológica), que es esencial para mantener la viabilidad a largo plazo de especies residentes y migratorias, como las aves y mariposas que migran temporalmente entre elevaciones bajas y altas.

La importancia de la utilización de las imágenes de satélite LANDSAT TM, se basa en que facilita la interpretación de las características del paisaje. LANDSAT tiene una gran cobertura en comparación con las fotografías aéreas. Aunque las fotografías aéreas permitan evaluar información del paisaje con mayor detalle y precisión (Lillesand y Kiefer 1994), su costo de análisis es mucho mayor. La facilidad relativa del sensor LANDSAT TM en caracterizar el estado del paisaje reside en que es una sola imagen que requeriría centenares de fotografías aéreas para cubrir la misma área. Los sensores remotos nos pueden ayudar a evaluar el grado de fragmentación de un área determinada, lo que permite ser una herramienta muy eficaz y de gran utilidad para la valoración rápida de los ecosistemas en los bosques tropicales. Una imagen de satélite permite el análisis de estructura de paisaje a una escala relativamente pequeña, pero cubre más de 10,000 km². Las fotografías aéreas proveen más detalle sobre la misma área, pero por su escala más grande, requiere mucho más esfuerzo y tiempo para el procesamiento.

Utilizando el análisis de correlación, podremos examinar el grado de relación de los patrones de paisaje a diferente escala, con las características de estructura y composición vegetal. De esta manera los diseños y estrategias de manejo se harán con mayor eficiencia e impacto, sobre la variabilidad de los parches de bosques y del paisaje (patrones de paisaje) y garantizar la sostenibilidad de los procesos ecológicos en ellos. La comparación de análisis en diferentes escalas, permite evaluar si el uso de imágenes satelitales, con su mayor cobertura y menor costo de procesamiento, puede reemplazar el uso de fotografías aéreas para ciertos análisis, lo cual facilitaría establecer propuestas para planes de conservación y darle seguimiento a los planes de manejo y conservación de ecosistemas que se vienen realizando en esta zona. Determinar como se comportan ambas escalas, será de gran importancia para relacionar los índices descriptivos de paisaje a distinta resolución y escala, con parámetros de composición y estructura vegetal, que permitirán la implementación adecuada de los planes y programas de conservación y manejo de los ecosistemas en la región.

1.2 Objetivos

1.2.1 General

Establecer la relación entre los índices de fragmentación de imágenes obtenidos a diferentes resoluciones y escalas, y relacionar estos valores con variables de estructura, composición y diversidad vegetal, medidas en parcelas de bosques primarios, en un paisaje fragmentado.

1.2.2 Específicos

Los objetivos específicos que se persiguen en el presente estudio son:

1. Desarrollar mapas digitales de bosques fragmentados a diferente resolución y escala.
2. Determinar diferencias en los índices de fragmentación generados con la extensión Patch Analyst de ArcView, a diferentes escalas y resoluciones.
3. Asociar los índices descriptivos de fragmentación generados por Patch Analyst de ArcView a diferentes escalas y resoluciones, con datos de estructura, composición y diversidad vegetal de bosques.

Hipótesis

Las hipótesis que se probarán en la investigación aquí planteada son:

1. Mapas de parches basados en imágenes a diferentes escalas y resoluciones arrojan diferentes valores de índices de fragmentación.
2. Las medidas e índices de fragmentación generados por Patch Analyst a diferentes escalas y resoluciones, están relacionados con características de estructura, composición y diversidad vegetal.

2 REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Deforestación y Fragmentación

Los bosques tropicales con su inmensa variedad de especies de plantas y animales, constituyen recursos de diversidad biológica irremplazable (Myers 1980). A nivel global más del 50% de la cobertura original de los bosques tropicales se ha perdido en los últimos veinte años, debido a la actividad agrícola expansionista (Tucker y Richards 1983).

En Centro América los bosques tropicales han sufrido importantes cambios en su extensión (Gómez-Pompa & Kaus 1992; Williams 1993). Tanto la deforestación como el crecimiento de la población han causado un rápido deterioro en la biodiversidad, siendo la pérdida, degradación y fragmentación de hábitat las causas más importantes de las elevadas tasas actuales de extinción de especies (Reid y Miller 1989).

La zona Huetar Norte de Costa Rica ha sido muy fragmentada a causa de la colonización de tierras. La zona de Sarapiquí, que incluye el corredor biológico San Juan La Selva, presenta una configuración espacial heterogénea (Gallego 2002). Es así que la presión de la población sobre el recurso tierra ha promovido la progresiva invasión de zonas de bosque húmedos, que en principio no constituyen hábitat apropiados para actividades agrícolas (Butterfield 1994a, Jones 1990 y Montagnini 1994).

La fragmentación constituye uno de los mecanismos comunes de degradación del hábitat forestal latinoamericano, lo cual es un proceso dinámico, producto de los cambios en los patrones de uso en el paisaje a través del tiempo (Bennett 1999). Lawton (1995), citado por Meyer *et ál.* (2002) argumentan que para muchas especies, la fragmentación del hábitat no solamente provoca un aislamiento progresivo entre los parches de bosques sino también el aislamiento de poblaciones de organismos. De igual manera la fragmentación se origina al alterarse sectores del hábitat original causado por la construcción de infraestructura como: cercas, líneas cortafuego, canales, líneas de energía, caminos, líneas ferroviarias u otras barreras al movimiento que impiden el movimiento de especies (Bennett 1999 y Primack *et ál.* 2001).

2.2 Corredor biológico San Juan-La selva

La Zona Huetar Norte de Costa Rica, conecta la región sur-este de Nicaragua (Reserva de Biosfera del Sur-Este de Nicaragua), con el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, (ACCV) incluyendo la estación biológica La Selva (Anexo 1). Estas regiones: la zona norte del Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, la parte noreste del Área de Conservación Arenal Huetar Norte y la región sur de Nicaragua, a lo largo de la frontera nicaragüense, contienen importantes ecosistemas como bosque de almendro (*Dipteryx panamensis*), que albergan 25 especies en peligro de extinción, entre ellas la lapa verde (*Ara ambigua*), y el jaguar (*Panthera onca*), humedales, hábitat de manatí (*Trichechus manatus*) y especies emblemáticas utilizadas como bandera de la conservación dentro del Corredor Biológico San Juan-La Selva (CBSS) (Chassot y Monge 2001).

El *bosque muy húmedo tropical*, es la zona de vida más representativa a lo largo del Corredor entre Puerto Viejo de Sarapiquí, el Refugio de Vida Silvestre Barra del Colorado, el Río San Juan, el Río Tres Amigos y el Río Infiernito, en las tierras bajas de Sarapiquí y San Carlos; ésa es la zona de vida que provee el hábitat principal de conexión entre la vertiente atlántica sur de Nicaragua y la Cordillera Volcánica Central en Costa Rica. El bosque, que es perennifolio, alto de muchos estratos y con algunas especies brevemente caducifolias, goza de una tasa muy alta de biodiversidad. El *Bosque muy húmedo tropical* típico, es el que constituye la Gran Reserva Biológica Indio-Maíz, en la parte nicaragüense del corredor, una de las áreas protegidas más extensas y desconocidas del istmo centroamericano (Chassot y Monge 2002) (Anexo 1).

La Región Huetar Norte enfrenta actualmente muchos de los fenómenos antes mencionados, teniendo serias repercusiones sobre los ecosistemas y especies (Chassot *et ál.* 2001). En este sentido, el Corredor Biológico Mesoamericano, que abarca a todos los países centroamericanos y el sur de México (CBM), se inserta dentro de esta lógica, partiendo que en esta zona se localizan áreas críticas, que permitirían la conectividad entre la zona norte de Costa Rica, con la reserva de Biosfera del Sur – Este de Nicaragua. Considerando estas particularidades, es necesario un monitoreo de los recursos naturales. Los sensores remotos y los SIG podrían cumplir una función de gran importancia en el monitoreo y la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos naturales de la región.

2.3 Cambios en los patrones del paisaje

La fragmentación de bosques se presenta cuando grandes áreas de vegetación son irregularmente despejadas o convertidas en claros, lo que produce pequeños parches de vegetación separados cada uno del otro. Bennett (1999), enfoca tres componentes en el proceso de fragmentación:

- 1.- Pérdida global de hábitat en el paisaje (pérdida de hábitat).
- 2.- Reducción del tamaño de los fragmentos de los hábitat que todavía quedan (reducción de hábitat).
- 3.- Incremento del aislamiento de parches de hábitat (aislamiento de hábitat).

Los cambios en los patrones del paisaje, se cuantifican con atributos como: área total del hábitat natural que todavía queda, tamaño y distribución de los fragmentos, forma de los fragmentos, la distancia media entre fragmentos y el nivel de contraste entre hábitat adyacentes con otras formas de uso de la tierra, donde estos cambios en los patrones espaciales y arreglos producen otros cambios ecológicos, como respuesta a los cambios en la geometría del paisaje (Forman 1995).

2.3.1 Algunas consecuencias biológicas de la fragmentación en paisajes

Pérdida de especies: Producto de los procesos de sucesión natural y metapoblación las especies irán desapareciendo dentro de los fragmentos individuales, donde nuevas poblaciones que se encuentran alrededor de dichas zonas, se verán limitados a habitar estos fragmentos producto de las barreras para la colonización, lo cual tendrá como consecuencia, que la población de aquellas especies que se encuentren en los fragmentos disminuirán con el tiempo (Primack *et ál.* 2001).

Cambio en los procesos ecológicos: en muchos casos los procesos naturales de un ecosistema son alterados por la fragmentación, lo que ocasiona un impacto negativo en la conservación de la biodiversidad. Estos procesos ecológicos son: relación depredador-presa, la competencia entre los organismos, dispersión de semilla, polinización, ciclo de nutrientes y otros (Bennett 1999).

Cambio en la composición de la fauna: las especies de animales responden en forma diferente a las alteraciones de hábitat. La respuesta se relaciona con el radio de acción efectiva del organismo, tamaño del organismo, recursos por la alimentación y patrones de búsqueda o de desplazamiento, anidación, sensibilidad a los cambios microclimáticos entre otros (MacNally y Bennett 1997). Alterando el hábitat de los organismos, se limita su sobrevivencia a través del tiempo.

Entre otras consecuencias de una fragmentación progresiva se tiene, la disminución de hábitat para algunas especies de flora y fauna, la creación de nuevos hábitat, la reducción de la conectividad y el tamaño de los fragmentos, la alteración de los componentes bióticos y abióticos, y los cambios microclimáticos (Reed *et ál.* 1996, Sauters *et ál.* 1991). Estos cambios se reflejan en los elementos que caracterizan los tipos de bosques, siendo composición, estructura y diversidad florística (Forero 2001).

2.4 La composición y diversidad florística en bosques naturales

Para determinar la composición florística de bosques, se empieza con describir los individuos de acuerdo a su jerarquía taxonómica: familias, géneros y especies. La composición no es más que la identidad y variedad de elementos de un paisaje, así como el inventario de especies (Noss 1995). Para describir tipos de bosques a partir de composición se recurre a la variable: Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies. El IVI es el resultado de la suma de valores de la abundancia, frecuencia y dominancia (Pérez 2000). Su aplicación sirve para comparar diferentes comunidades, tomando como criterio los valores de las especies que son más altos y que se identifican como los de mayor importancia ecológica en una comunidad (Mateucci y Colma 1982).

La diversidad biológica es la variable más común en el estudio de la ecología de las comunidades. Esta variable consiste de dos componentes: el número de especies dentro de una comunidad y la equitatividad que hay entre estas especies (Magurran 1988). Los índices de diversidad son herramientas que permiten tener una perspectiva de la situación de la comunidad, con el fin de realizar monitoreos ambientales y tomar decisiones de conservación y manejo (Spellberg 1991). En la sección 3.3. se detallan los índices que se han incluido en el actual estudio.

2.4.1 La Teledetección y los Recursos Naturales

La percepción remota es una de muchas técnicas que emplean administradores de bosques y científicos para estudiar procesos ecológicos en ecosistemas de bosques. La teledetección durante los años sesenta se convirtió en una fuente más de información ambiental, considerada como una herramienta de gran importancia para las otras disciplinas, por su conexión con otras variables especiales. El propio desarrollo de las técnicas de interpretación, especialmente a partir de 1972, cuando se comienzan a difundir las primeras imágenes LANDSAT, permite ampliar esta técnica. En un primer momento, esta integración se contempla como apoyo a la clasificación digital (Strahler y Logan 1978), así un paso más allá vino dado, a inicios de los años 80s, por considerar la teledetección como auxiliar de los Sistemas de Información Geográficos (SIG), sirviendo como una fuente más de información para un estudio integrado sobre el territorio.

Por ejemplo, El Banco Mundial (WB), en coordinación con la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD), realizó del mapa de ecosistemas de Centroamérica, en espacio de 2 años. Este es parte de un programa que apoya el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM). La metodología empleada para la identificación de los ecosistemas se basó en la interpretación de imágenes de satélites entre el periodo 1996 y 1999, considerando la verificación de campo de más de 1600 puntos en los distintos países. El esfuerzo de este mapa se inició en 1999 y se logró concluir a mediados del 2001. La Figura 1, consiste en 43 largas hojas, cerca de 200 clases de ecosistemas y unos 15,000 polígonos. Dicho mapa fue realizado con una metodología consistente, que cubre toda la región, tomando en cuenta cada uno de los ecosistemas con sus características y particularidades propias, desde el punto de vista biológico.

El uso de las imágenes de sensores remotos, es una forma costo-efectiva de obtener información de una gran área geográfica sobre la cubierta de la superficie terrestre (Elachi 1987). Algunas áreas de aplicación donde este planteamiento ha sido más evidente, es por ejemplo: el manejo de recursos forestales (Martín y Redmond 1985), agrarios (Wheeler y Reed 1985) y los sistemas de prevención de incendios forestales (Yool *et ál.* 1985).

Aun con esta poderosa herramienta como es la teledetección, es difícil diferenciar los tipos de bosques en un paisaje, cuando solamente se considera la teledetección, debido a que cada

tipo de bosque tiene características propias, como su densidad, estructura y composición, el cual hace que tenga una respuesta espectral diferente en cada ecosistema, que influye en la identificación y diferenciación de cobertura de imágenes en un paisaje. Utilizando las técnicas de clasificación estadística, soportado con levantamientos de datos de campo se puede distinguir la cobertura de los bosques en un determinado ecosistema (Hutchinson 1982 y Gallo 1999).

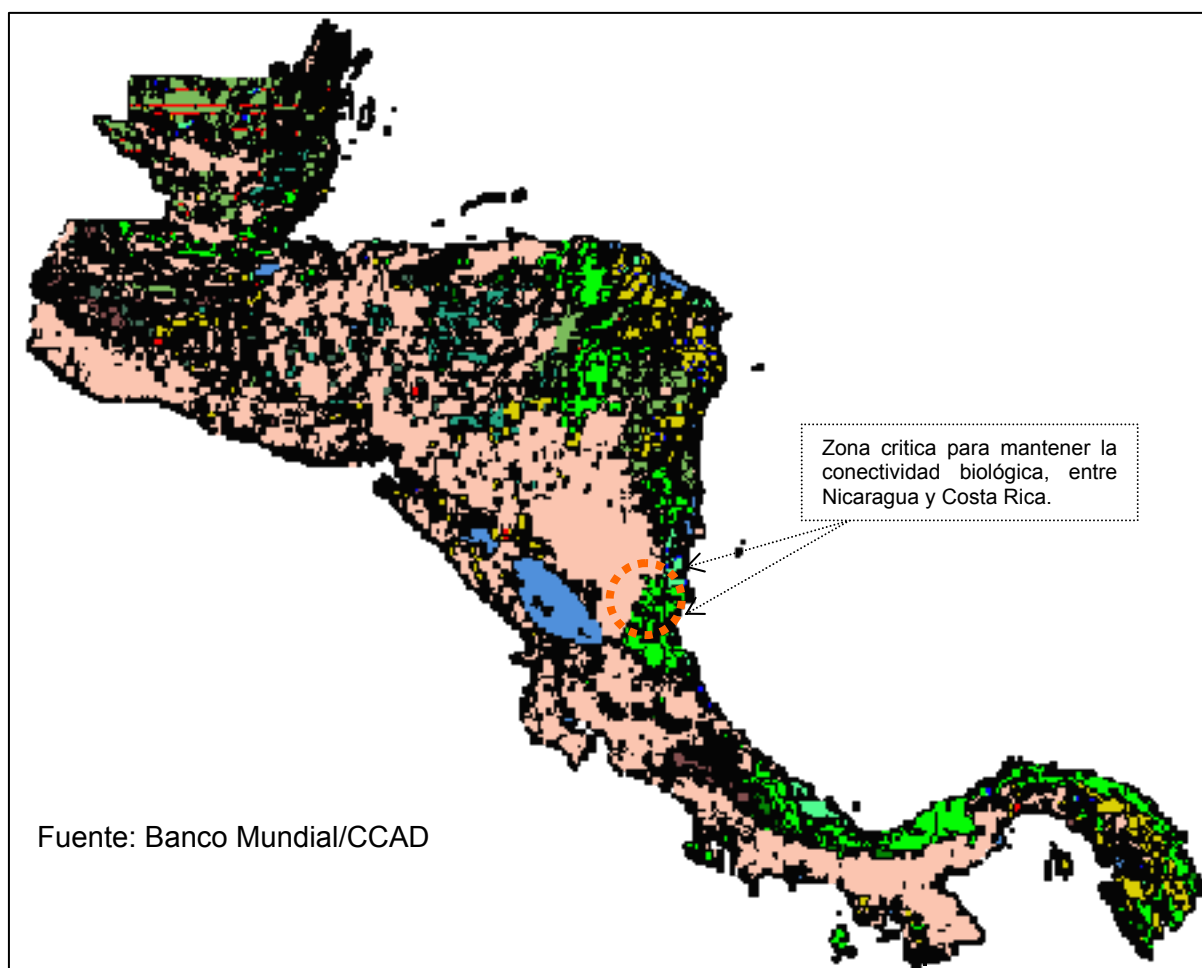


Figura 1. Mapa de Ecosistemas de Centroamérica.

En la Figura 1, se puede apreciar como todavía se encuentran vastas zonas boscosas en la región, ubicadas principalmente a lo largo de la vertiente del atlántico (de color verde oscuro), mientras las áreas rosadas marcan donde ya no existen ecosistemas intactos. En la zona norte de Costa Rica, se encuentra una región boscosa, Corredor Biológico San Juan la Selva (CBSS) y el Parque Nacional Braulio Carrillo (PNBC), que se interconectan con la gran reserva Biológica Indio – Maíz en Nicaragua. El CBSS y PNBC constituyen áreas de gran importancia

para mantener la conectividad, con otras regiones del país y de esta manera, permitir el flujo de material genético, hacia el norte y el sur (Figura 1).

El mapa de ecosistemas es un buen ejemplo, del monitoreo de la situación ambiental y de lo que podemos lograr por medio del SIG, sin embargo hay que hacer notar que la escala y los criterios empleados en la diferenciación de tipos de coberturas son muy diferentes entre el mapa de ecosistemas y el actual estudio. Este criterio depende de los objetivos de la investigación y de los recursos disponibles. En la región existe una fragmentación amplia, pero con una gran diversidad de ecosistemas: 22 ecoregiones distintas (Miller *et ál.* 2001).

2.4.2 Fuentes de datos teledetectados

El término “sensores remotos” refiere al estudio o la medición desde la distancia. Por ejemplo aviones y satélites, a menudo equipados con radar y escáneres termales, pueden usarse para tomar fotografías aéreas, captar grabaciones de video o tomar medidas sofisticadas de paisaje boscoso (Chuvienco 1990). Tradicionalmente el tipo de película más empleado en fotografía aérea es el film pancromática (blanco y negro), en cual se recoge todo el espectro visible sobre una sola emulsión, aunque ahora hay una tendencia a utilizar más las fotografías digitales.

2.4.2.1 Fotos Aéreas

Las fotos aéreas pueden obtenerse en papel fotográfico o en negativos. Estos últimos ofrecen una mayor definición, sin embargo para su manipulación, se necesita de un equipo más especializado. La resolución espacial de las fotos aéreas depende de las características de la cámara y de la elevación a la que son tomadas. Así, las fotos pancromáticas generalmente tienen mejor resolución espacial que las fotos a color o infrarrojas. Las fotografías aéreas son muy comunes en las investigaciones que incluyen el uso de sensores remotos, siendo muy útiles para la proyección de mapas con coberturas forestales, inventarios y monitoreo (Landgram 1993).

2.4.2.2 Imágenes de satélite

Las nuevas tecnologías de teledetección han dirigido su atención hacia las regiones tropicales, sobre todo por la pérdida de cobertura boscosa que rápidamente avanza. Así los *Sensores*

Remotos (imágenes de satélites y fotografías aéreas entre otros), constituyen un conjunto de conocimientos y técnicas utilizadas para determinar características físicas y biológicas de objetos, mediciones a distancia, sin el contacto material con los mismos (Lasselin y Dorteyre 1991b).

La utilidad de las imágenes LANDSAT en la interpretación, ha sido demostrada en muchos campos, así como: agricultura, botánica, cartografía, ingeniería civil, monitoreo ambiental, manejo de bosques, geografía, geofísica, análisis de los recursos de la tierra, recursos del mar etc. (Ehlers y Bedard 1989). Las imágenes obtenidas por el satélite de observación terrestre LANDSAT TM, por medio de sus características espectrales y espaciales, han demostrado ser muy útiles para la discriminación de cultivos agrícolas y forestales, pero con la valiosa ayuda, del levantamiento de campo. Sin embargo en áreas donde se necesita mayor precisión y detalle se dificulta la identificación de los objetos de la superficie terrestre, debido a que la resolución espacial actual disponible en este satélite (30 metros), se convierte en una limitación, de la interpretación, que genera el sensor (Foody y Curran 1994).

El sensor Thematic Mapper (TM) es la última generación de las imágenes LANDSAT y opera con siete bandas espectrales diferentes. Estas bandas fueron elegidas especialmente para el monitoreo de vegetación:

Banda 1: Diseñada para penetración en cuerpos de agua, es útil para el mapeo de costas, para diferenciar entre suelo y vegetación y para clasificar distintos cubrimientos boscosos.

Banda 2: Especialmente diseñada para evaluar el vigor de la vegetación sana, midiendo su pico de reflectancia (o radiancia) verde.

Banda 3: Es una banda de absorción de clorofila, muy útil para la clasificación de la cubierta vegetal.

Banda 4: Es útil para determinar el contenido de biomasa, para la delimitación de cuerpos de agua y para la clasificación de las rocas.

Banda 5: Indicativa del contenido de humedad de la vegetación y del suelo.

Banda 6: El infrarrojo termal es útil en el análisis del stress de la vegetación, en la determinación de la humedad del suelo y en el mapeo termal (Lillesand y Kiefer 2000).

Banda 7: Infrarrojo para identificar roca alterada de manera hidrotermal y la detección de minerales.

2.4.2.3 Mapeo de Parches de Vegetación

Patch Analyst, es una herramienta empleada para cuantificar fragmentación en un paisaje, el cual consiste en una serie de rutinas contenidas en “lenguaje avenue”. La extensión Patch Analyst se habilita dentro del software ArcView; calcula estadísticas espaciales con base en polígonos vectoriales (archivos shape) y archivos raster (grids). Existen **seis categorías** de medición que están disponibles en Patch Analyst, para generar índices de paisaje: medidas de área, tamaño y densidad del parche, medidas de borde, medidas de forma, diversidad, proximidad y medidas de área interior.

Esta herramienta genera varias estadísticas para cada parche y para el paisaje como un todo. Puede evaluar la composición y configuración de un paisaje dependiendo del nivel de evaluación. Es muy importante entender que aspectos a evaluar para cada medida del patrón del paisaje. Por otro lado muchos índices de parches tienen contraparte en los niveles de clase y paisaje. Así como muchos de los índices a nivel de paisaje son derivados de las características a nivel de parche.

Pedroni (2000), requirió 826 puntos de control descripción para poder diferenciar tipos de bosques y otras coberturas, con una clasificación simplificada, lo cual refleja que el estudio tuvo una gran precisión de datos de campo. Distinto al actual estudio, que se clasificó las coberturas en bosque y no bosque, según como se apreciaba el paisaje en pantalla.

2.5 Ecología de Paisaje

La Ecología de Paisaje consiste en la relación o interacción entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, de esta manera representan la heterogeneidad espacial en un ecosistema. Los ecosistemas no deben de ser percibidos como identidades separadas, aunque es un enfoque muy común tratado en la ecología (Noss 1993). Se considera al paisaje como un mosaico con diferentes fragmentos y tipos de hábitats (Bennet 1999). De esta manera los cambios que se presentan en el ecosistema y que afectan los procesos naturales de los componentes bióticos y abióticos, ejercen una gran influencia en los patrones de movimiento de los organismos (Bennett 1999) y Katan (2002). Para la Ecología de Paisaje la estructura del paisaje es un factor fundamental para explicar condiciones e interacciones biológicas.

2.5.1 Estudios de caso en ecología de paisaje, fragmentación y sensores remotos en bosques tropicales.

Los índices de descripción de paisaje generados por el actual estudio fueron comparados con datos de otros estudios en el campo de la ecología de paisaje, siendo estos: Do Carmos (2001), Gallo (1999) y Kramer (1997). Es importante recalcar, que aparte de que todos los estudios son realizados en ambientes y ecosistemas similares, esto permite realizar comparaciones partiendo de la información y caracterización de los paisajes.

Muchas veces la identificación y caracterización de un paisaje empleando sensores remotos, no tiene límites, pero dependiendo de lo que se persiga, se obtendrán las respuestas a las interrogantes. Por ejemplo el estudio de Do Carmos (2001) que evaluó un paisaje fragmentado en una zona en Nicaragua, Gallo (1999) identificó y caracterizó tipos de bosques en el Norte de Costa Rica y Kramer (1997), básicamente lo que hizo fue caracterizar y medir cambios en la vegetación, considerando diferentes momentos.

Si bien es cierto, los paisajes son diferentes, así como los objetivos, sin embargo muchas veces los sensores o la fuente son similares, de ahí la importancia de la utilización de esta importante herramienta. Por ejemplo Do Carmos (2001) empleó para su estudio, un juego de fotografías aéreas, Gallo (1999), utilizó una imagen de satélite LANDSAT TM y Kramer (1997) empleó LANDSAT TM y LANDSAT MSS. De tal manera que con diferentes sensores, se logran una gran cantidad de resultados, donde los procedimientos para llegar a cada uno de los resultados son distintos. Por ejemplo, Do Carmos (2001), realizó un análisis del patrón del paisaje, Gallo (1999) realizó un análisis fitosociológico y Kramer (1997), tuvo que mapear los patrones de vegetación del paisaje. En ciertos casos los estudios se pueden comparar, partiendo de la información que generen, afortunadamente en estos estudios, la información sobre el paisaje es comparable y se ajustan a relacionar indicadores entre un estudio y otro.

Resumidamente, Do Carmos (2001), además de caracterizar el paisaje, logró determinar que en paisaje estudiado, predominaron parches pequeños y medianos. Gallo (1999), logro describir siete diferentes tipos de bosques, y concluye que los tipos de bosques se pueden identificar usando el sensor. Kramer (1997), determinó que si existen cambios en los patrones del paisaje en los dos periodos evaluados.

2.6.2 Concepto de la escala cartográfica

Escala cartográfica se define como la relación entre la distancia que separa dos puntos en un mapa y la distancia real de esos dos puntos en la superficie terrestre. Existen diferentes formas de representar la escala de un mapa. Aquí enfocaremos en la empleada por el actual estudio, que fue en forma de proporción o fracción, como por ejemplo: 1:25000, que significa que una unidad medida en el mapa, equivale 25000, de esas unidades medidas sobre la superficie de la tierra (Quattrochi y Goodchild 2000).

En la medida que la escala sea mucho mayor, mas se aproxima al tamaño real de los elementos de la superficie terrestre. Los mapas a pequeñas escalas generalmente representan grandes porciones de la tierra y por tanto son menos detallados que los mapas realizados con escalas mayores. En los casos mas extremos (mapas de escala de 1:000000 y mas pequeños) el resultado es a menudo, un mapa complejo, que tiene mas el valor de una ilustración, ya que resulta muy imprecisa la información cuantitativa que se puede obtener de este tipo de mapas (Chuvienco 1990 y Quattrochi y Goodchild 2000).

2.6.3. La teoría de la escala biológica

La teoría de la escala y jerarquía que emergió en la década de los 80s enfatiza que los estudios sobre las características estudiadas deberían centrarse directamente en la escala donde se presenta el fenómeno de interés. Esto demuestra cierta ventaja en la comprensión de un determinado fenómeno a una escala, por consiguiente la pregunta de la aplicabilidad de los resultados de numerosos estudios se tiene que efectuar de acuerdo al nivel de detalle a que se quiere llegar o del objetivo de la investigación (Allen y Starr 1982).

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la fragmentación opera a diferentes escalas, para distintas especies y distintos hábitats: un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimiento (Wiens y Milne 1989 y McGarigal y Marks 1994). Partiendo de este concepto, lo que puede ser un simple parche de bosque para un organismo, por ejemplo un águila, puede significar todo un paisaje para un organismo, por ejemplo una mariposa (*Percepción multiescala*) del paisaje (Macgarigal y Marks 1994).

2.6.4. Limitantes de la escala

Alker (1994) citado por Quattrochi y Goodchild (2000) y Levin (1992), concluyen, que si no se aplican los análisis adecuados sobre los resultados a escala apropiada se pueden producir inferencias ecológicas erróneas. Una inferencia errónea, es aquella que se presenta cuando un investigador intenta deducir o inferir que las conclusiones de su investigación se pueden aplicar de un nivel macro, a un nivel micro, por ejemplo cuando se inducen resultados de una resolución gruesa a una fina.

La dificultad de inferir procesos espaciales a través de la escala, se ha vuelto cada vez más difícil de tratar por los múltiples niveles de detalles en las investigaciones. Henderson-Sellers *et ál.* (1985). Otras limitantes son: el alcance de la escala, el problema de los enlaces de la escala y la estandarización de la escala Turner *et ál.* (2001), igualmente se debe de determinar la extensión del área que involucra el estudio y el tamaño del píxel o unidades individuales de observación (Chinea 2002).

Turner *et ál.* (2001), confirma lo anterior diciendo que los ecologistas deben tener en cuenta los patrones y procesos espaciales a diferentes escalas en el espacio y el tiempo, para lograr resultados más categóricos y realistas sobre la problemática de un paisaje espaciotemporal.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción del área de estudio

Esta investigación se ubicó en la vertiente Atlántica norte de Costa Rica, que pertenece al Área de Conservación de la Cordillera Volcánica Central (ACVC), ubicada específicamente en el cantón de Sarapiquí, región Huetar Norte de Costa Rica, provincias de Heredia y parte de Alajuela (Figura 2). Esta área es de mucha importancia ecológica, pues se encuentra dentro de la propuesta para el Corredor Biológico Mesoamericano que cubre el Corredor Biológico San Juan La Selva (Anexo 1). Las coordenadas donde se ubica el área de estudio se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Ubicación del área de estudio según coordenadas Planas Lambert Norte, Costa Rica.

MOSAICO 1		MOSAICO 2	
1) 508000 X 285200Y	2) 548200 X 285300 y	1) 509300 X 267700 Y	2) 547600 X 267146 Y
3) 508000 X 270500 Y	4) 548200 X 270550 Y	3) 508604 X 253141 Y	4) 546276 X 252946 Y

X = Plano Este - Oeste , Y= Plano Norte - Sur.

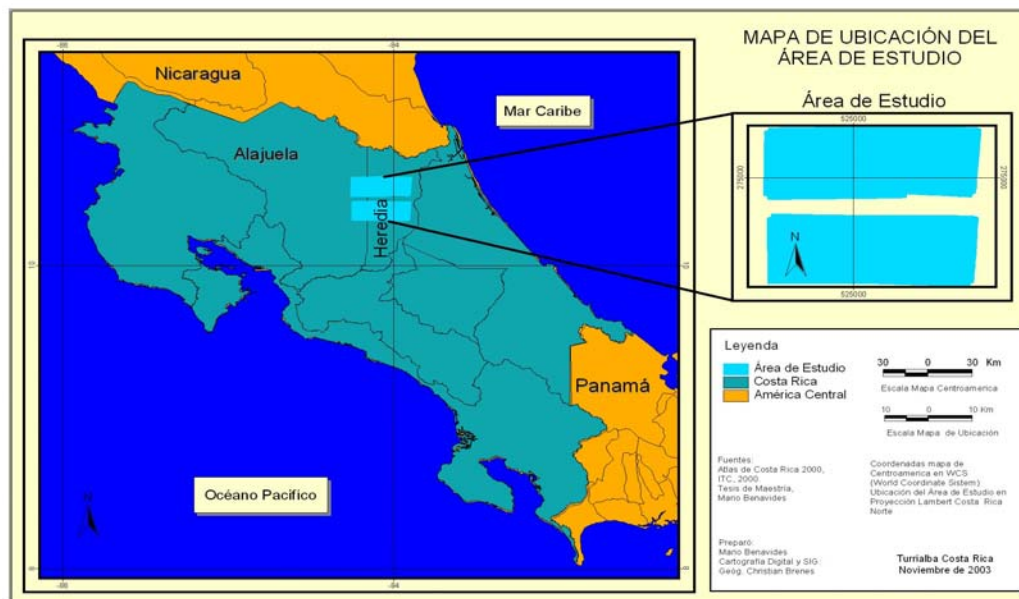


Figura 2. Ubicación de la zona de estudio. Provincia de Heredia, cantón de Sarapiquí. Zona Norte de Costa Rica.

El área que abarcó el estudio se ubica en una franja altitudinal entre los 37 y 500 msnm (Gallego 2002), el cual se encuentra bajo la influencia de las condiciones climáticas del Atlántico. La zona de estudio presenta un paisaje fragmentado con parches de bosques de mayor área concentrados principalmente en el centro de ambos mosaicos (Figuras 7 y 8). Esta región ha sido dedicada fuertemente a cultivos comerciales como el banano, cacao, la piña y granjas para la ganadería extensiva durante los últimos años.

Los dos mosaicos del área de estudio se encuentran localizados en las hojas cartográficas: Chaparrón, Río Cuarto, Chirripó Atlántico y Río Sucio; y cubren un área total de 112,603 hectáreas (1126.11 km²) (Anexo 1 y Figuras 2, 6 y 7). Los mosaicos se refieren a las dos diferentes áreas o paisajes que se encuentran separadas por la falta de información fotográfica de esa región intermedia. De aquí en adelante se consideraran los mosaicos como un solo paisaje. De esta manera la selección del área abarca parte del espacio que se encuentra bajo la influencia de las cuencas de los ríos Sarapiquí y Sucio, donde fluyen en dirección sureste-norte y que sus caudales caen en el río Sucio y más al norte, al Río San Juan, límite con Nicaragua.

La zona de vida según el sistema de clasificación de Holdridge (1978), corresponde a bosque muy húmedo tropical (BmHT), con temperatura media anual de 24°C (MacDade *et ál.* 1994). El área cuenta con una precipitación promedio anual de 3,962 mm para la estación biológica La Selva (Sanford *et ál.* 1994) y condiciones climatológicas influenciadas por el régimen de precipitación del Atlántico Costero (Forero 2001).

Los suelos de esta zona son derivados tanto de la actividad volcánica como de procesos aluviales (MacDade *et ál.* 1994). La fertilidad de estos suelos es variable y varía desde suelos relativamente fértiles (Entisoles e Inceptisoles) a suelos infértiles como son los Ultisoles (Sollins *et ál.* 1994) (Figura 3). A criterio muy general en la zona norte de Costa Rica, específicamente en las partes bajas adyacentes a la costa atlántica presentan suelos con drenaje más pobre, mientras que el resto se caracteriza por presentar drenajes de moderado a bueno. El sector ubicado en la parte noroeste del área se caracteriza por presentar suelos, donde la cantidad de arcilla es mayor (Sánchez 1981).

Los sitios que se incorporaron a este estudio corresponden a cinco bosques o sitios bajo manejo silvicultural por parte de la Fundación para la Conservación de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR), el cual corresponden a los siguientes nombres: Paniagua I, Víctor Julio, Ernesto Soto, Antonio Tosi y Edgar Rojas (Cuadro 2). Los bosques se encuentran rodeados por una matriz de cultivos, potreros y vegetación secundaria, y desde aproximadamente 10 años, se han venido aplicando tratamientos silviculturales, (Figuras 7 y 8).

Los suelos del orden Ultisoles (sub-orden Humuld) dominan los sitios Paniagua 1 y Víctor Julio (Atlas de Costa Rica 2000). Este tipo de suelos se caracterizan por tener un horizonte argílico y una saturación de bases inferior a un 35%, profundos, bien drenados de color rojo o amarillo y con una fertilidad relativamente baja, con pendientes que oscilan entre 2% y 15%, que son suavemente ondulados (Sánchez 1981; Sollins *et ál.* 1994).

Los tipos de bosques presentan características muy propias y con diferentes regímenes de manejo forestal. Los bosques que han sido aprovechados corresponden a Víctor Julio (1993), el cual en 1995 se le aplicó una corta de lianas o bejucos, Paniagua I se aprovechó en los años 1994 y 1995 y se le han realizado tratamientos silviculturales (corta de lianas y de liberación de árboles defectuosos) en 1996 y Antonio Tosi que se le aplicó un aprovechamiento forestal en el 2000 y se realizaron tratamientos silviculturales en el 2003 que consistieron en tratamientos de liberación y corta de lianas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Características de los cinco fragmentos de bosque, Sarapiquí, Costa Rica. Abreviaturas: (A) bosque aprovechado, (S) bosque sin aprovechamiento, (MF) bosque en manejo forestal, C = bosque en conservación.

Bosque	Tamaño de parcela (ha) / cantidad	Localización coord. x-y	Año de Medición	Elevación msnm promedio	Pendiente Promedio (%)	Condición del bosque	Régimen	Tipo de suelo (Orden)
Paniagua I	0.3 / 2	529000-532000 284000-287000	2001	140	20	A	MF	Ultisol
Víctor Julio	0.3 / 3	523000-528000 265000-269000	2000	380	30	A	MF	Ultisol
Ernesto Soto	0.3 / 2	535000-537000 251000-252000	2000	360	11.25	S	MF	Inceptisol
Antonio Tosi	0.3 / 4	536000-538000 261000-264000	2000	268	47	A	MF	Inceptisol
Edgar Rojas	0.3 / 3	534000-536000 249000-251000	1999	460	20	S	C	Ultisol

En el área de estudio los tipos de suelos predominantes son: Ultisoles e Inceptisoles. Los suelos del orden Ultisol se encuentran dominando en una franja ubicada en el centro del paisaje, de igual manera una franja del extremo Oeste y Este (Figura 3).

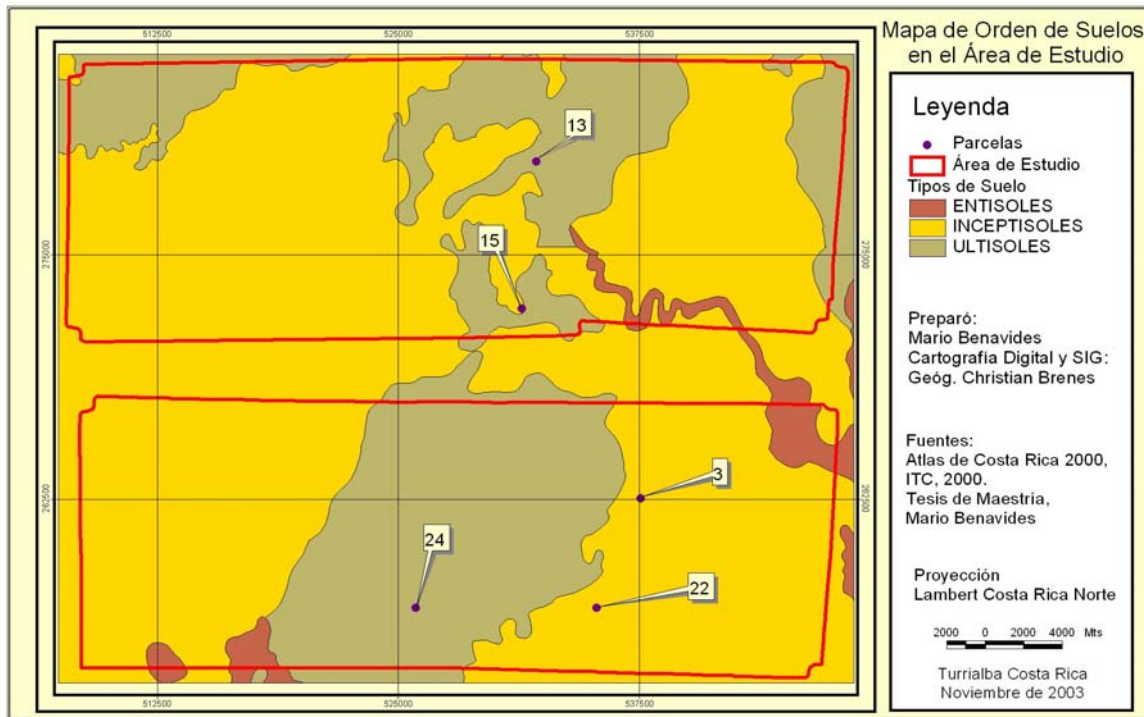


Figura 3. Mapa de suelos. Zona de estudio.

Simbología: 13 parcelas Paniagua, 15 Víctor Julio, 3 Ernesto Soto, 22 Antonio Tosi y 24 Edgar Rojas.

Los sitios Ernesto Soto y Antonio Tosi se encuentran en un tipo de suelo que pertenece al orden Inceptisol y el sitio Edgar Rojas se encuentra en el tipo de suelo que pertenece al orden Ultisol (Figura 3). Los suelos Inceptisoles, son suelos relativamente jóvenes, donde dominan en casi todo el paisaje del área de estudio.

3.2. Población y muestreo de los bosques de sitios de estudio

La Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) tiene establecidos en los bosques de estudio parcelas permanentes de muestreo (PPM) de diferentes tamaños que monitorean periódicamente. En total se encuentran en los 5 sitios un total de 14 PPM. Las parcelas en Edgar Rojar, Ernesto Soto y Antonio Tosi tienen un área de 0.3 ha. Para los otros sitios: Paniagua I y Víctor Julio, se hizo lo siguiente: en Paniagua I se juntaron parcelas de diferentes tamaños para completar unidades experimentales de 0.3 ha y para el caso del

sitio Víctor Julio, se juntaron 30 parcelas de 0.01 ha para lograr parcelas de 0.3 ha, de esta forma obtener unidades muestrales de 0.3 ha en cada caso. En el Cuadro 2, se muestran los sitios con la cantidad de parcelas y toda la información es para árboles con diámetros a la altura del pecho (DAP), ≥ 10 cm. Los datos analizados corresponden a la medición del año 1992.

La cantidad de unidades experimentales por sitio varió entre dos a cuatro parcelas de 0.3 ha (Cuadro 2). De esta forma se estandarizó las dimensiones de las unidades experimentales para evaluar y caracterizar la información de estructura y composición vegetal contenidas en las parcelas permanentes de muestreo (PPM) del área de estudio. Todas las parcelas se encuentran a una distancia mínima entre parcelas de 250 metros y como mínimo 50 metros de cualquier borde.

3.3. Análisis de los datos de vegetación

Las 14 parcelas fueron incluidas en el análisis de composición florística, estructura y diversidad vegetal. Se procesó la información vegetal contenida en la base de datos de las parcelas, para obtener una descripción, clasificación y caracterización estructural de la vegetación encontrada en cada uno de los sitios que contenían las unidades experimentales del área de estudio. Partiendo de esto, es importante familiarizarse con el término “*gremios ecológicos*”; que son aquellas especies arbóreas que utilizan los mismos requerimientos ambientales en un ecosistema para su desarrollo (Finegan y Delgado 1997).

En el caso de esta investigación, debido a las limitaciones en el levantamiento de la información de campo e identificación botánica que fue incompleta, se decidió para el caso del análisis de composición vegetal, clasificar y procesar la información para dos de los gremios ecológicos: *heliófitas efímeras* y *palmas*. En el caso de las *heliófitas efímeras*, estas especies taxonómicamente son fáciles de reconocer e identificar, por ejemplo: especies del género *Ochroma*, *Cecropia*, *Heliocarpus* y *Trema*. Partiendo de este criterio se maneja que la identificación a este nivel, ha sido aceptable o suficiente para la obtención de resultados confiables (Bryan Finegan, comunicación personal, CATIE, Marzo del 2004). De esta manera se obtendrá coherencia y mayor facilidad de procesamiento de los análisis de datos.

Para la evaluación de la estructura de la vegetación, se valoró especies arbóreas ≥ 10 cm de dap, donde se realizó una descripción detallada del número de individuos y el área basal por clases diamétricas ≥ 10 cm de DAP. Se establecieron 6 categorías diamétricas, hasta llegar a ≥ 60 cm de DAP, para todas las unidades experimentales. Se determinó el número de individuos total por hectárea y el área basal por hectárea, evaluando cada sitio y el área basal promedio para los cinco bosques, enfatizando en las heliófitas efímeras y palmas. No obstante no se realizaron análisis entre los diferentes sitios o bosques, debido a que no está contemplado en los objetivos de esta investigación.

Las variables de estructura y composición de los gremios analizados (heliófitas efímeras y palmas) que se relacionaron con los índices y características de paisaje fueron las siguientes: número de individuos, porcentaje de individuos por gremio ecológico, número de especies e índice de valor de importancia -IVI (Curtis y McIntosh 1950). Para la estimación de clases diamétricas y el área basal se incluyó la información vegetal completa, es decir especies que pertenecen a otros gremios no evaluados en el actual estudio, pues no es necesaria una identificación detallada de especies, considerando los parámetros a obtener en el actual estudio.

Los índices de diversidad vegetal, se estimaron solamente para especies comerciales (aceptables y deseables) (Anexo 3). Para el cálculo de esta variable se utilizó el software Estimate (versión 6.0). Se obtuvieron los índices de diversidad de Shannon, Simpson y Alfa de Fisher, que constituyen ser los más comunes en el estudio de comunidades.

El índice de diversidad Shannon (H') utiliza una muestra al azar a partir de una población "indefinidamente grande", el cual asume que todas las especies están representadas en la muestra, su valor raramente sobrepasa 4.5 (Magurran 1988). El índice Simpson (D') considera la probabilidad de que un par de individuos extraídos al azar de una comunidad infinitamente grande pertenezcan a una misma especie. Expresado en $1 - D$, es sensible a las especies más abundantes, de esta manera sus resultados varían de 0 – 1, donde 0 es cero diversidad y cuando se acerca a 1 se incrementa (Magurran 1988). El índice Alfa de Fisher (α) es muy discriminatorio y se basa en la riqueza de especies y el número de individuos, de esta manera si el número de especies es bajo, en una determinada comunidad es bajo, el α será bajo y viceversa.

Cuadro 3. Gremios de regeneración. Clasificación de Finegan (1992) y Finegan y Sabogal (1999).

Gremio Forestal	Características
Heliófitas efímeras	Rápida colonización de sitios abiertos, producción a edad precoz de semillas ampliamente diseminadas, encontrándose tanto en bosques primarios como en parcelas cultivadas.
Palmas	Se establecen posterior a las especies pioneras, se adaptan mejor a áreas de interior del bosque y tienen una colonización lenta, larga vida 20 – 30 años y más.

3.4. Interpretación de los parches y su clasificación dentro del paisaje

Debido a la presencia excesiva de nubosidad y sombras en la imagen de satélite LANDSAT TM, que en un principio se intentó utilizar, considerando los tipos de cobertura a evaluar, para compararla con la fotografía aérea, se decidió solamente trabajar con este último sensor. La interpretación del paisaje se realizó sobre un juego de 6 fotografías aéreas blanco y negro, con escala original de 1:60000 del año 1992, con una resolución espacial de 1.6 m. (tamaño del píxel), que se obtuvo del Instituto Geográfico Nacional (INC – Ministerio de Obras Públicas y Transporte). Estas fotos fueron digitalizadas, ortorrectificadas y remuestreadas a la escala de 1:25000 para efectos del análisis de este estudio.

Se utilizaron un conjunto de programas en el área de los Sistemas de Información Geográficos (SIG), para procesar los elementos del paisaje de las fotografías aéreas (por ej. número de parches, área, etc.) y de esta forma obtener los índices de descripción del paisaje, para su interpretación espacial (Anexo 2 y Cuadro 4). Fueron diferenciados solamente dos tipos de categorías de ecosistemas relevantes para el análisis de la estructura espacial del paisaje para este estudio: bosque y no bosque (Cuadro 5). La escala de digitalización fue de 1:25000 donde una vez digitalizados los usos se procedió a ubicar los identificadores únicos para cada categoría: 1= bosque y 2 = no bosque.

Cuadro 4. Programas de SIG utilizados para el procesamiento y desarrollo de mapas digitales e índices de descripción de paisaje del área de estudio.

N°	Programas de SIG	Objetivos de usos
1	Orthoengine	Orthorectificación de las fotografías aéreas. Crear los mosaicos para posteriormente adicionar las fotos aéreas.
2	MapInfo Vers. 6.5	Digitalización en pantalla.
3	Arc View Vers. 3.3	Correcciones de la digitalización.
	Patch Analyst Vers. 2.1	Hacer los clips para el corte de los bordes Cálculo de las variables o índices de paisaje.
4	Arclnfo Vers. 3.1	Corrección de la topología de la base de datos.

Para la ortorrectificación de las 6 fotografías aéreas, se utilizó el software Orthoengine de PCI, donde se usó como control de levantamiento las carreteras del área de la zona de estudio a escala de 1:25000, hojas cartográficas a una escala 1:50000 y un modelo de elevación basado en las hojas 1:50000, que tuvo como producto dos mosaicos en formato TIFF. Posteriormente se inició a procesar la información espacial en Arc View de ESRI, el cual se exportó la información, para procesarla en el programa Map Info (ver 6.5).

De esta manera con el programa MapInfo y utilizando la herramienta *polygon* (polígono) se procedió a realizar la digitalización en pantalla. Se situaron los usos y los identificadores de cada uno de los polígonos (bosque y no bosque), los archivos de MapInfo se exportaron a formato *shape* de ArcView y se llevaron a Arclnfo para realizar una depuración de la topología. Posteriormente se utilizó el comando *ELIMINATE*, para excluir los polígonos inferiores a 50 hectáreas, que fue la unidad mínima mapeable (UMM) para la escala 1:200000 (Anexo 2).

Estos procedimientos fueron iniciados de igual forma en la imagen de satélite, para la clasificación del paisaje. Pero debido a que la imagen de satélite LANDSAT TM que se procesaba, contenía demasiada nubosidad y sombra, arrojaba información imprecisa, se tuvo que dejar fuera del análisis, la imagen de satélite. Para corregir este defecto se procedió a cambiar la resolución de la fotografía aérea a 30 metros, con esto, se reconstituye el archivo de la fotografía, de tal manera, se asimile a la digitalización realizada en la fotografía aérea de una imagen de satélite LANDSAT TM que en un inicio estaba propuesta a utilizarse.

Posteriormente el *shape* del mosaico a escala 1:25000 se convierte a formato raster a una resolución de 30 metros, para degradar el raster donde se vuelve a vectorizar y posteriormente

rehacer el archivo vectorial a archivo final, así con la herramienta *eliminate* se retiran los polígonos menores a 50 hectáreas (Anexo 2).

A continuación, el *shape* de la fotografía aérea a diferente escala y resolución, logra semejarse a la imagen de satélite, con dos mosaicos, donde se evalúa los patrones de paisaje con la extensión *Patch Analyst* para obtener los índices de descripción de paisaje seleccionados, que a continuación se detallarán. Así se obtienen 2 tipos de uso / cobertura presentes en el paisaje de estudio a diferente escala y resolución (Cuadro 6 y Figuras 6 y 7).

Para la identificación de los tipos de coberturas en el proceso de digitalización en pantalla se consideraron varios criterios, en la delimitación de las categorías o tipos de cobertura: bosque o no bosque, siendo la coloración y textura los criterios más importantes para la realización de una eficiente digitalización y clasificación del paisaje (Cuadro 5). Este último aspecto es de vital importancia ya que esto podría alterar los patrones, las estadísticas y los cálculos que se vayan a estimar, debido a que en el proceso de digitalización se tienen que considerar dichas variables y mantener durante todo el periodo de la digitalización en pantalla, una plena concentración, para llevar a cabo dicha tarea lo más exacto posible.

Cuadro 5. Criterios empleados para la selección de categorías de uso / cobertura identificadas en el paisaje del área de estudio con base a observación de las fotografías aéreas en la digitalización.

Categoría de Parche	Categoría de Uso / Cobertura	Criterio utilizados para la clasificación de categorías
Bosque	-Bosque Primario y Secundario, bosque ripario	-Textura más gruesa. -Pigmentación más oscuro. -Coloración de la copa es más oscuro. Cobertura continua de copa
No Bosque	-sistemas agroforestales -área con pastos y potreros -cultivos agrícolas -Cuerpo de agua -poblados y otros.	-Textura más fina. -Se refleja el suelo con diferente coloración (más claro), pigmentación y coloración más claro.

3.5. Evaluación de la fragmentación del paisaje.

Una vez que se obtuvieron los archivos *shp* de las fotografías aéreas con el paisaje digitalizado, en las dos coberturas de bosques a escalas de 1:25000 y 1:200000, se procedió a convertirlas a un archivo tipo raster (celdas), (herramienta *Convert to Grid* del menú *Theme* de ArcView),

con la extensión *Spatial Analyst* de ArcView 3.3. Posteriormente se procedió a utilizar la extensión *Patch Analyst* (Versión 2.1), herramienta para cuantificar estructura del paisaje (Elkie *et al.* 1999), siguiendo el flujograma de trabajo (Anexo 2).

Patch analyst es una implementación de *Fragstats*, desarrollada para trabajar dentro del software ArcView - GIS y se encuentra disponible para download en Internet. *Patch Analyst* permite analizar la información espacial en tres niveles jerárquicos: paisaje, clases y parches de bosques, que para efectos del actual estudio, solamente se enfocará en dos niveles que son: el paisaje en general y categoría de parches. Las estadísticas espaciales que se calcularán, las descripciones se encuentran especificadas en el Anexo 4.

A nivel general los índices y medidas calculadas con *Patch Analyst 2.1*, se agruparon en las categorías que a continuación se describen y así facilitar el análisis y comparación con estudios efectuados anteriormente, en el campo de la ecología de paisaje: Correa Do Carmo 2001; Kramer 1997 y Gallego 2002).

Área: Cuantifica la composición del paisaje en relación con la distribución de los diferentes parches en el paisaje. Este índice es muy importante para determinar la utilidad ecológica del paisaje como un sistema. El tamaño del parche, es una de las medidas más importantes para representar la composición del paisaje. Para calcular las estadísticas espaciales en *Patch Analyst 2.1*, se selecciona solamente el o los *theme(s)*, el parche desde el menú principal y las estadísticas espaciales que se quieren evaluar.

Área interior del parche: Se refiere al área núcleo de un parche de bosque que no está influenciado por el efecto de borde. Parámetros como la forma del parche, porcentaje y número de áreas interiores de un parche, son muy importantes como predictores de la calidad de hábitat (Forman 1995). (Anexo 4). Este índice trata de establecer un valor de área interior, donde se requiere especificar la distancia del borde hacia el interior del parche (McGarigal y Marks 1995). Por medio de *Patch Analyst* se establecieron dos valores de distancias de efecto de borde: a partir de 100 y 300 metros. Dichos valores están sustentados en estudios realizados en bosques tropicales, donde se establece que el viento y las condiciones microclimáticas, su influencia se encuentra entre un rango de los 60 a 100 metros y hasta un máximo de 300 metros (Laurance *et ál.* 1998).

Forma: Las medidas de forma cuantifican la configuración de los parches en relación a la complejidad del parche. Los índices que calcula están basados en la relación entre el área y el perímetro. Su principal significado está relacionado con el efecto de borde del parche (Anexo 4).

Aislamiento y proximidad: Índices como la distancia al vecino más cercano y proximidad nos permiten estimar el aislamiento de parches que pertenecen a su misma categoría, información necesaria para estimar el aislamiento de un parche o conjunto de parches que pertenecen a la misma o diferente clase.

Las medidas de aislamiento cuantifican la configuración de un paisaje, y los índices de proximidad cuantifican el contexto espacial del parche de hábitat en relación con sus vecinos. (Anexo 4). Para mayor detalle sobre el cálculo de medidas e índices y en donde se localizan los diferentes algoritmos utilizados por Patch Analyst 2.1 y procedimientos utilizados, se encuentra disponible en el manual de usuario del programa (McGarigal *et ál.* 1994).

Para relacionar la información de estructura y composición vegetal con la estructura espacial que rodea el fragmento donde se encuentran las PPM llamados “sitios”, se estableció con el Software ArcView un radio alrededor de los sitios que contienen las parcelas permanentes de muestreo (PPM) de 2000 m. (2 km) (Figuras 6, 7, 14 y 15). Estos radios fueron analizados como paisajes independientes para construir estadísticas espaciales comparativas de los sitios del área de estudio, utilizando las métricas ya descritas anteriormente, con la variante que a este nivel solamente se trabajó a escala de parches de bosque. Los valores de estos radios se definieron a partir de los siguientes criterios: extensión del mosaico, la cercanía de un sitio con otro (evitar traslapes entre radios adyacentes) y los tamaños de los fragmentos dada la escala de trabajo.

3.6. Análisis de los datos de fragmentación del paisaje, estructura y composición vegetal.

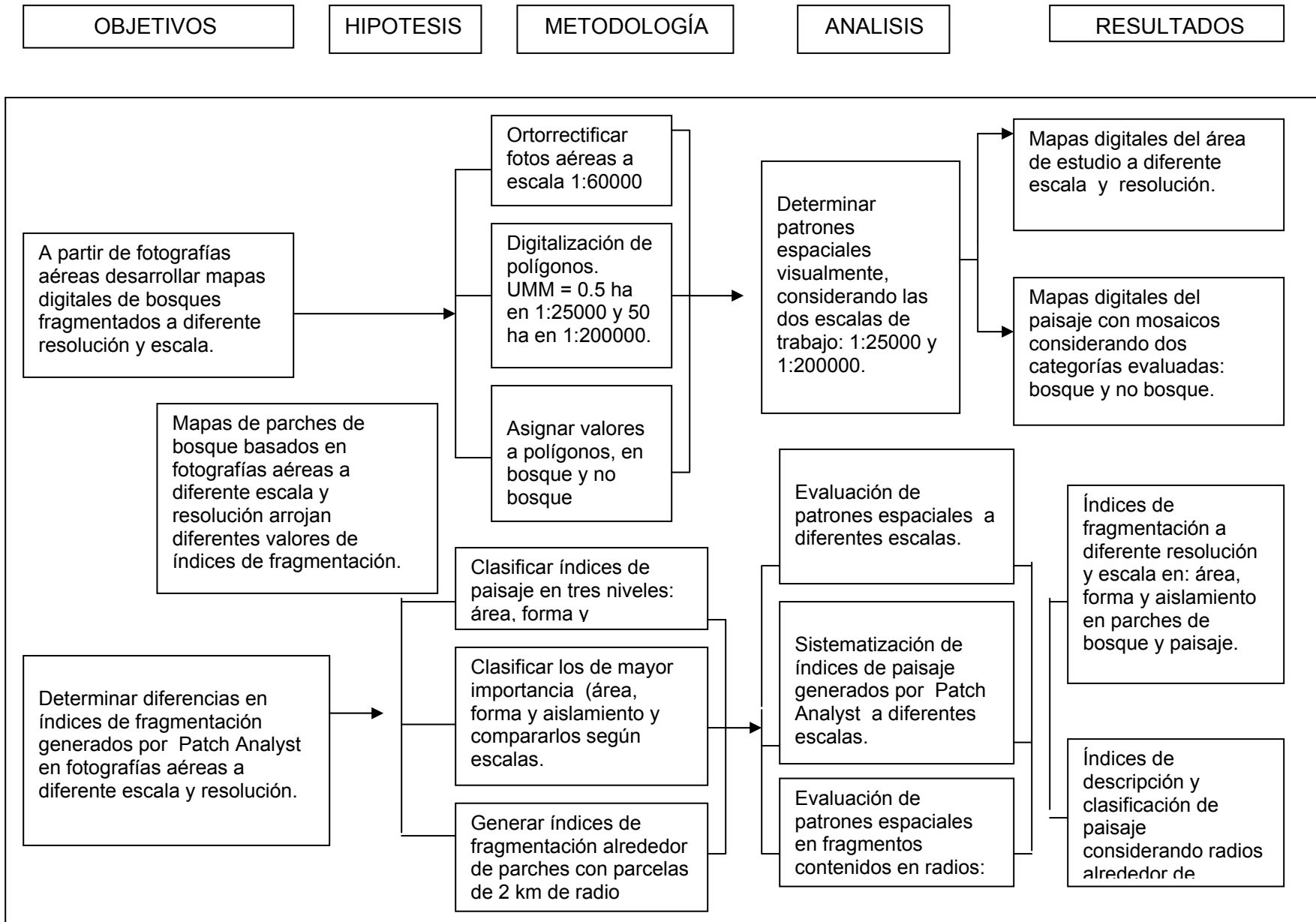
Debido a que solamente se evaluaron 5 sitios de muestreo, se consideró como repetición (pseudo-replica), cada una de las parcelas permanentes de muestreo dentro de cada sitio, esto con el objetivo de tener más grados de libertad en el análisis de correlación.

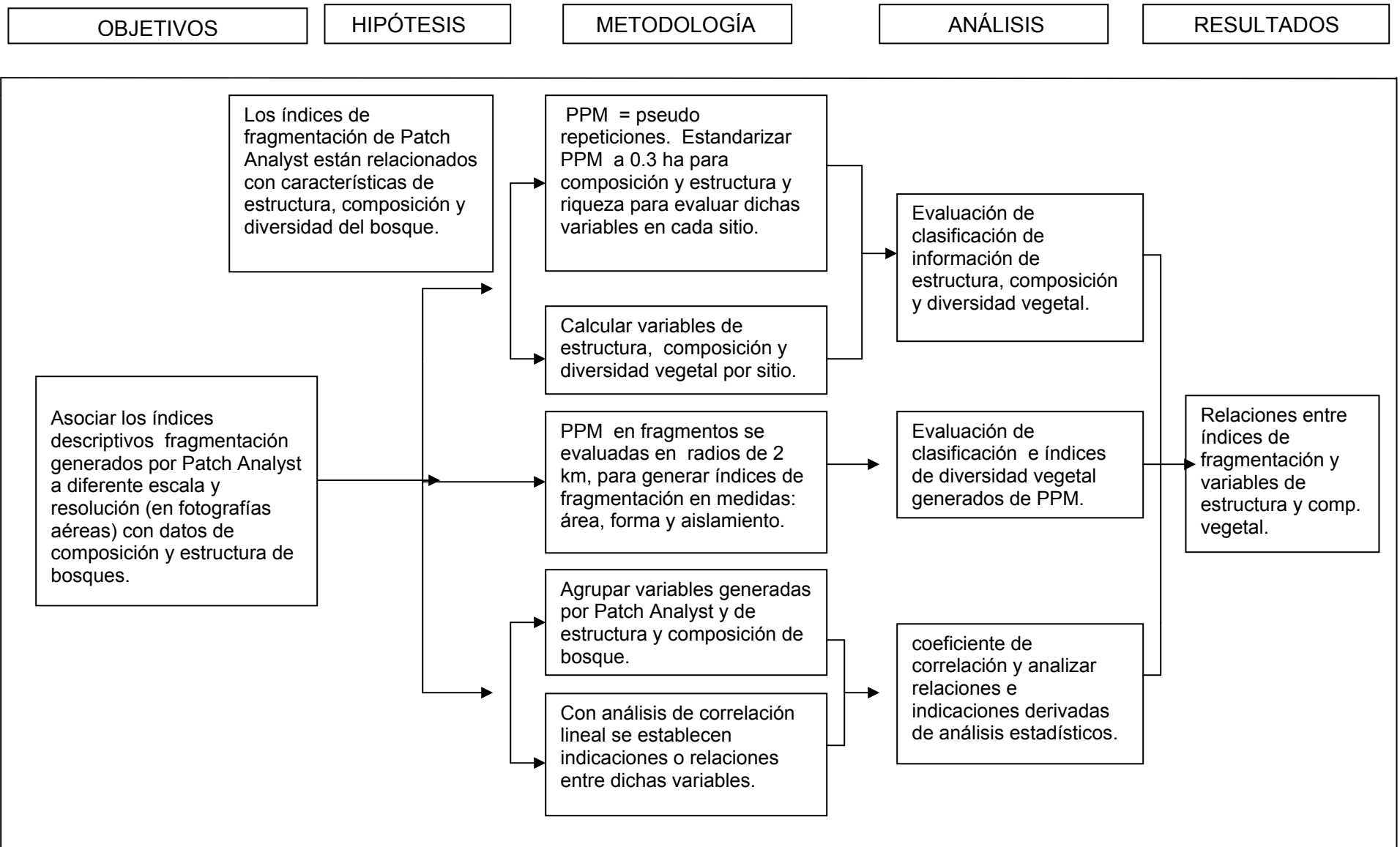
Para darle cumplimiento a la segunda hipótesis que refiere a la relación entre los patrones espaciales y estructurales del paisaje, de los parches de bosques contenidos en los radios, llamados sitios y las variables de estructura y composición vegetal, seleccionadas previamente en cada uno de los sitios, de acuerdo al gremio ecológico se realizó un análisis de correlación lineal (Steel y Torrie 1988). La correlación entre dos variables refleja el grado en que las puntuaciones están asociadas (Statistic Analysis System (SAS) System, versión 8).

En el análisis se incluyó toda la información vegetal ≥ 10 cm, descrita previamente en el acápite 3.3, considerando los gremios a evaluar y la diversidad vegetal, donde previamente se agruparon en archivos comunes en EXCEL. Se depuró aquellas variables que no tenían incidencia cuantitativa, o bien cuando la matriz de valores alcanzó muchos valores de cero y no reflejaban una distribución continua.

De esta forma dicha matriz considerada en el programa (SAS), consistió en las medidas o características de descripción de paisaje calculados con la extensión *Patch Analyst* (2.1), para los cinco bosques (o sitios), especificados anteriormente y donde los anteriores parámetros se relacionaron con variables de respuesta de las especies muestreadas en los cinco bosques. Con esta prueba, considerando el bajo número de sitios ($n = 5$) se consideraron como relaciones estadísticamente válidas entre los dos componentes evaluados, solamente los valores de la correlación con probabilidades ≥ 95 % de confianza. De esta manera las relaciones entre las dos variables se graficaron para facilitar el análisis e interpretación de los coeficientes y su aplicación ecológica práctica de cada resultado (Anexos 8 y 9).

Etapas metodológicas en el estudio. Sarapiquí 2003





4. Resultados y Discusión

Este capítulo inicia con los resultados, análisis y discusión generada del patrón espacial por *Patch Analyst* (vers. 2.1), a nivel de paisaje y parches de bosque, posteriormente se analiza el componente de estructura y composición vegetal y por último los resultados y análisis de correlación lineal.

4.1. Cuantificación y descripción del patrón espacial del paisaje

4.1.1. Descripción general

El patrón del paisaje del área de estudio refleja que dicho paisaje está fragmentado por las diferentes actividades agrícolas y de pastoreo que históricamente se han realizado en la zona (Butterfield 1994, Gallego 2002, Jones 1990, Montagnini 1994 y Ramos 2004). La mayor parte del paisaje está formado por fragmentos pequeños que tienen una forma más regular y su índice de forma es más afectado por la complejidad de los parches. De esta manera, considerando la unidad mínima mapeable (UMM) de 0.5 ha y 50 ha para las escalas 1:25000 y 1:200000 respectivamente, se comprueba que el incremento de área considerando los fragmentos contenidos en las categorías menores es mínimo.

4.1.2. Evaluación a nivel de Paisaje

Un 50 % del área aproximadamente correspondió a la categoría bosques en ambas escalas (Cuadro 6, Figuras 7 y 8). El número de parches fue mayor en la escala 1:25000, donde aumentó casi 13 veces, comparado con el número de parches en la escala 1:200000 (Cuadro 6 y Figura 4). Esta diferencia se debió a la incidencia de los fragmentos y/o parches de bosques, contenidos en el rango entre 0.5 ha – 50 ha hectáreas en la escala 1:25000. Ambos rangos (0.5 ha y 50 ha) corresponden a la unidad mínima mapeable (UMM) en las escala 1:25000 y 1:200000 respectivamente, y es precisamente por este detalle que se presenta el mayor número de parches en la escala 1:25000, no así en la escala 1:200000 que se eliminan los parches ≤ 50 hectáreas.

Un detalle muy importante es que aunque la proporción del aumento del área de bosque es baja, ecológicamente es importante debido a la influencia que representan los parches de diferentes dimensiones para procesos como: dispersión de semillas, especies migratorias, la abundancia y diversidad de organismos (Guindón 1996). Aunque el área total del paisaje es similar en las dos escalas, la diferencia de los índices contenidos en el Cuadro 6, radica básicamente en la UMM o en los fragmentos $\leq a 50$ ha (escala 1:25000), donde se puede notar a través del tamaño promedio de los fragmentos (MPS) en las dos escalas, siendo la escala 1:200000, considerablemente superior

comparado con la escala 1:25000, así como por el número de parches evaluados en las escalas (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de valores de área y número de parches a diferentes escalas, considerando la categoría bosque y no bosque.

Índices de Fragmentación	Escala	
	1: 200000	1:25000
NP - Paisaje 1	99	1281
NP - Bosque 2	73	950
NP - No Bosque 3	26	331
MPS - Paisaje (ha)	1139	88.3
Área - Bosque (ha)	49,085	51,803
Área - No Bosque (ha)	63,518	60,800
Área total del paisaje (ha)	112,603	112,603
% Área de bosque contenido en el Paisaje	43.6	46.0

¹ NP - Paisaje, Número de parches a escala de paisaje. ² NP - Bosque = número de parches de bosque.

³ NP - No Bosque, número de parches en categoría No-Bosque.

Evaluando y caracterizando los parches pequeños en un paisaje se obtiene información ecológica de gran importancia sobre el estado de un ecosistema, por ejemplo: una colección de parches pequeños en un paisaje podría tener más tipos de hábitat que un solo parche de mayor tamaño con la misma área, la protección de pequeños hábitat que están dispersos provee, en ocasiones, ambientes favorables para el escape de presas de sus depredadores y facilita hábitat para especies que no pueden permanecer en parches grandes (Forman 1995).

Los parches perteneciente a la categoría “no bosque” son más grandes y pocos comparado con la categoría “bosque”. La predominancia de áreas muy fragmentadas en la zona, refleja que las actividades agrícolas han sido intensas en las zonas bajas (Butterfield 1994a y Montagnini 1994), esto se puede apreciar visualizando los mapas digitales en las dos escalas, pero principalmente en 1:25000 (Figuras 4, 6 y 7). Esto coincide al revisar los fragmentos de bosques como se encuentran aislados y rodeados por una gran masa de área sin cubierta forestal (Figuras 6 y 7).

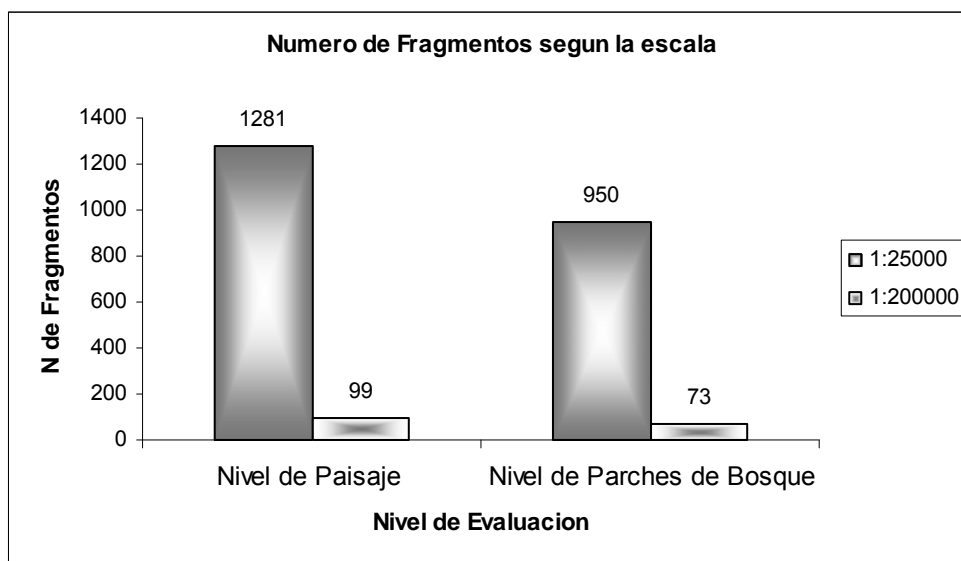


Figura 4. Comportamiento del número de fragmentos a nivel de paisaje en relación a las escalas 1:25000 y 1:200000.

El índice del parche mayor (LPI) fue superior en la escala 1:200000 con un valor de 66.57 (42,284 ha), lo que sugiere que aproximadamente el 67% del paisaje evaluado está comprendido por un solo parche, que en este caso correspondió a la categoría “no bosque”. En la escala 1:25000, el valor fue un poco más bajo, con un 61.30%, para un área total de: 37,270 ha. La categoría “no bosque” fue la que predominó en el paisaje, aunque se encuentra todavía una considerable área y/o franja de bosque en el paisaje (Cuadro 6 y Figuras 5, 6 y 7).

El área de bosque se encuentra principalmente en la parte central del paisaje y/o área de estudio (Figuras 6 y 7). Este criterio es muy importante, debido a que algunos científicos aún debaten cual panorama es mejor desde el punto de vista ecológico: grandes parches o muchos parches pequeños en un paisaje (Forman 1995). Sin embargo en esta investigación no se profundizará en este tema, debido a que no forma parte de los objetivos.

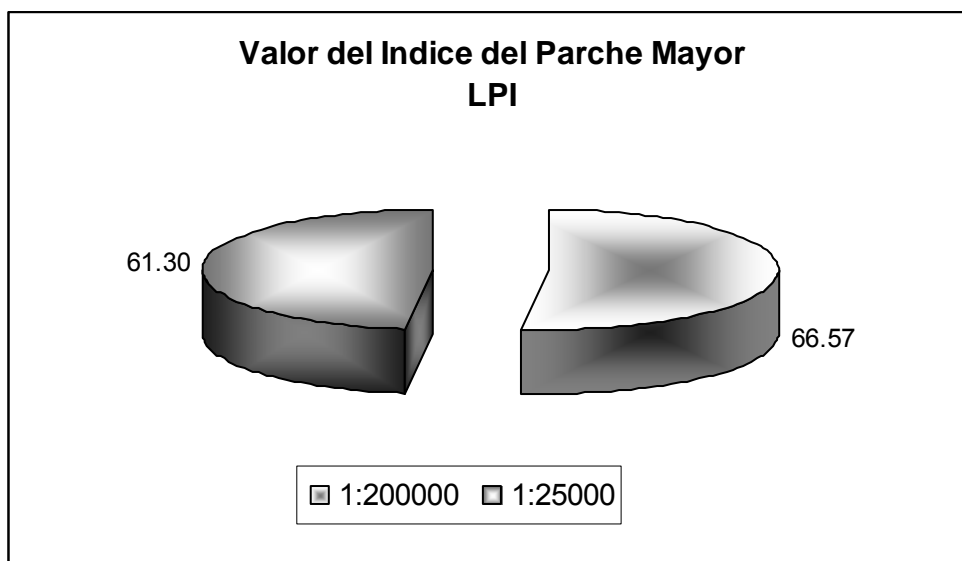


Figura 5. Valor del índice del parche mayor (LPI) a escala de paisaje y esquema gráfico de la distribución del área total.

La información espacial de un paisaje es importante, conocer cual tipo de cobertura es la que predomina en un paisaje, considerando los patrones y su arreglo espacial, lo cual dependerá de las categorías evaluadas, esto debido a que la riqueza y la abundancia de muchas especies de vertebrados en un ecosistema están en función de la composición vegetal, la estructura y la complejidad estructural de un paisaje (Patren y Case 1998).

4.1.3. Categoría parches de bosque

En la escala 1:25000 el número de parches de bosque fue mayor que en la escala 1:200000, como se muestra en el Cuadro 7, donde la diferencia del número de parches (NP), el tamaño promedio de parches (MPS) y el área de bosque en las dos escalas se debe a los fragmentos contenidos en el rango entre 0.5 ha y 50 ha. Aunque la diferencia del área total de bosque entre las escalas fue de solamente 2,719 ha, debido a los valores de la UMM, es de gran importancia ecológica la cuantificación y determinación de los parches de bosque en dicho rango (0.5 ha – 50 ha) (Cuadro 8, Figuras 6 y 7). Este aspecto es de mucha importancia para muchos organismos como vertebrados pequeños y aves, que necesitan fragmentos de bosques en un paisaje de diferentes tamaños, para lograr sobrevivir, así como movilizarse en los diferentes ambientes (Bennett 1999, Forman 1995, Guindon 1996 y Primack *et ál.* 2001).

Cuadro 7. Índices para los valores de área a diferente escala para la categoría de parche de bosque. Zona Norte de Costa Rica. Fotografías aéreas (1992).

Escala	Área Bosque (ha)	% de bosque / Escala	Número de Parches (NP)	Tamaño Promedio de parches (ha) MPS	DS ¹ Del parche	CV ² del parche (%)
1:200000	49,085	43.6	73	677.3	2427.8	361.0
1:25000	51,803	46.0	950	54.8	657.7	1206.1

¹ DS, Desviación estándar. ² CV, Coeficiente de variación.

Las medidas de área son de gran importancia debido a que constituyen un patrón del paisaje de gran utilidad ecológica, que proporciona información estadística de la cobertura boscosa de un paisaje y de esta manera poder estimar la viabilidad del paisaje para muchos organismos que puedan habitarlo (Forman 1995, Gustafon y Gardner 1996 y Mcgarigal y Marks 1994), además que proveen hábitats y recursos claves para muchas especies de animales.

La gran variabilidad en la distribución de los tamaños de parches se debe a los fragmentos menores a 50 ha contenidos en la escala 1:25000 (Cuadro 8). Por otra parte el tamaño promedio de los parches MPS fue superior en la escala 1:200000, el cual reflejó un incremento de casi 13 veces, al compararse con la escala 1:25000 (Cuadro 7), que coincide con un incremento en el número de parches a escala de paisaje y parches de bosques en la escala 1:25000 de aproximadamente 13 veces. La identificación de parches de bosque o con coberturas, es de gran importancia para los organismos que habitan los fragmentos, aunque estos presenten dimensiones menores como los encontrados en la escala 1:25000.

Tomando en cuenta el concepto: multiescala de un paisaje, que desde la percepción de un organismo estos aprecian de forma diferente el paisaje, porque estos perciben su medio ambiente en diferentes escalas, donde probablemente lo que constituye un simple parche de hábitat para un determinado organismo (por ejemplo, un Tigre), puede representar un paisaje para otro (por ejemplo un Perezoso) (McGarigal y Marks 1995), toda información espacial, constituye ser vital para las acciones de conservación. Igualmente considerando el interés sobre el tema de los corredores y enlaces. Bennett (1995), Ramos (2004) y Souders y Hobbs (1991) han coincidido sobre los beneficios potenciales que involucra el mantenimiento de la conectividad de paisajes, el desplazamiento de animales.

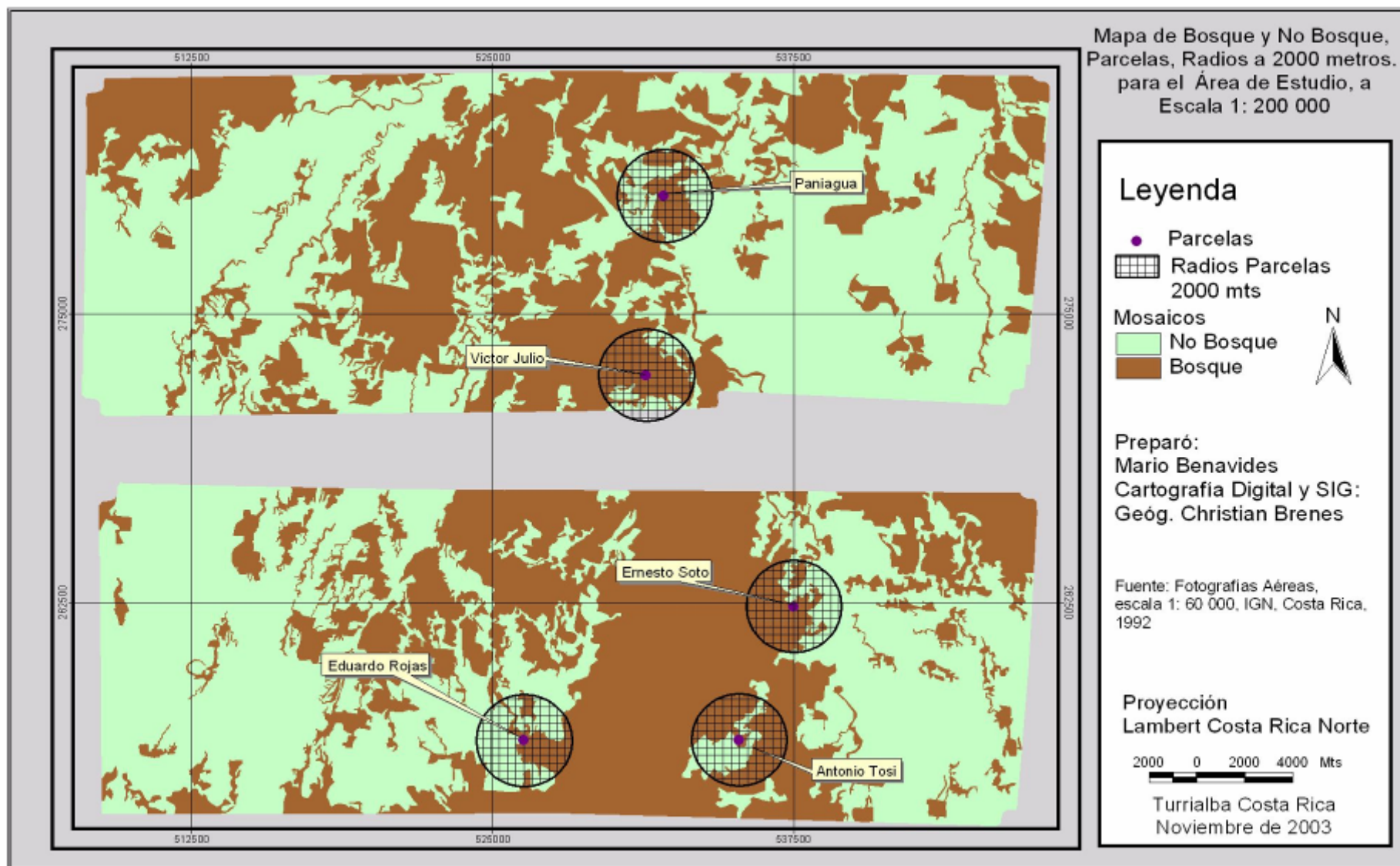


Figura 6. Mapa de la clasificación del paisaje del área de estudio en dos categorías (bosque y no bosque) a escala 1:200000. Zona norte de Costa Rica.

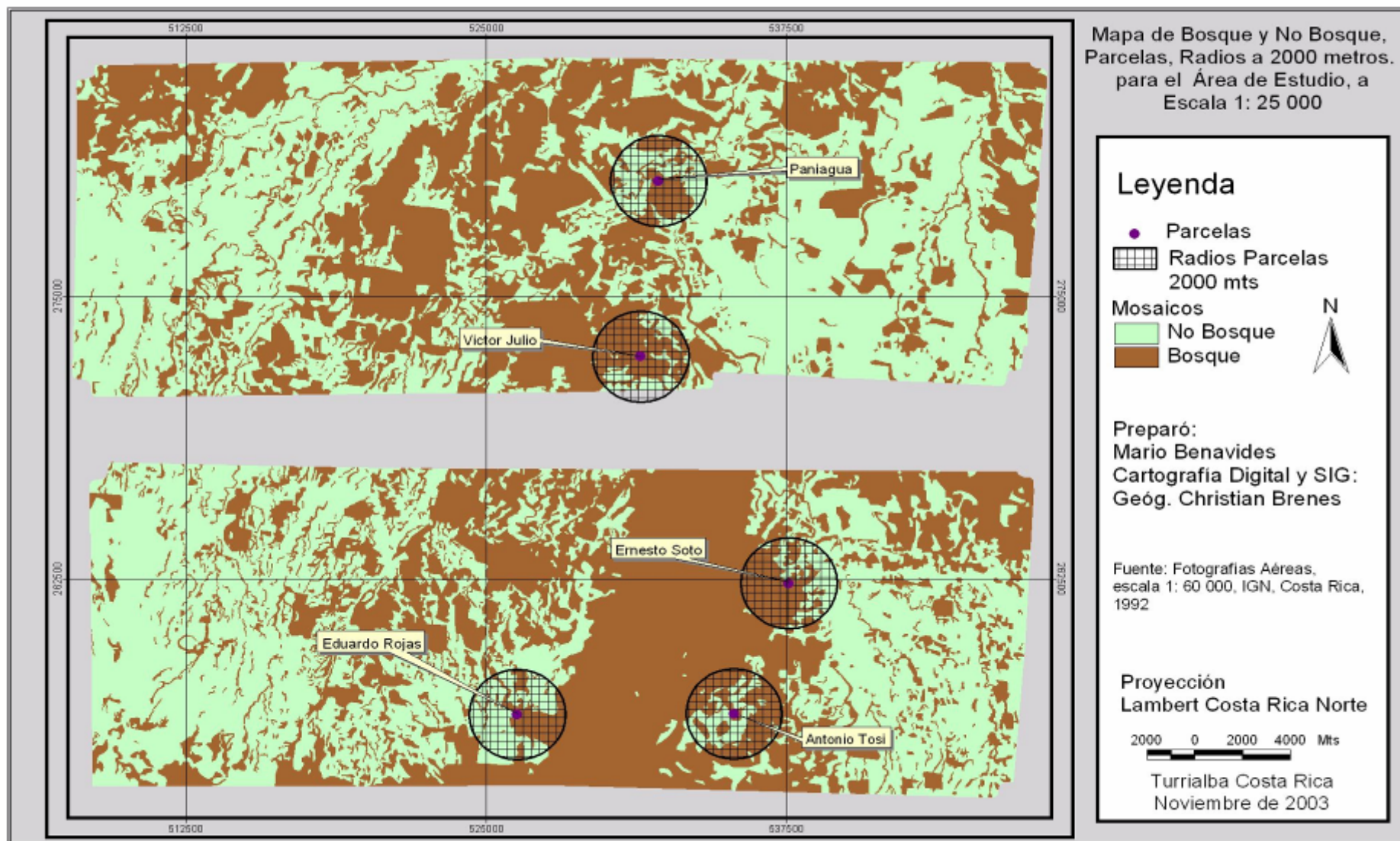


Figura 7. Mapa de la clasificación del paisaje del área de estudio en dos categorías (bosque y no bosque) a escala 1:25000 Zona norte de Costa Rica.

Para analizar los fragmentos de bosques de acuerdo a su tamaño se categorizaron en tres rangos, encontrándose la mayor cantidad de fragmentos en la categoría inferior de 50 ha (Cuadro 8). Esta tendencia, de la concentración de parches de bosques en las categorías menores de clases de tamaños, corresponde a la típica tendencia de los bosques naturales intervenidos en el trópico (Saunders *et ál.* 1991).

En la escala 1:200000 en el rango de tamaño de parches entre 100 – 299 ha y > a 300 ha, se encontraron mayor numero de parches de bosques, debido a que en la escala 1:25000 existe una mayor resolución y detalle, por efecto de la UMM (Figuras 6 y 7).

Cuadro 8. Categorías de tamaños de parches de bosque en hectáreas, existente a escala 1:200000 y 1:25000.

Escalas	0.5 – 49	50 - 99	100 - 299	>300	Total
1:200000	0	35	22	16	73
1:25000	881	35	21	13	950

La mayor cantidad de parches pequeños es probablemente un indicador de la presión a la que el ecosistema forestal está sometido debido a actividades antropogénicas (Butterfield 1994a y Montagnini 1994). Como se ha señalado los fragmentos de bosques de la categoría menor cumplen una función ecológica muy importante, en la dispersión de semillas, polen y la conectividad ecológica. Sin embargo, se debe de tener mucho cuidado con la interpretación de esta información del paisaje, debido a que la fragmentación y el aislamiento de árboles, crean ciertas limitaciones biológicas como el movimiento de polen (Aizen y Feinsinger 1994).

Considerando ambas escalas, se aprecia un corredor ubicado en el centro del paisaje (Figuras 6 y 7), lo cual tiene una gran importancia ecológica desde el punto de la conectividad ecológica con otras zonas de importancia como: el Parque Nacional Braulio Carrillo, la Estación Biológica La Selva, el Parque Nacional Tortuguero entre otras (Anexo 1). Aunque para el actual estudio no es prioritaria la identificación de corredores en el paisaje, si es importante recalcar este tipo de características del paisaje, debido a que con esta información, referente al arreglo espacial de fragmentos se podrían generar futuras investigación o propuestas de manejo en dicha zona. Coincidiendo con esto, Ramos (2004), identificó en la zona norte de Costa Rica, áreas de interés para la conservación y delimitar las trayectorias más cortas para lograr la conexión entre estas áreas, a través de sitios menos hostiles para el movimiento de organismos.

4.2. Forma de los parches

Patch analyst genera varias estadísticas que cuantifican la configuración del paisaje en términos de su complejidad presentado por un determinado parche a nivel de paisaje y clase. El índice de forma ($F=P/ (2\pi * \sqrt{A/ \pi})$), consta de una relación entre el perímetro y el área del polígono, tiene un valor igual a 1, cuando el polígono es cuadrado y aumenta su valor conforme aumenta la complejidad de la forma del polígono o dimensión fractal. Se utiliza el formato de un cuadrado cuando se trabaja en la versión “raster”. *Fractal* es un término geométrico que describe la estructura de todas las escalas espaciales, de esta forma el grado de complejidad de un polígono es caracterizado por la dimensión fractal (Mandelbrot 1989, citado por Mcgarigal y Marks 1994). Es decir el índice de forma mide la diferencia entre la forma más compacta para un parche de tamaño dado (sea un círculo o un cuadrado, dependiendo del uso de vectores o imágenes como fuente de datos básicos) y la forma presentada por el parche en el mapa base.

4.2.1. Categoría de paisaje

El índice de forma promedio (MSI) fue mayor en la escala 1:200000, debido a la complejidad y la dimensión de parches, contrario a la escala 1:25000 (Cuadro 9). En el Cuadro 8, se encuentran los resultados de la cantidad de los parches de bosque por rangos, que fue un criterio muy importante en la estimación de los índices de forma a nivel de paisaje y parches de bosques. Correa Do Carmo (2001), encontró una similar relación del índice de forma con tamaños de parches.

A escala 1:200000 presentó formas más irregulares que los parches a escala 1:25000 (Cuadro 9), esto es debido a que este índice es sensible a la relación área – perímetro, siendo los parches de bosque en la escala 1:200000 mayores. Aunque los valores de la dimensión fractal promedio ponderado por área de los parches (AWMPFD) y el índice de forma promedio por área (AWMSI) fueron mayor en la escala 1:25000, diferente al valor del índice de forma promedio de parches (MSI), esto sugiere que existe mayor incidencia o efecto del valor de los parches de mayor extensión (en relación al área y su perímetro), en relación con los parches de menor extensión en la estimación del valor del índice de forma promedio de los parches (MSI) (Cuadro 9). Por ejemplo en la escala 1:25000, los fragmentos de mayor área, son los que están incidiendo mayormente en la determinación de los índices AWMSI y AWMPFD.

Cuadro 9. Índices de forma y dimensión fractal calculados para la categoría en paisaje a escala 1:200000 y 1:25000.

Escala	Índice de Forma Promedio MSI	Índice de forma Promedio pesado/área AWMSI	Dimensión Fractal Promedio MPFD	Dimensión fractal promedio pesado/ área AWMPFD
1:200000	3.62	8.77	1.16	1.23
1:25000	1.90	13.60	1.09	1.26

Esto no representa una contradicción, más bien entre los índices antes señalados, se nota correspondencia, esto analizando los datos del índice de forma promedio y la dimensión fractal promedio en las dos escalas, donde los parches en escala 1:200000 fueron más irregulares (Cuadro 9 y Figuras 9 y 10).

4.2.2. Categoría parches de bosque

Los fragmentos de bosque a escala 1:200000 presentaron valores de forma con mayor complejidad, por presentar fragmentos de mayor tamaño lo cual incrementa el valor del área y su perímetro. Este criterio se refleja con los valores de la dimensión fractal promedio (MPFD), el cual los fragmentos de bosque a escala 1:25000 resultaron ser más regulares, por ser de menor tamaño, lo que se debió a la incidencia de los fragmentos menores a 50 hectáreas (Cuadros 7, 8, 9 y Figura 8). Los valores de forma son de gran importancia debido a que esta medida constituye ser un patrón del paisaje, que nos permite predecir la funcionalidad de los parches y la estabilidad de los parches en un paisaje, esto porque valores más bajos en un paisaje natural indican mayor estabilidad (Forman 1995).

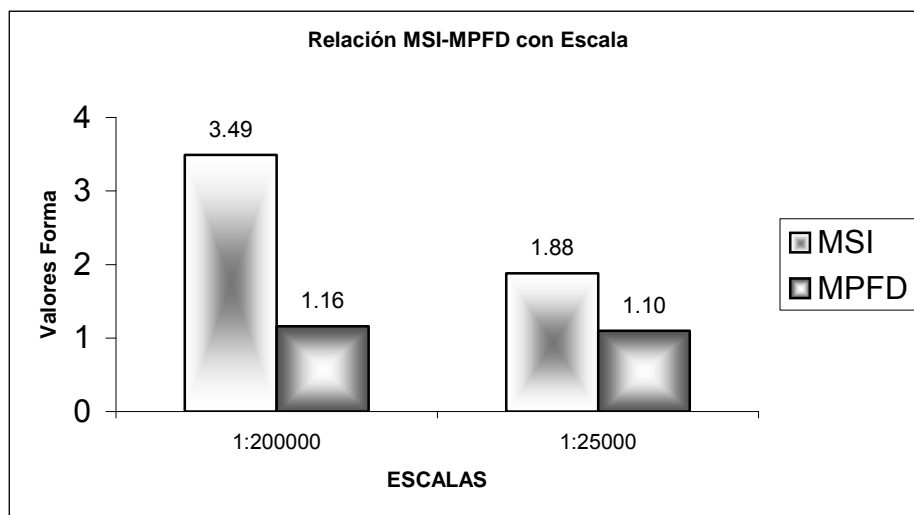
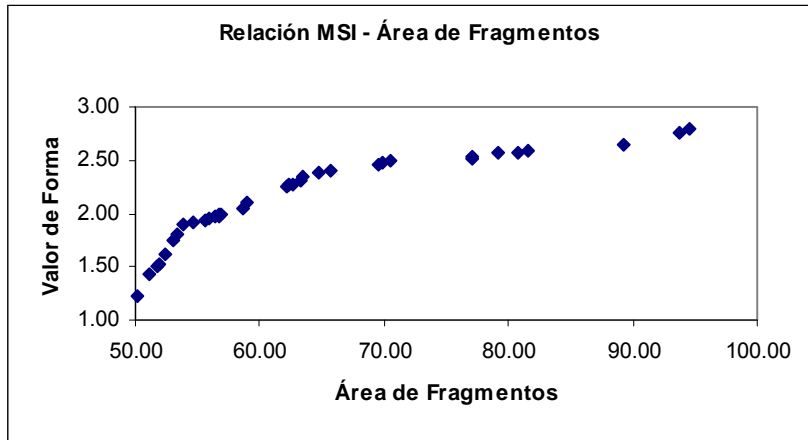


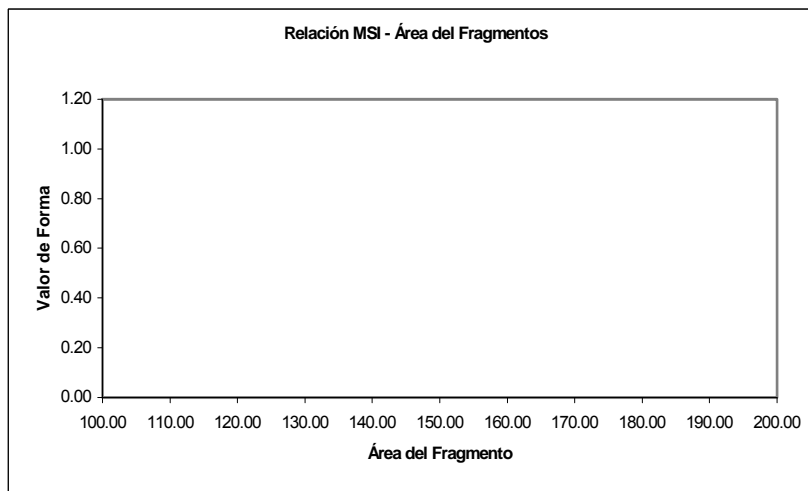
Figura 8. Comportamiento del índice de forma promedio (MSI) y dimensión fractal promedio (MPFD) a escala a 1:200000 y 1:25000 a nivel de parches de bosque.

En las Figuras 9 y 10 se muestran como cambia el valor del MSI de acuerdo al incremento tamaño del fragmento. Los valores mayores de MSI se presentaron en el rango de ≥ 300 que reflejó valores entre 4.5 – 11 (Figura 9 C y Figura 10 C) y los menores entre ≥ 0.5 ha - ≤ 50 ha, con valores entre 1 – 3 (Figura 9 A y 10 A). De esta manera los parches de mayor tamaño tendrán un valor de MSI mayor debido al efecto del área y el perímetro. Sin embargo cada parche, de acuerdo a su dimensión, cumple una función ecológicamente importante para la biodiversidad y todo el sistema (Forman 1995 y Katan y Álvarez - López 1996.)

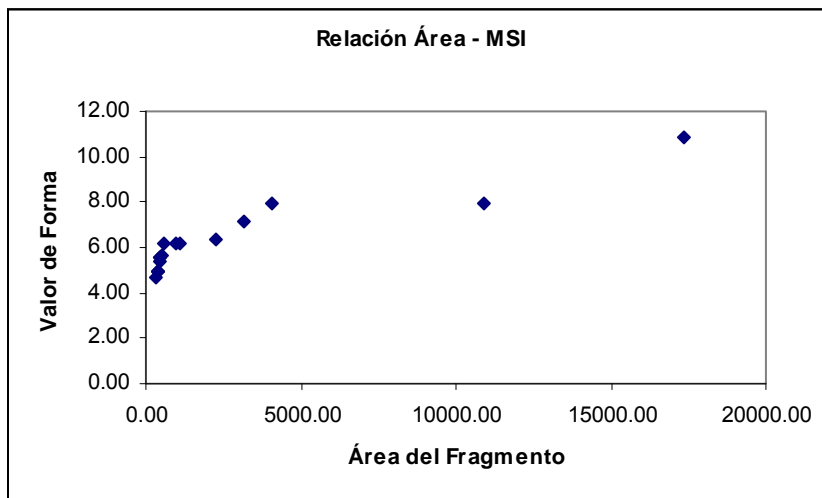
Por ejemplo en la Figura 9 A, se aprecia como los valores más bajos de forma (valores del MSI cercanos a 1) son para los parches < 55 ha y los valores de forma más altos corresponden a los fragmentos arriba de las 90 hectáreas. Coincidiendo con el criterio de que este parámetro es sensible a la relación: área – perímetro. De tal manera que en la medida que los parches o fragmentos tienen mayor área, igualmente va aumentando su índice de forma, es decir son directamente proporcional.



A)



B)



C)

Figura 9. Relación área de parches de bosques e índices de forma para los parches de bosques a escala 1:200000. A = rango 50 ha – 99, B = rango 100 ha - 299 ha, C = \geq 300 ha.

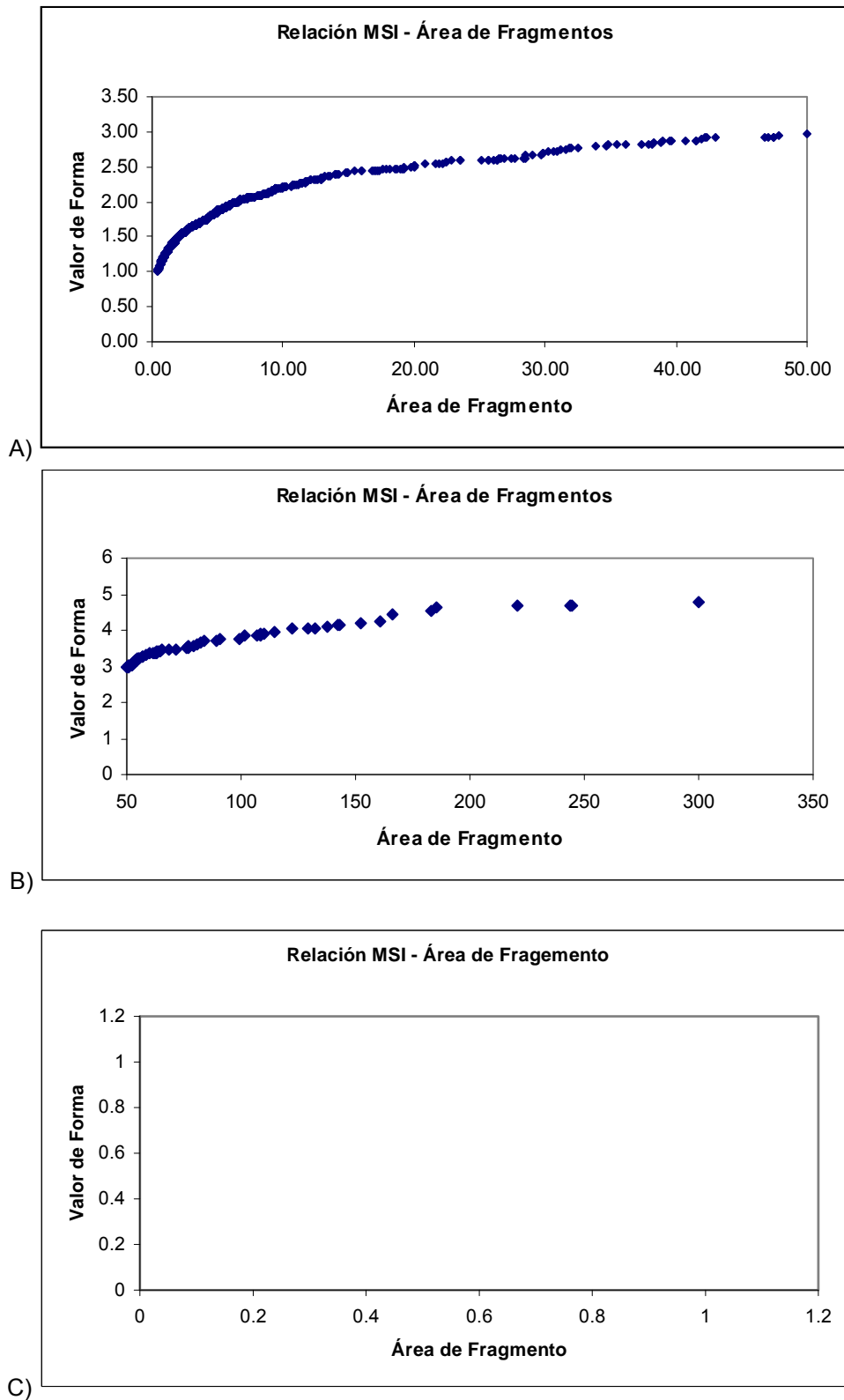


Figura 10. Relación área de parches de bosques e índices de forma para los parches de bosques a escala 1:25000. A = rango 0.5 ha – 49 ha, B = 50 ha – 299 ha, C = \geq 300 ha.

4.3. Medidas de Área Interior

4.4. Criterios generales

El área del núcleo de un parche es el área interior del parche que no sufre el efecto de los cambios microclimáticos presentado en el borde de un fragmento de bosque. Una de las principales connotaciones que posee este parámetro es su relación con el efecto de borde en los fragmentos de bosque, de esta manera se puede estimar la reducción del área de bosque en fragmentos (McGarigal y Marks 1994). Este criterio se confirma en base a estudios científicos realizados en la amazonía, donde se ha estimado que el efecto de borde se ha visto influenciado en la vegetación en distancias que varían de 100 a 300 metros de bosques tropicales (Bierregaard Jr. R. *et ál.* 1992).

4.4.1. Categoría de parches de bosque

Tomando como distancias de borde 100 m. y 300 m hacia el interior del parche. se estimó el área interior en las dos escalas. La escala 1:25000 presentó mayor área de bosque, no así el área interior total, donde en fragmentos menores a 50 ha, con borde de 100 m, originó pequeñas áreas núcleos que estuvo en los rangos de: 0.001 a 5.8 ha, en un total de 109 fragmentos, con área interior total en este rango de 590.10 ha. Con un borde de 300 m a escala 1:25000 solamente un fragmento de bosque menor a 50 ha, presentó área interior (46.7 ha = 0.26 ha área núcleo). En la escala 1:200000 dado que todos los fragmentos fueron ≥ 50 ha. generaron área núcleo, tanto a 100 m y 300 m de borde. La diferencia del área núcleo según la escala, refleja mayores valores en la escala 1:200000 considerando los bordes 100 m. y 300 m, lo que es debido que a esta escala se presentan fragmentos de mayor tamaño, que la escala 1:25000.

Cuadro 10. Índices de área interior calculados para la categoría parches de bosque. Zona Norte, Costa Rica. En base a fotografía aéreas (1992).

ESCALAS	Distancia de borde (m)	Área Total de bosque (ha)	Área total del núcleo (ha) TCA	Área promedio del núcleo (ha) MCA	Número de áreas de interior NCA	Índice del área total del núcleo (%) TCAI	DS del área del núcleo CASD ¹	CV del área del núcleo (%) CACOV ²
1:200000	300	49085.2	20704.1	591.5	95	42.1	1977.1	329.8
	100		34241.5	489.1	321	69.7	1949.2	406.7
1:25000	300	51804.0	13270.2	414.6	161	25.6	1489.1	359.1
	100		28619.0	161.6	659	55.2	1065.7	635.5

¹ DS, Desviación estandar del área del núcleo. ² CV, Coeficiente de variación del área del núcleo.

Los resultados del Cuadro 10, presentan los patrones de paisajes que varían basados en las distancias para definir el área interior. De acuerdo al índice del área interior total del núcleo (TCAI) en las escalas 1:200000 y 1:25000, este osciló entre un 69.7 % y un 25.6 % del área total de bosque, considerando bordes de 100 m. y 300 m. respectivamente. Esto significa que el porcentaje de hábitat de núcleo intacto contenido en el paisaje se encuentra en este rango para las dos escalas. Este índice es de mucha relevancia, considerando la especialización y preferencia de hábitat interior de muchos organismos en los fragmentos de bosques, además los fragmentos con mayor área núcleo, se espera que la diversidad de organismos sea mayor, constituyendo hábitat más adecuado (Laurance *et ál.* 1997).

El área total del núcleo sugiere que a escala 1:25000 el paisaje se percibe más fragmentado, lo que se confirma con el número de áreas de núcleo (NCA), donde a escala 1:25000 se encontró aproximadamente el doble de NCA en relación con la escala 1:200000, lo cual está relacionado con la reducción del área interior en la escala 1:25000 (Cuadro 10 y Figura 11). Con el índice NCA se puede estimar que tan fragmentado o conservado se encuentra un paisaje (McGarigal y Marks 1994).

Es importante recalcar que en la escala 1:200000 donde hay menos detalle, en relación con la escala 1:25000, se presenta mayor área núcleo, precisamente porque no toma en cuenta una gran cantidad de parches de bosques que se encuentran por debajo de las 50 ha. Es importante puntualizar que al generar este índice en el programa, los claros ubicados en los fragmentos de bosques tienen gran incidencia. Esto no significa que la apreciación o el punto de vista sea incorrecto a esa escala (1:200000), sino que es menos preciso en la determinación de este tipo de índices, lo cual es de gran importancia, partiendo que en muchas ocasiones se pueden hacer predicciones sobre el comportamiento de especies que viven en los fragmentos de bosques, basado en el la reducción del área del hábitat (Schumaker 1996).

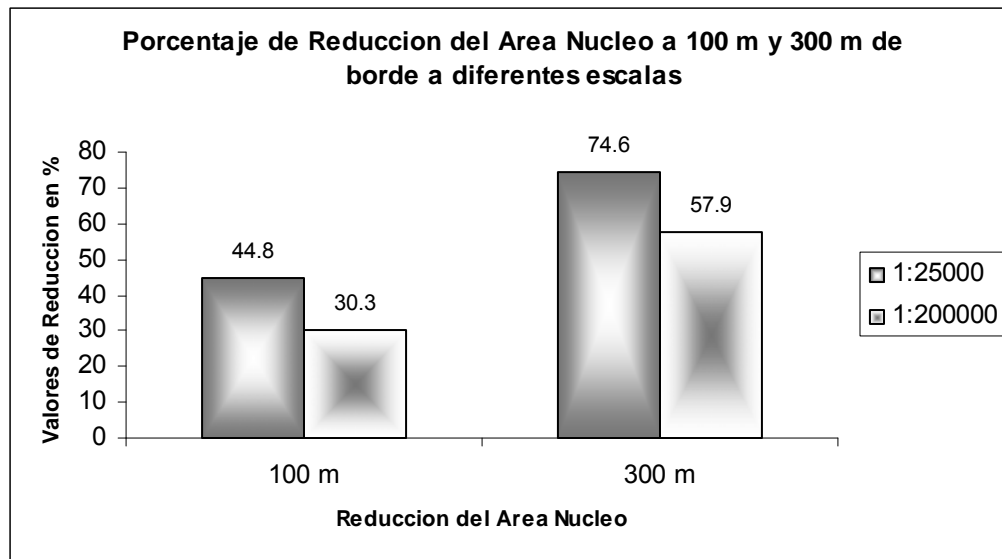


Figura 11. Porcentaje de reducción del área núcleo con distancias de borde a 100 m y 300 m a escala 1:200000 y 1:25000.

La desviación estándar del área del núcleo (CASD) en la escala 1:200000 es mayor, debido a que a esta escala se encuentran parches de mayor tamaño, lo cual generan áreas núcleos con mayor área en las dos distancias de bordes establecidos, sin embargo este tipo de índices por si solo no son indicativos, si no se relacionan con otros índices como en área del núcleo de cada parche y el área del parche. El coeficiente de variación del área del núcleo (CACOV) que mide la variabilidad relativa, lo cual indica que la variabilidad del área del núcleo es mayor con la distancia de borde de 100 m considerando las dos escalas evaluadas, con un paisaje más fragmentado a escala 1:25000 (Cuadro 10).

La variación del comportamiento del efecto de borde varía en hábitats, concretamente para aquellas especies que se encuentran en proceso de sucesión y que requieren más hábitat, donde el efecto de borde es más drástico (Kapos *et ál.* 1997). De esta manera la incidencia en el ecosistema estará definida por las condiciones ambientales y climatológicas que lo originen, donde dependiendo del grado afectación, también así afectará a los organismos que necesitan de esta parte del ecosistema.

4.5. Medidas de aislamiento y proximidad

Para la determinación de los índices aislamiento y proximidad, se consideraron los parches de bosques contenidos en el paisaje en las dos escalas evaluadas. De acuerdo a esto la distancia y la cantidad de parches de bosques según las escalas reflejaron valores distintos por la distribución de estos en el paisaje. Se estimaron ambos índices, considerando la distancia entre el parche focal y

cada uno de los otros parches dentro del radio de 2 km y así obtener un valor promedio en el paisaje. Esto permite estimar distancias promedio de los parches adyacentes que pertenecen a la misma categoría a escalas 1:25000 y 1:200000.

4.5.1. Parches de bosque

En un paisaje que se encuentra fragmentado, la distancia entre los fragmentos de las diferentes categorías de ecosistemas será un factor crítico en la estructura de las poblaciones (Laurance 1994). A nivel de parches de bosque, se estimó la distancia del vecino más próximo en una distancia de 2000 metros. Considerando las distancias entre parches de bosques o distancia al vecino más próximo de su misma clase (MNN), reveló que existe una mayor probabilidad de encontrar parches de bosque a escala 1:25000 que a 1:20000, donde en esta última la distancia se incrementó el doble, lo cual es un reflejo de un mayor aislamiento, que se reafirma con los mapas digitales (Figuras 6, 7 y 12).

Esto sugiere que para la evaluación en un paisaje con organismos que necesitan pequeñas distancias para movilizarse y fragmentos pequeños (< 50 ha) es más aplicable y práctico la utilización de fotografías aéreas con escalas como la escala 1:25000 (Figura 6, 7 y 12). El aislamiento de los fragmentos explica porque un ecosistema fragmentado contienen pocos organismos como aves en relación con hábitats que se encuentran cercanos (Forman, 1995). Esto también por el argumento técnico de la mayor resolución, ya que con este sensor existe mayor grado de detalle al momento de analizar el paisaje de un determinado ecosistema (Comunicación personal Jeffrey Jones, CATIE, Febrero del 2004).

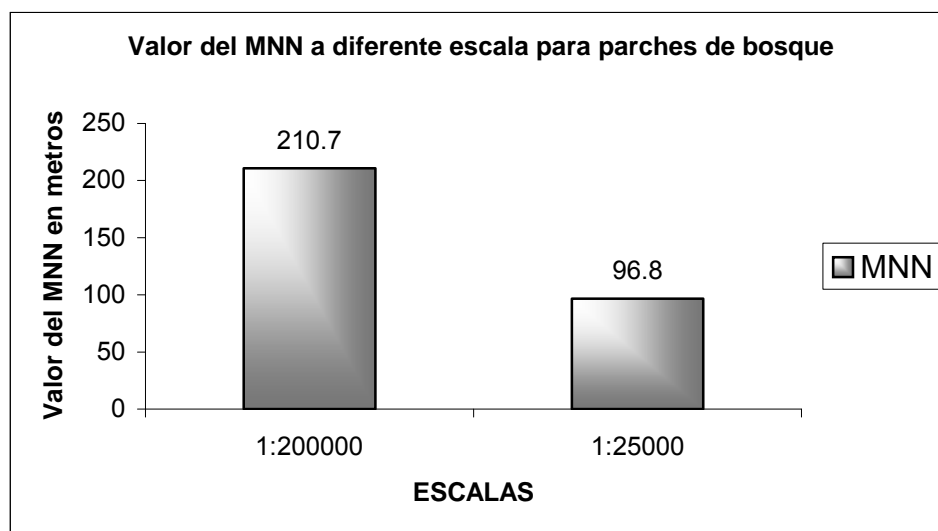


Figura 12. Comportamiento del valor del índice del vecino más próximo (MNN) para la categoría parches de bosque a escala 1:200000 y 1:25000.

Este índice que cuantifica el contexto espacial de los parches de hábitat en relación a sus vecinos, evalúa el esparcimiento de los pequeños parches de hábitat. Basado en un radio de búsqueda de 2000 m a partir de un parche focal, según los resultados reflejó que el paisaje se encontró más fragmentado, a escala 1:25000 (Figura 6, 7 y 13). El valor del MPI es mayor en la escala 1:200000 debido a que el paisaje a esta escala no se logran identificar los fragmentos menores a 50 ha, que son los de mayor número y que se encuentran en gran cantidad en el paisaje a como se presenta en la escala 1:25000.

El aislamiento de los parches de hábitat es un factor crítico en la dinámica de la estructura espacial de poblaciones por las distancias que ocupan unos de otros en un paisaje, donde interactúan los organismos, el cual sugiere que la dinámica de las plantas locales y animales en los parches están influenciados por la proximidad hacia otras poblaciones de la misma especie o de especies que compiten en un paisaje (Kareiva 1990, MacArthur y Wilson 1967 citado por McGarigal y Marks 1994).

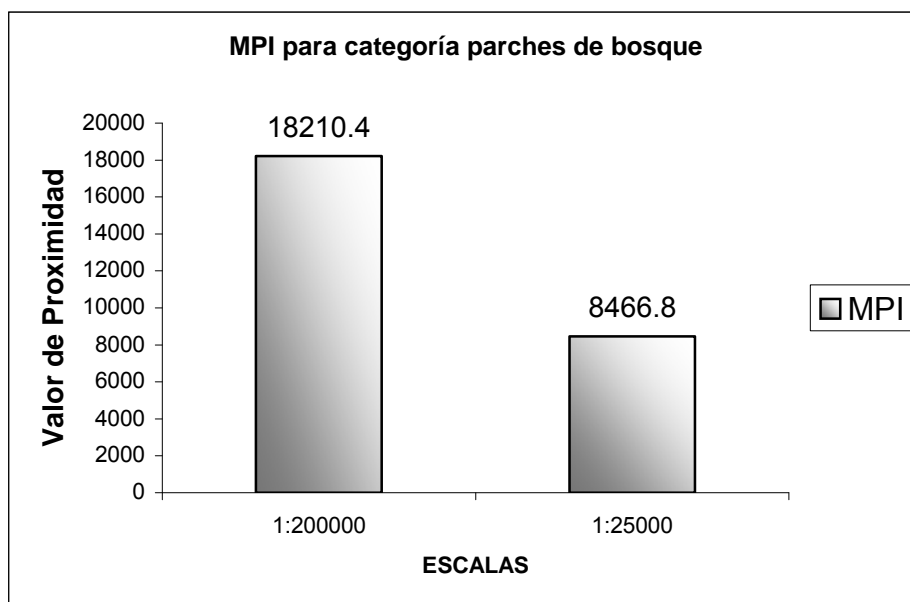


Figura 13. Comportamiento del índice Promedio de Proximidad (MPI), para parches de bosque, a escalas 1:200000 y 1.25000.

La medida de proximidad es de gran importancia ecológica en el paisaje debido a que resultados relacionados a la proximidad de parches de bosques se encuentran relacionados a la dinámica de plantas y poblaciones de animales, por la proximidad con otras subpoblaciones que pertenecen a la misma o diferentes especies (Kareiva (1990) citado por McGarigal y Marks (1994)).

4.5.2. Análisis de parches contenidos en radios

Los valores de proximidad fueron estimados solamente para el área circundante del sitio donde las parcelas permanentes de muestreo georeferenciadas fueron ubicadas en el área de estudio. Se estimaron medidas de área, forma y aislamiento en las dos escalas de trabajo, con la limitante de que los radios no se podían extender más debido a que en algunos casos, el alcance del radio sobrepasaba el borde del mosaico y se traslapaban (Figuras 14 y 15), es por esta razón que no se logró establecer diferentes tamaños de radios, no obstante la cantidad de fragmentos y el área de cada uno varió de acuerdo al sitio, esto debido a que el radio establecido en la escala 1:25000 incluyó más cantidad de parches de bosques, ya que a esta escala reflejaron tamaños menores en relación a la escala 1:200000 (Cuadro 11 y Figuras 14 y 15).

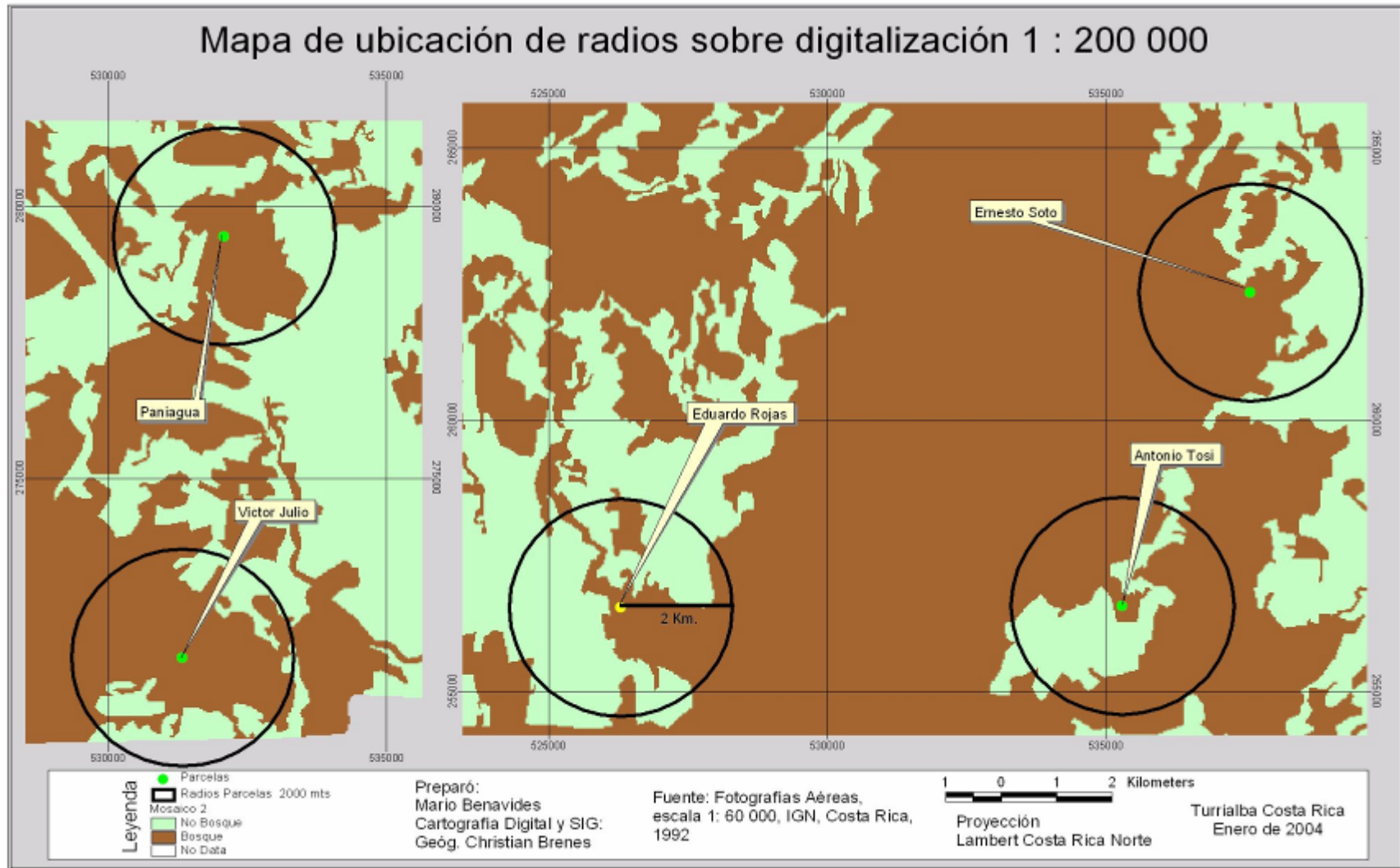


Figura 14. Ubicación de los sitios en el paisaje a escala 1:200000 con una vista ampliada de los fragmentos que cubre el radio de 2 Km. alrededor de las parcelas permanentes de muestreo, establecidas en cada área. Los sitios Paniagua I y Víctor Julio pertenecen al primer mosaico.

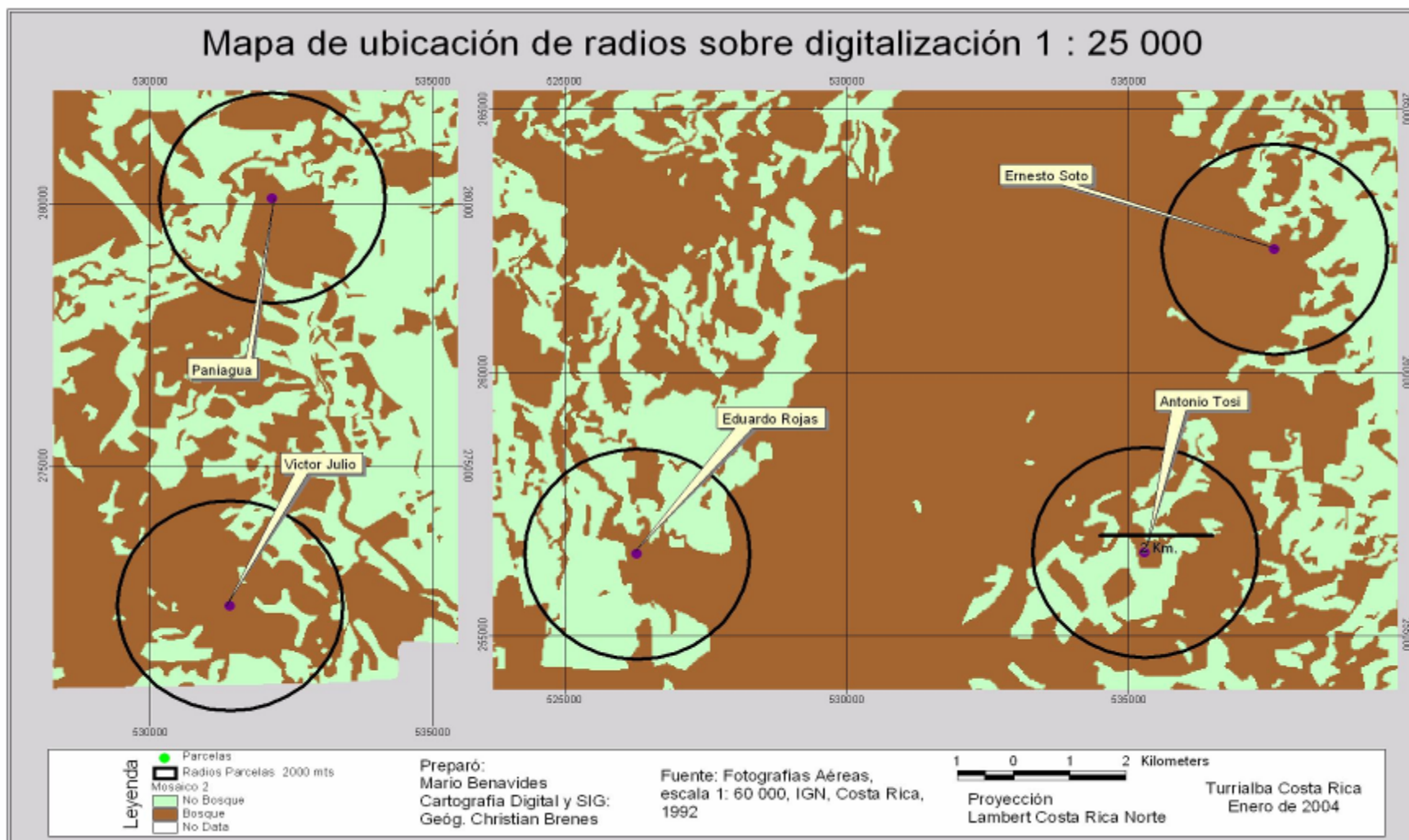


Figura 15. Ubicación de los sitios en el paisaje a escala 1:25000 con una vista ampliada de los fragmentos que cubre el radio de 2 Km. alrededor de las parcelas permanentes de muestreo, establecidas en cada área. Los sitios Paniagua I y Víctor Julio pertenecen al primer mosaico.

Se encontró variación en los índices de descripción de paisaje en las dos escalas, por el número y tamaño de fragmentos evaluados en cada escala según la UMM. La cantidad de fragmentos evaluados en cada sitio (radio) varió según la escala, donde el tamaño promedio de los parches de bosques contenidos en la escala 1:25000 osciló entre 24.28 ha y 284.24 ha, con una variación mayor en el tamaño de los parches de bosques reflejada por la desviación estándar, debido a que en la evaluación se incluyen parches < 50 ha, contrario a la escala 1:200000. De igual manera los valores de complejidad en los fragmentos fueron mayor en la escala 1:200000, debido a que contaban con mayor área y que es sensible a la relación: área - perímetro.

Por otra parte el valor del índice del parche mayor (LPI) fue mayor en la escala 1:200000 debido a que en tres de los cinco sitios estaba contenido por un solo parche, que al momento de estimar los índices de descripción del paisaje (Anexo 4), el programa (Arc View) cortaba varias veces el mismo parche, lo que dependía de la forma e irregularidad del mismo fragmento (Cuadros 11 y 12 y Figuras 14 y 15).

Cuadro 11. Resumen de los principales índices de descripción de paisaje, para la categoría parches de bosque por sitio, a escala 1:200000 en radios de 2 km.

SITIOS	CA (ha)	MPS (ha)	NP	PSSD	PSCOV	MSI	MPFD	MNN (m)	LPI (%)	LSI
Pan. I	635.04	90.72	7	202.98	223.74	1.75	1.08	239.21	92.4	4.17
V. Julio	873.99	873.92	1	0.0	0.0	2.86	1.13	0.0	100.0	--
E.Soto	872.37	290.75	3	209.74	83.40	1.68±1.73	1.07±0.02	76.06	56.07±60.11	2.79
A. Tosi	192.33	379.51	3	472.80	69.97	1.76	1.09	152.89	43.72	3.85
E. Rojas	394.56	75.24	5	198.62	103.30	1.90±0.20	1.09±0.02	390.65	49.87±47.7	2.70

CA= Área de la clase, NP = Número de parches, MPS = Tamaño promedio de parches, MSI = Índice de forma promedio, MPFD = Dimensión fractal promedio del parche, MNN = Distancia al vecino más próximo, LPI = Índice del parche mayor, LSI = Índice de forma del paisaje.

De esta forma el resumen de los principales índices de fragmentación y/o descripción del paisaje a escala 1:25000 y 1:200000 por sitio, que se relacionaron con la información de estructura, composición y diversidad vegetal se detallan en los Cuadros 11 y 12.

Cuadro 12. Resumen de los principales índices de descripción de paisaje para la categoría parches bosque por sitio, a escala 1:25000 en radios de 2 km.

SITIOS	CA (ha)	MPS (ha)	NP	PSSD	PSCOV	MSI	MPFD	MNN (m)	LPI (%)	LSI
Pan. I	612.27	61.23	18	183.90	303.34	1.52±0.3	1.07±0.04	94.92	9.18±27.4	6.11
V. Julio	845.10	140.89	6	339.81	241.25	1.73±1.0	1.07±0.06	83.01	16.67±40.2	4.05
E.Soto	827.64	24.28	14	443.31	155.41	1.80±0.65	1.08±0.05	118.86	20.34±29.3	4.75
A. Tosi	855.96	284.24	5	77.04	317.29	1.62±0.57	1.08±0.04	118.15	4.94±15.0	6.09
E. Rojas	436.50	75.24	23	98.12	130.40	1.40±0.25	1.06±0.02	84.71	9.0±25.8	5.84

4.6. Caracterización florística y estructural de los fragmentos

4.6.1. Estructura de los sitios evaluados

En las 14 parcelas analizadas de 0.3 ha (4.2 ha) se encontró un total de 1809 individuos ≥ 10 cm. de dap. El rango de abundancia promedio de individuos ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) por hectárea fue entre 356 – 489, mientras que los valores de área basal promedio por hectárea oscilaron entre 19 y 30 m² (Cuadro 13). El número de parcelas por sitio y otros aspectos metodológicos se detalló en el acápite 3.1. El sitio Paniagua 1, presentó la mayor densidad de individuos, correspondiendo también con la mayor área basal por ha. La dominancia de individuos en este sitio se debe, a la baja altura que presenta Paniagua I, (promedio - 140 msnm), donde las condiciones edáficas son óptimas para el establecimiento de especies como *P. macroloba*, que fue abundante en este sitio (baja altura y pantanoso), y que es una especie del gremio generalista. Esto coincide con los estudios de Gallego (2002) y Ramos (2004).

La mayor cantidad de individuos evaluados en los sitios pertenecieron a las clases diamétricas inferiores, tal y como se ha encontrado en otros estudios (por ejemplo Perdomo 2001). Esto refleja una distribución en forma de J invertida, típica de los bosques naturales con características de bosques disetáneos (Clark citado por Forero 2001). Otro aspecto importante es la variación en las clases diamétricas en los rangos: 10-19 cm, 20-29 cm y > 60 cm; que al igual que Gallego (2002), encontró diferencias significativas en abundancia en ciertas clases diamétricas, que lo atribuyó a los efectos de aprovechamientos forestales que se han dado en la zona.

Cuadro 13. Número de individuos total (N) / sitio \pm desviación estándar y área basal total (G) promedio por bosque y promedios de abundancia por clase diamétrica para individuos ≥ 10 cm. de DAP en los fragmentos.

SITIOS	CLASES DIAMÉTRICAS EN CM.						N	G
	10-19	20-29	30-39	40-49	50-59	60+		
Paniagua I	290 \pm 4.2	92 \pm 49.4	37 \pm 9.19	29 \pm 2.1	15 \pm 7.0	26 \pm 9.1	489 \pm 44.5	29.8 \pm 3.5
Victor Julio	312 \pm 17.4	94. \pm 12.5	49 \pm 9.8	26 \pm 5.1	10 \pm 7	6 \pm 2.3	479 \pm 14.2	22.7 \pm 1.0
Ernesto Soto	222 \pm 44.5	95 \pm 25.4	65 \pm 16.9	24 \pm 4.9	16 \pm 4.9	12 \pm 7.0	434 \pm 61.5	26.7 \pm 1.1
Antonio Tosi	254 \pm 80.6	66 \pm 24.0	33 \pm 12.9	27 \pm 2.8	13 \pm 4.7	14 \pm 9.2	407 \pm 106.5	23.5 \pm 2.1
Edgar Rojas	209 \pm 41.3	89 \pm 17.0	28 \pm 4.0	12 \pm 8.5	7 \pm 2.3	11 \pm 10.1	356 \pm 58.0	19 \pm 4.0

*N = Número de Individuos por hectárea; G = Área basal total por hectárea

El área basal promedio tomando en cuenta los 5 tipos de bosques, fue de 24.23 m² / ha, con un desviación estándar de \pm 4.25, lo cual es típico de los bosques primarios de esa zona, donde el porcentaje del área basal del total para las heliófitas efímeras y palmas fue de 1.6% y 2.10% respectivamente, que no llegó a alcanzar 1 m² / ha. (Figura 16). Este bajo porcentaje de estos dos gremios, se debe a que las PPM, dentro del levantamiento forestal, fueron diseñadas por FUNDECOR, para efectos de inventario y de manejo forestal y no diseñadas para los objetivos del actual estudio, lo cual constituyó una limitante, para el procesamiento de información contenida en la base de datos y es por esta razón que no se considera de mucha importancia la identificación de los individuos que pertenecen a este gremio.

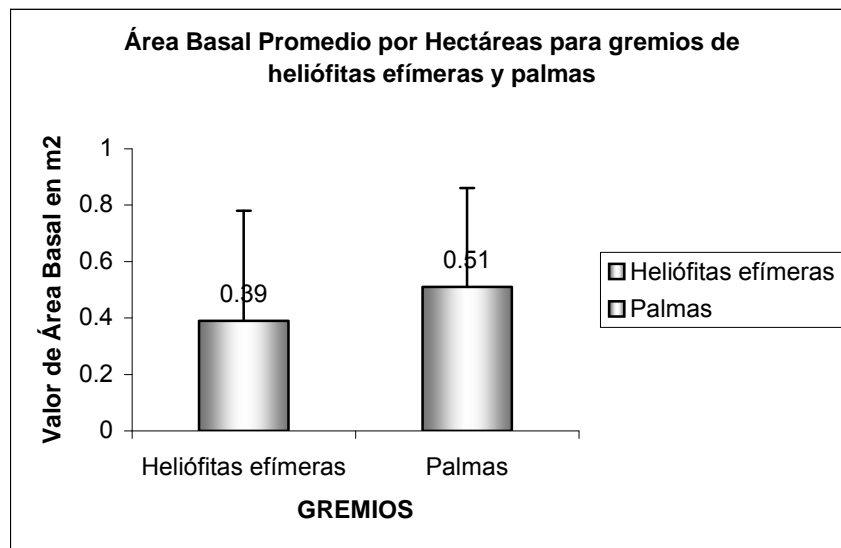


Figura 16. Área basal promedio y desviación estándar de gremios heliófitas efímeras y palmas, en fragmentos de los bosques evaluados.

En cuanto al análisis por grupo ecológico, se tiene que el gremio de palmas presentó un ligero incremento de la densidad de individuos por hectárea en comparación con el gremio de heliófitas efímeras. Esto podría ser un indicativo de que las PPM se encuentran más hacia el interior del bosque que en áreas de borde, este argumento es respaldado por estudios como el de Forero (2001), el cual demuestran que las palmas son más abundantes hacia el interior de los fragmentos de bosques y no en el borde.

El índice de valor de importancia (IVI) fue menor en el sitio Edgar Rojas en los dos gremios: heliófitas efímeras y palmas, debido a que este sitio presentó la menor densidad promedio (Cuadro 14). Con esto también refleja que aproximadamente el otro 90% del IVI, está compuesto por otros gremios, característica típica de bosques primarios (generalistas, heliófitas durables, intermedias).

Cuadro 14. Abundancias promedio, desviaciones estándar e IVI por hectárea de heliófitas efímeras y palmas para cada uno de los sitios de bosque evaluados.

SITIOS	HELIÓFITAS EFÍMERAS	IVI	PALMAS	IVI
Paniagua I	5 ± 1.7	7.4	8 ± 5.0	8.9
Víctor Julio	4 ± 3.0	8.2	12 ± 2.9	10.1
Ernesto Soto	6 ± 1.6	8.9	4 ± 2.8	7.1
Antonio Tosi	2 ± 1.2	4.7	13 ± 13.2	10.3
Edgar Rojas	1.1 ± 0	2.8	1.1 ± 1.1	2.5

4.6.2. Riqueza, composición y diversidad de especies

4.6.2.1. Palmas y heliófitas efímeras

Se encontró variación entre bosques, tomando en cuenta la riqueza de especies de los gremios heliófitas efímeras y palmas, tal y como se observa en el Cuadro 15. En total se registraron 8 especies de heliófitas efímeras. La especie *Cecropia insignis* (heliófitas efímera), fue la única especie que se encontró en los 5 sitios evaluados, aunque no fue necesariamente la especie más abundante en los sitios (Anexo 5). Dentro del grupo de heliófitas efímeras (HE) encontradas en los bosques destacan, además de *Croton insignis*, *Croton smithianus*, *Ochroma pyramidale*, *Croton schiedeanus*, *Vismia sp* y *Heliocarpus sp* (Anexo 5). Los bosques Ernesto Soto y Víctor Julio se muestran con un mayor número de especies HE, comparado con, por ejemplo, Edgar Rojas.

Cuadro 15. Número de especies de heliófitas efímeras y palmas por hectáreas encontradas en los sitios evaluados.

SITIOS	N° de Parcelas de 0.3 ha	N° de Especies Heliófitas efímeras	N° de Especies Palmas
Paniagua I	2	3	5
Víctor Julio	3	5	4
Ernesto Soto	2	4	3
Antonio Tosi	4	2	3
Edgar Rojas	3	2	1

Esto se puede explicar debido a que el bosque Edgar Rojas se encuentra bajo conservación, distinto a los otros tipos de bosques que han sido aprovechados y están siendo manejados silviculturalmente a como se detalló en el acápite 3.1. Para el grupo palmas destacan las especies *Socratea exorrhiza*, *Welfia regia*, *Iriartea deltoidea* y *Euterpe precatoria*, todas especies comunes de los bosques de la zona. De este grupo, la especie *Socratea exorrhiza* se encontró en los cinco sitios evaluados (Anexo 5).

4.6.2.2. Especies Comerciales

En la Figura 17, se observan valores promedios del número de especies comerciales (deseables y aceptables) en 0.3 ha para cada uno de los bosques estudiados, siendo el sitio Paniagua I, más rico en especies comerciales, con un promedio de 15 especies y el de menor valor le correspondió al sitio Edgar Rojas.

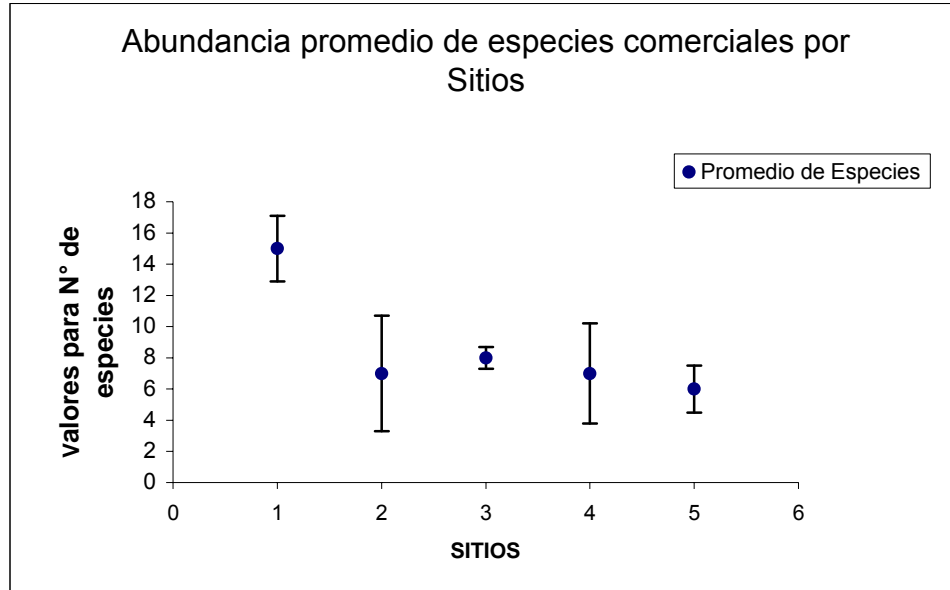


Figura 17. Número promedio y desviación estándar de especies comerciales deseables y aceptables por bosque en los fragmentos evaluados.
 1= Paniagua I; 2 = Víctor Julio; 3 = Ernesto Soto; 4 = Antonio Tosi; 5 = Edgar Rojas.

Se estimaron valores promedio en 0.3 ha para los índices de diversidad de Shannon (H'), Simpson (D') y Alfa de Fisher (α), para cada una de los sitios, considerando solo las especies comerciales (deseables y aceptables) (Anexo 3 y Cuadro 17).

Se encontró correspondencia entre dos de los índices estimados a la hora de establecer cuál bosque fue el más diverso y cual el menos diverso. Por ejemplo, de acuerdo al índice de alfa de Fisher y de Simpson el bosque con mayor diversidad fue el sitio Edgar Rojas, en tanto Shannon ubica a Antonio Tosi como el más diverso (Cuadro 16).

De manera general, los índices de diversidad vegetal coinciden cuando se comparan entre estos, las diferencias se deben básicamente a los parámetros en los cuales cada uno de estos evalúan para determinar el valor de dicho índice. El índice de diversidad H' de Shannon, está relacionado con la riqueza de especies y es sensible a la abundancia de especies consideradas raras. Para D' de Simpson, es sensible a la abundancia de especies y menos sensible a la riqueza de especies y α de Fisher, es sensible al número de individuos y de especies (Magurran 1988).

Cuadro 16. Medias (desviación estándar) de índices de diversidad: Simpson (D'), Shannon (H') y Fisher (∞), solamente para especies comerciales: aceptables y deseables para cada uno de los sitios.

Índices de diversidad	Paniagua	Víctor Julio	Ernesto Soto	Antonio Tosi	Edgar Rojas
∞	6.60 (0.52)	6.06 (1.60)	5.73 (0.22)	3.01 (0.82)	14.12 (8.25)
H'	1.73 (0.15)	2.09 (0.19)	1.85 (0.18)	1.26 (0.51)	1.81 (0.10)
D'	0.30 (0.06)	0.08 (0.06)	0.12 (0.04)	0.55 (0.15)	0.05 (0.02)

Tomando en cuenta que el número de individuos desconocidos en nuestro estudio es considerablemente alto y partiendo del estudio de Foody y Cutler (2003), en donde evaluaron diversidad vegetal a partir de especies comerciales ≥ 20 cm DAP se consideró incluir la información de las 36 parcelas del estudio de Forero (2001), que cuenta con casi un 100% de individuos identificados y en base a esta información, determinar si existe relación entre el número de especies totales y el número de especies comerciales (deseables y aceptables).

Se encontró que existe una relación directa, aunque débil, ya que se obtuvo un coeficiente de correlación ($r^2 = 0.27$) (Anexo 6). Aunque este coeficiente es bajo, es aceptable, tomando en cuenta, que en los estudios de ecología de paisaje se hace difícil evaluar otras covariables debido a factores de: tiempo, logísticos y económicos, al igual que existen muchos otros factores (edáficos por ejemplo) que influyen en la composición y estructura de la población vegetal.

El modelo matemático fue el siguiente:

$$Y = b_0 + b_1 x \quad Y = 4.35639 + 0.19 x$$

Donde:

Y = Especies Comerciales

b_0 = Intercepto

b_1 = Pendiente

x = Especies Totales

Los valores de los parámetros del modelo de regresión simple fueron los siguientes: intercepto = 0.1027 (no significativa) y pendiente = 0.0011 (significativa). Se comprobaron los supuestos de la normalidad y homocedasticidad, donde ambos supuestos se cumplen.

No se puede precisar el impacto del tamaño de los fragmentos sobre la diversidad del bosque ya que las parcelas quedaron ubicadas de manera casual en fragmentos que se encontraron en el centro del corredor o ubicado en el centro del paisaje y no inmersos en la matriz del paisaje, que no era objetivo de este estudio determinar cuales fragmentos o tipos de bosques eran más diversos. Se sabe que la

perturbación y la fragmentación de hábitat afecta la diversidad vegetal, como lo afirma Metzger (2000), así como el tamaño de los fragmentos de bosques está fuertemente relacionado con la riqueza y la abundancia de especies, donde concluye que características como la riqueza y la abundancia en los fragmentos pueden verse influida por el grado de intervención y el tamaño de los fragmentos (Lawrence *et al.*1997).

Considerando el detalle de los criterios ecológicos antes mencionados se puede concluir que los bosques de esta zona de Costa Rica conforme aumenta el número de especies, serán más ricos en especies comerciales, esto se deriva del coeficiente de correlación ($r^2 = 0.27$), no obstante aunque fue bajo, debido probablemente a que no se evaluaron otros parámetros, sin embargo refleja que existe cierta relación entre ambas variables, lo cual tiene a ser directamente proporcional. Es importante recalcar que se necesitarían realizar más estudios de campo, para determinar el comportamiento de estas dos variables, en diferentes circunstancias.

4.7. Comparación de algunos patrones y componentes de paisajes del estudio actual (Sarapiquí – 2003) con otros estudios de la región.

Los valores de los índices del análisis espacial, permitió comparar parcialmente el patrón del paisaje con otros estudios realizados en Nicaragua (Do Carmo 2001) y Costa Rica (Kramer 1997, Gallo 1999, Gallego 2002; Cuadro 17). Donde se apreció que un elemento fundamental en cada paisaje es el número de parches. Se muestra que en el presente estudio, el número de parches fue el más alto en la escala 1:25000 (UMM = 0.5 ha), con un total de 1281 parches, similar a Sta. Rosa, este último se incorpora el número parches de cuatro categorías evaluadas.

Para la escala 1:200000 (Sarapiquí – 2003) que solamente se encontró un total de 99 parches de bosque, debido a la unidad UMM fue de ≥ 50 hectáreas. En el caso de Sarapiquí (2002) el bajo número de parches, fue debido a que la UMM fue de 7 hectáreas. Para el ADMM y el Sarapiquí – 2003, tienen la misma UMM, pero una diferencia en el número de parches se debe a la diferencia en las extensiones de las área de análisis y al número de coberturas clasificadas en ADMM.

El tamaño promedio de parches (MPS) es mucho más alto para el actual estudio en la escala 1:200000 debido a la UMM (≥ 50 ha), contrario a la escala 1:25000, que la UMM es de 0.5 ha que este índice disminuye considerablemente el cual se asimila al escenario del ADMM, debido al valor de la

UMM que son similares. Con un valor más bajo del MPS en Sta. Rosa, debido a la resolución espacial y que evalúa 4 categorías de ecosistemas y más alto en Sarapiquí 2002, este último debido a la UMM. La complejidad de parches es equivalente en Sta. Rosa, ADMM y Sarapiquí 2002, aunque, Sarapiquí 2003 en la escala 1:200000, reflejó mayor complejidad, debido a la incorporación de parches más grandes, ya que este índice es sensible al incremento del perímetro.

La distancia al vecino más próximo, es similar en Sta. Rosa, ADMM y Sarapiquí (2003) a escala 1:25000 esto por la resolución y la UMM, pero diferente a Sarapiquí 2002, que se debe al área evaluada que fue superior a los demás escenarios, la UMM y los diferentes ecosistemas evaluados. Por otra parte la desviación estándar del tamaño de bosques es mayor Sarapiquí – 2003 debido a la gran diferencia en los tamaños de parches de bosques, el cual en la escala 1:200000 el rango oscila entre 50 ha – 17,379.1ha (Cuadro 17).

Para marcar un contexto de referencia, se analiza dos categorías de estudios según la escala de trabajo en: grande y pequeña. Los estudios que son considerados con una escala pequeña son: Sarapiquí (2002) y Sarapiquí (2003) a escala 1:200000. El otro grupo lo componen el ADMM, Sta. Rosa y Sarapiquí (2003) a escala 1:25000. Así el primer grupo se caracterizó por presentar un tamaño promedio de parches, desviación estándar, índice de forma promedio y distancia al vecino más próximo con valores altos comparado con el segundo grupo. Y el segundo grupo se caracterizó por poseer la UMM menor: 7 ha en Sarapiquí – 2002 y 0.5 ha para Sarapiquí 2003 (en la escala 1:25000) y con un área total mayor, que también incluye a Sarapiquí 2003 en la escala 1:25000 (Cuadro 17).

Lo importante de esta análisis es apreciar como mediante las diferencias metodológicas, los patrones espaciales cambian en los diferentes escenarios y en algunos casos generan parámetros similares, a pesar que se tratan de estudios con áreas diferentes y sensores diferentes, pero que dichas características no impiden realizar análisis y comparaciones del paisaje, considerando las particularidades de cada estudio (Cuadro 17).

La gran diferencia en los índices de paisajes entre los diferentes escenarios se debió básicamente a cuatro aspectos metodológicos que son: el tipo de sensor utilizado, la escala de trabajo, la unidad mínima mapeable (UMM) y los tipos de ecosistemas evaluados en cada uno de los escenarios (Cuadro 17).

Cuadro 17. Comparación de índices descriptivos de paisaje generados con Patch Analyst 2.1 entre cuatro diferentes estudios: Parque nacional Sta. Rosa, Guanacaste (Kramer 1997); Área demostrativa Mirafior-Moropotente (ADMM), Nicaragua (Do Carmo 2001), Sarapiquí (Gallego 2002), Sarapiquí (Presente estudio), Costa Rica. Datos provenientes de imágenes de satélite LANDSAT TM (1979* y 2000) y Fotografías aéreas 1992 y 1997). * Imagen LANDSAT MSS.

Índices	Kramer 1997	Do Carmo 2001	Gallego 2002	Benavidez (2008; presente estudio) Escalas	
				1:200 ⁴	1:25 ⁴
Área total del paisaje (hectáreas).	7,745.7*	27,838.6*	142,589*	112603	112603
N° de parches en todo el paisaje	1155**	860	421	99	1281
N° de parches de bosque	248**	126	61***	73	950
Tamaño promedio del parche	9.25	95.95 ^a	872.7	1139	88.3
Desviación estándar del área del bosque	48	446 ^a	2623.7	3575.6	963.9
Coefficiente de variación del área del bosque	518	464 ^a	300.6	313.5	1099.7
Índice de forma promedio para parches de bosque	1.58	1.97 ^a	2.11***	3.49	1.99
Distancia promedio al vecino más próximo (m)	94	67.2	509.1	210.7 ^b	96.8 ^b

*Área total para todas las diferentes clases de parches en el paisaje; ** datos para bosques siempre verdes; *** datos para la categoría bosque denso intervenido. ^a datos para 4 tipos de bosques. ^b datos para sitios seleccionados en radio de 2km.

4.8. Relación de las variables de índices y características de descripción de paisaje generadas con Patch Analyst y las variables de estructura y composición de las PPM.

4.8.1. Escala 1:200000

En este acápite se detallará como los índices de descripción de paisaje resultaron relacionarse estadísticamente con las variables de estructura, composición y diversidad vegetal, a través de un análisis de correlación (Cuadro 18). En el Anexo 8, se muestran solo las correlaciones significativas entre los índices de fragmentación de los parches dentro de un radio de 2 km., con las variables de estructura y composición vegetal. A esta escala se dan correlaciones en las tres medidas o índices de descripción de paisaje: área forma y aislamiento, que en general los valores de coeficiente de

correlación fueron bastante altos, considerando la inclusión de pocos fragmentos en el radio, esto asumiendo que a esta escala existe un menor grado de detalle.

El análisis de la descripción e interpretación de los resultados de este acápite estuvo sujeta a limitaciones por el tamaño de los radios establecidos alrededor de los parches y por la ubicación de las PPM, ya que los parches de bosques, en su mayor parte, cubrieron una gran parte del área de los radios y no se incluyó muchos parches de bosque de forma independiente, principalmente en la escala 1:200000. Debido a la ubicación de las PPM en el paisaje y a la extensión de los radios, que en su mayor parte estuvo contenido por parches que abarcaban casi en su totalidad los radios, se podrían presentar relaciones casuales, teniendo en cuenta la complejidad de estos ecosistemas y que no se evaluaron otras covariables (Anexos 8 y 9 y Cuadros 18 y 19).

En los índices de fragmentación de bosque se observaron relaciones entre el índice del parche mayor (LPI), la dimensión fractal promedio del parche (MPFD) y la distancia promedio al vecino más próximo (MNN) con el número y porcentaje de heliófitas efímeras, número y porcentaje de palmas y diversidad Shannon (Cuadro 19). Las correlaciones fueron negativas y positivas, con coherencia entre el resultado esperado y las respuestas en las correlaciones en la mayoría de los casos. De esta manera se explicarán brevemente la interpretación de las correlaciones según cada caso (Anexo 8 y Cuadro 18).

La relación índice del parche mayor (LPI) con el número de Palmas, donde se presentó una correlación positiva. Refleja que a medida que el parche de bosque sea mayor en un paisaje el número de Palmas aumentará y así mismo el porcentaje de palmas, lo que resulta coherente en la práctica, debido a que este tipo de vegetación es más común encontrarlos en el área interior de un parche de bosque.

La relación del índice de fragmentación del LPI e índice de diversidad Símpson (Cuadro 18), reflejó una correlación positiva, significa que en la medida que encontremos un parche de mayor extensión en un paisaje, se encontrará una mayor abundancia de especies comerciales. La relación es aceptable si consideramos que en los parches de grandes dimensiones, la influencia del efecto de borde será menor, y por consiguiente las especies del gremio heliófitas efímeras y durables, el cual se espera que predominen gremios como las: generalistas, intermedias y palmas.

La dimensión fractal promedio del parche (MPFD) y el % de heliófitas efímeras. Reflejó una correlación negativa. Se notó poca concordancia según el resultado esperado y el resultado reflejado, siendo ambiguo; teniendo en cuenta que en la medida que el fragmento sea más irregular el número de heliófitas efímeras será mayor, debido a que es dependiente de sitios de borde y no de área interior, sin embargo, el resultado reflejó lo contrario (Cuadro 18).

Por otro lado la relación entre la distancia al vecino más próximo (MNN) y el índice de diversidad Shannon, reflejó una correlación negativa. Se interpreta de tal modo que en la medida que los parches de bosques se encuentren más distantes en un paisaje, el número de especies en dicha comunidad disminuirá, así como indica la correlación en el Cuadro 18. Esto es coherente considerando que en la medida que los fragmentos estén más cercas, habrá mayor interacción ecológica entre los fragmentos y mayor flujo de material genético. De igual manera pudo haber influenciado el criterio de que las PPM en su mayoría se encontraban localizadas en los parches de mayores dimensiones del radio evaluado.

Cuadro 18. Valor de coeficientes de correlación y probabilidades entre índices de descripción de paisaje y variables de estructura y composición florística a escala de 1:200000 que resultaron ser significativos.

N°	Índices de descripción de paisaje	Variables de estructura y composición vegetal	Valor De Probabilidad	Valor de coeficiente de correlación
1	LPI	Número de Palmas	0.07	0.85
2	LPI	% de Palmas	0.04*	0.89
3	LPI	diversidad Simpson	0.02*	0.94
4	MPFD	% de Heliófitas efímeras	< 0.0001**	-0.98
+5	MPFD	Numero de Heliófitas efímeras	0.0100*	-0.95
6	MNN	diversidad Shannon	0.02*	-0.93

* Significativo; ** Altamente Significativo

4.8.2. Escala 1:25000

A diferencia de la escala 1:200000, la única variable generada por *Patch Analyst* que logró correlacionarse con las variables de estructura y composición de vegetal fue el índice de forma del paisaje (LSI), (Anexo 9 y Cuadro 19). Aunque se presentó una mayor cantidad de variables de estructura, composición y diversidad vegetal que se correlacionaron con el índice el índice de forma del paisaje (LSI) generado por Patch Analyst con probabilidades altamente significativos, los valores del coeficiente de correlación fueron en promedio más bajos en relación con los valores del coeficiente de correlación presentados en la escala 1:200000 (Cuadro 19). Lo que dada las circunstancias, genera mayor confiabilidad en la información generada, relacionada con los resultados estadísticos, debido a la complejidad de estos ecosistemas. Es difícil generar correlaciones altas, considerando que no se evaluaron otras covariables que pueden estar incidiendo en el valor de las correlaciones (B.Finegan, comunicación personal). Al igual que el caso anterior se explicará el significado de cada una de las correlaciones (Cuadro 19).

- En el primer caso la relación entre el índice de forma del paisaje (LSI) y el número de Palmas, generó una correlación negativa. De esta manera refleja, que en la medida que los parches de bosques sean más irregulares el número de Palmas disminuirá, lo cual es coherente según la literatura y estudios científicos sobre este tema, pues estas especies se encuentra mayormente en el interior del bosque. El caso se aplica de igual manera con el porcentaje de Palmas.
- La relación LSI y la diversidad Simpson, con correlación negativa, refleja que a medida que los parches sean irregulares, la abundancia de especies comerciales será menor, lo cual es coherente, según la práctica ecológica, debido a que se encontrarán diferentes tipos de ambientes, lo cual podría propiciar la incorporación de otras especies y una mayor competencia entre especies.
- En la relación LSI y diversidad Shannon, resultó con correlación positiva. Se interpreta, que en medida que los parches de bosques en un paisaje sean más complejos, el número de especies comerciales aumentará. Dicha relación es consistente considerando que podrían encontrarse variación de tipos de hábitat de borde como de interior y favorecer la incorporación diversos tipos e especies.
- Por otro lado la correlación entre el LSI y el índice alfa de Fisher resultó con una correlación positiva. Esto indica que en la medida que los fragmentos de bosque en un paisaje sean más irregulares, habrá una mayor abundancia especies comerciales en el paisaje, lo cual es

aceptable según lo esperado, partiendo que este índice considera la relación entre el número de especies y número de individuos, es decir habrá un paisaje muy heterogéneo.

- El caso del LSI con el área basal que presenta una correlación negativa. Esto significa, que con parches de forma irregular en un paisaje el área basal disminuirá. Esta relación es coherente, debido a que en parches irregulares se espera que se encuentren especies tanto de borde como de área interior, donde se presentarán diferentes clases diamétricas y no necesariamente de una sola.
- En cuanto a la relación LSI y las clases diamétrica de 10 – 20 cm, con correlación negativa, refleja que con parches más complejos, se encuentren menos individuos que pertenezcan a esta clase, lo cual es una correlación no coherente. Considerando el supuesto que en este tipo de ambientes se encuentren especies efímeras, lo cual son de vida corta y diámetros reducidos. Igual criterio o justificación, es para las clases diamétricas de 20 – 29 cm y 30 – 39 cm.
- La relación LSI y la clase diamétrica 40 – 50 cm con correlación negativa, el cual significa en la medida que los parches presenten formas complejas, las clases diamétricas perteneciente al rango 40 – 49 cm serán menores, lo cual es coherente según la práctica ecológica y literatura científica. Igual significado y justificación se presenta para las clases diamétricas que 50 – 59 cm y > 60 cms (Cuadro 19).

De esta forma la variable del índice de forma del paisaje (LSI), fue la única del conjunto de variables generadas por Patch Analyst que se correlacionó con las variables de estructura y composición del bosque, los que resultaron con probabilidades altamente significativas fueron: el índice de diversidad Fisher, las clases diamétricas de 30 – 49 cm, 40 – 49 cm, 50 – 60 cm, mayores a 60 cm, que de manera general, considerando este criterio, son resultados con mayor confiabilidad, si lo comparamos con la escala 1:200000.

En esta escala el coeficiente de correlación estuvo más bajo comparado con la anterior escala. Las variables de estructura y composición que reflejaron una tendencia no congruente con lo esperado o ficticia fueron las pertenecientes a las clase diamétricas inferiores (≥ 10 cm – ≤ 40 cm), el cual según la práctica ecológica, se espera que a medida que los bosques sean más irregulares, sean áreas más perturbadas y por lo tanto sujeto a estar afectado por el efecto de borde, con heliófitas efímeras predominando y con clases diamétricas pequeñas.

A esta escala en general los coeficientes de correlación en general reflejaron un promedio de 0.46, comparado con un 0.92 en la escala 1:200000 (Cuadro 19), lo cual no significa que es menos

confiable, sino que probablemente se debe a otros parámetros considerados en el actual estudio, de igual manera la valoración de un mayor número de fragmentos comparados con la escala 1:200000, con una capacidad mayor de discriminación pero con valores de coeficiente de correlación, precisamente por el efecto de otros parámetros no evaluados en el actual estudio.

Cuadro 19. Valor de coeficientes de correlación y probabilidades entre índices de descripción de paisaje y variables de estructura y composición florística a escala de 1:25000.

N°	Índices de descripción de paisaje	Variables de estructura y composición	Valor de Probabilidad	Valor de coeficiente de correlación
1	LSI	Número de palmas	0.0200*	-0.33
2	LSI	% de palmas	0.0200*	-0.33
3	LSI	Número de especies	< 0.0001**	-0.60
4	LSI	Diversidad Simpson	0.0800	-0.26
5	LSI	Diversidad Shannon	0.0100*	0.38
6	LSI	Diversidad Fisher	< 0.0001**	0.68
7	LSI	Área basal	0.0100*	-0.35
8	LSI	C 10 –20 cms	0.0600	-0.27
9	LSI	C 20 –30 cms	0.0300*	-0.31
10	LSI	C 30 –40 cms	< 0.0001**	-0.85
11	LSI	C 40 –50 cms	< 0.0001**	-0.75
12	LSI	C 50 –60 cms	< 0.0001**	-0.48
13	LSI	C > 60 cms	< 0.0001**	-0.50

*Probabilidades significativas; **Probabilidades altamente significativas

De esta manera en Anexo 9, se muestran solamente las gráficas de las correlaciones que resultaron ser significativas considerando aquellas variables que reflejaron una distribución normal para los fragmentos obtenidos por el radio de 2 Km, donde las variables de respuesta (estructura y composición) consideraron las clasificaciones por gremios ecológicos, diversidad vegetal, clases diamétricas y número de especies.

4.9. Consideraciones finales del actual estudio.

El estudio demostró que las escalas de trabajo generan patrones de paisaje muy diferentes y que las imágenes de satélites o las características de este sensor, relacionado con la resolución y la unidad mínima de mapeo, pueden generar patrones de paisaje importantes, tomando en cuenta la gran cobertura y su costo de esta, comparado con las fotografías que tienen una buena precisión pero que son más costosas. Aquí radica uno de los resultados más importantes de este estudio que es principalmente metodológico.

Es muy importante manejar con mucho cuidado los resultados de las correlaciones en las dos escalas, por las relaciones casuales que pudieron resultar, debido a que existen otras covariables que no se consideraron en este estudio y que podrían influir en las relaciones ecológicas, presentes en todo ecosistema y/o paisaje.

Las áreas de los parches de bosques donde se evaluaron las parcelas son los de mayor área, por lo que es probable que se refleje cierta inconsistencia en las correlaciones obtenidas entre los índices de descripción de paisaje con las características y medidas de composición del bosque estimadas. Sin embargo la limitante de la selección de los sitios de muestreo, el tamaño de los círculos (radios), cuando las dimensiones de los parches requería círculos más grandes, dichas circunstancias constituyen retos y aspectos a considerar y superar en futuras investigaciones relacionado a esta temática.

En la escala 1:200000 fue interesante apreciar que se encontró mayor variabilidad de las relaciones de los índices de descripción de paisaje con estructura y composición, lo que probablemente sugiere que es influenciado, por el bajo número de muestras y pocos fragmentos de bosque evaluados en el radio de 2 Km, comparado con la escala 1:25000 que abarcó mayor cantidad de fragmentos. En la escala 1:25000 existe mayor discriminación y mayor grado de detalle en el análisis de las medidas de descripción de paisaje evaluadas al momento de correlacionarlas con las variables de estructura y composición vegetal. Partiendo de estas consideraciones, la escala de trabajo que presenta relaciones estadísticas más consistentes e información más confiable corresponde a la escala 1:25000.

Las condiciones del experimento presentaron situaciones que afectaba la capacidad de evaluación de las estadísticas de fragmentación, especialmente la ubicación de las parcelas permanentes de muestreo pre-establecidas, la existencia de parches muy pequeños en el paisaje, las dimensiones de los radios. Las parcelas de monitoreo se encuentran en su mayor parte en un solo parche, el fragmento de bosque más grande de la región. Los datos de estas parcelas fueron incorporados en este proyecto en base de la calidad de los datos botánicos, sin considerar que el diseño del experimento que generó estos datos contaba con su propia lógica de ubicación para las parcelas. Como consecuencia, cada parcela es parte un paisaje fragmentado, pero la parcela en sí esta ubicada en un "parche" muy grande; el impacto sobre las relaciones espaciales entre el parche de la PPM y parches cercanos siempre es de la misma naturaleza, de un parche fuente de biodiversidad

con parches con la biodiversidad disminuida por su tamaño pequeño y aislamiento relativo. Aunque esta situación afecta la generalidad de algunas de las conclusiones, no afecta el objetivo metodológico de este estudio, y se ha generado información sobre la composición y estructura del paisaje, teniendo en cuenta, las medidas de área, forma y aislamiento evaluadas en el actual estudio, que es de vital importancia en el campo de la ecología de paisaje. Alguna información de los patrones de paisaje podrían ser usados en la formulación de estrategias y de buscar de cómo resolver los problemas regionales y locales.

Otro aspecto importante es la definición de la Unidad Mínima de Mapeo (UMM), ya que se ha visto que hay un gran impacto estadístico de la inclusión de parches pequeños cuando se compara mapas de fragmentación a diferentes escalas. Las dimensiones para la UMM están impuestas por aspecto prácticos del proceso de la impresión de mapas, donde la UMM no puede ser menor que un punto que puede llevar color u otro identificador en papel. En los Sistemas de Información Geográficos (SIG), no aplica este aspecto práctico ya que la resolución del mapa puede cambiarse en la pantalla. Desde el punto de vista ecológico, unidades muy pequeñas pueden tener funciones importantes, como puntos de descanso entre parches mayores a distancias grandes. En esta clase de análisis, cuando se utiliza imágenes tipo LANDSAT se puede contemplar una UMM de 5 hectáreas, especialmente cuando se utiliza una clasificación sencilla como la de este estudio.

5. CONCLUSIONES

Se desarrollaron mapas digitales considerando diferente resolución, escalas, índices y características de descripción de paisaje previamente establecidos, tomando en cuenta las categorías bosque y no bosque, en un paisaje fragmentado ubicado en la zona norte de Costa Rica.

Evaluando el paisaje a escala 1:25000 y 1:200000 la configuración y distribución de los parches de bosque cambian considerablemente. Por ejemplo a escala 1:25000 se incrementa el número de parches en las dos categorías (bosque y no bosque), el número de áreas núcleo (NCA) y el área de bosque, mientras que disminuyen las siguientes variables: el índice de forma promedio de los parches de bosque (MSI), el tamaño promedio de los parches (MPS) y la distancia al vecino más próximo (MNN). Con relación a la escala 1:200000 se incrementan el tamaño promedio de los parches de bosques (MPS), el índice del parche mayor (LPI), el índice de forma promedio (MSI) y la distancia al vecino más próximo (MNN), disminuyendo el número de áreas de núcleo (NCA), el área total de bosque y el número de parches en las dos escalas.

Se encontró una relación entre las correlaciones de los índices de fragmentación a diferente escala con respecto a características de estructura, composición y diversidad vegetal en parcelas de bosque primario. A una escala 1:25000 hay un mayor número de correlaciones significativas entre las variables de SIG y las variables de estructura, composición y diversidad de las parcelas de bosques. La variable LSI presentó correlación significativa positiva con las variables diversidad vegetal según los índices de Shannon y alfa de Fisher y correlaciones significativas negativas con las variables: número de palmas, porcentaje de la abundancia de palmas, índice de diversidad de Simpson, área basal, y las abundancias en las clases diamétricas 10-19 cm, 20-29 cm, 30-39 cm, 40-49 cm, 50-59 cm y >60 cm.

A escala 1:200000 la variable LPI presentó correlaciones significativas positivas con las variables: número de palmas, porcentaje de la abundancia de palmas e índice de diversidad de Simpson. Las medidas MPFD Y MNN presentaron correlaciones significativas negativas con las variables: abundancia de heliófitas efímeras, porcentaje de la abundancia de heliófitas efímeras y e índice de diversidad de Shannon.

A escala 1:25000 el LSI presentó una correlación negativa significativa con el número de palmas. Esto refleja que a medida que los parches en un paisaje presenten formas más irregulares habrá

menor presencia de palmas en los parches de bosque. Por parte a escala 1:200000 la variable LSI no resultó correlacionarse con ninguna de las variables de estructura, composición y diversidad vegetal.

6 RECOMENDACIONES

Se recomienda para futuras investigaciones probar diferentes metodologías desplegando radios de diferentes dimensiones alrededor de los sitios, para obtener diferentes valores de los patrones de paisaje y efectuar comparaciones más consistentes con sensores que contengan información más reciente con PPM con diferentes tamaños de fragmentos. Sería interesante rasterizar la imagen de la fotografía aérea a escala 1:25000 diferente al actual estudio (ejemplo a 3 metros y 5 metros), de esta manera aprovechar las ventajas que nos proporciona el sensor.

Es importante para futuras investigaciones en donde se implemente una metodología similar a la del actual estudio que definan objetivamente las unidades de análisis, al igual que la UMM, sea según la relevancia de las especies. Esta recomendación parte, para que muchas acciones o actividades, no dependan de actividades fortuitas o casuales externas.

Para la implementación de estudios que comparen biodiversidad y fragmentación, hay que poner atención especial en la ubicación de las parcelas biológicas en el paisaje, y especialmente en las características de los parches anfitriones de las parcelas. Para lograr un diseño estadístico que genere información más confiable se requiere más parcelas y una mejor distribución de estas dentro de los diferentes parches de bosques.

Es importante implementar programas y planes de monitoreo relativo al cambio de los patrones de paisaje en el tiempo en la zona norte de Costa Rica y de esta manera continuar con esfuerzos e investigaciones realizados con anterioridad y que contribuya a los esfuerzos regionales del Corredor Biológico Mesoamericano. La generación de un mapa de fragmentación sencilla en base de sensores remotos ofrece una opción relativamente barata para dar seguimiento a la condición de la biodiversidad en zonas grandes, por ejemplo el corredor biológico San Juan La Selva en Costa Rica o la reserva Biológica: Indio – Maíz.

Las investigaciones a partir de la información generada de sensores dependen considerablemente del desarrollo tecnológico. Estudios realizados como el presentado aquí serán de gran importancia y utilidad si se mejora la resolución del sensor, como la escala de trabajo y generación de mapas.

7.-BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M; Feisinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Allen, TFH; Starr, TB. 1982. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA 310 p.
- Bennett, A.F. 1999. *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Suiza. 254 p.
- Bierregaard Jr. R., Lovejoy T., Kapos V., dos Santos A., Hutchings R. 1992. The Biological dynamic of tropical rainforest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42 (11): 859 – 866.
- Butterfield, R.P. 1994a. "The regional context: Land colonization and conservation in Sarapiquí." *In* *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*, edited by L.A. McDade, K.Bawa, H.A. Hespenheide, and G.S. Hartshorn, Chicago: University of Chicago Press. p.299-306.
- Chassot, O; Monge, G; Powell, G; Palminteri, S; Wright, P; Boza, M; Calvo, J; Padilla, C. 2001. Corredor Biológico San Juan-La Selva para proteger la lapa verde. *Revista Ambientico* 95:13-15.
- Chassot O; Monge, G. 2002. La Biodiversidad amenazada del corredor biológico San Juan La Selva. *Revista Ambientico* 107: 11-13.
- Chinea, JD. 2002. Teledetección del bosque. *In* Guariguata, M; Katan, G. eds.. *Ecología y Conservación de bosques neotropicales*. Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. ULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica p. 625 – 646.
- Chuvieco, E. 1990. *Fundamentos de Teledetección espacial*. Ediciones Rialp. Madrid, España. Tercera edición, 568 p.
- Correa Do Carmo, AP. 2001. Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para La conservación de biodiversidad. *Revista forestal centroamericana* 34: 35 – 41.
- Ehlers, ME; Bedard, G. 1989. Integration of remote sensing with geographic information systems: A necessary evolution. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 55(11): 1619-1627.
- Elachi, C. 1987. *Introduction to the physics and techniques of remote sensing*. John Wiley, New York.
- Finegan, B; Delgado, D. 1997. Apuntes del curso bases de ecológicas para el manejo de bosques tropicales. Curso CATIE. DSE, abril 1996, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- _____, B; Sabogal, C; Orozco, L. 1999. Dinámica de la estructura y del crecimiento de bosques húmedos tropicales manejados del norte de Costa Rica. *Primera década de investigación*. Memoria. p. 37 – 44.

- _____, B. 1999. Variación de la composición de bosques en paisajes naturales. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Apuntes de clases.
- _____, B; Bouroncle, C. 2008. Patrones de fragmentación de los bosques de tierras bajas, su impacto en las comunidades y especies vegetales y propuestas para su mitigación. *In* Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica, primera ed. editado por: Harvey C. y J. C. Sáenz. Instituto Nacional de Biodiversidad – INBio, Costa Rica. p. 139 - 178
- Foody GM; Cutler, ME. 2003. Tree biodiversity in protected and logged Bornean tropical rain forest and its measurement by satellite remote sensing. *Journal of Biogeography* 30:1053-1066.
- Foody, GM; Curran, PJ. 1994. Estimation of tropical forest classes from LANDSAT TM data. *International Journal of Remote Sensing* 17:2353-2367.
- Forero, LA. 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 de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 75 p.
- Forman, RTT. 1995. Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press: Cambridge: 632 p.
- Fournier, LA. 1997a. Recursos Forestales: uso y conservación. En: Academia Nacional de Ciencias, Desarrollo Sostenible, la opción para Costa Rica. San José, Costa Rica. p. 58-59.
- Gallego BC. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque muy húmedo tropical, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 103 p.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 100 p
- Gómez-Pompa, A; Kaus, A. 1992. Taming the wilderness Myth. *Bioscience* 42: 271-279.
- Guindón, C. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. *In* Schelhas, J; Greenberg, R. eds. Forest patches in Tropical Landscapes. Island press, Washington. D.C. p. 168-186
- Gustafón, EJ; Gardner, RH. 1996. The effect of landscapes heterogeneity on the probability of match Colonization. *Ecology* 77: 94 -107.
- Henderson-Seller, A; Wilson, M F; Thomas, G. 1985. The effect of spatial resolution on archives of land cover type, *Climatic Change*. 391 p.
- Hamilton, SK; Sippel, SJ; Melack, JM. 1996. Inundation patterns in the pantala wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv fur Hydrobiologie* 137: 1-23.
- Holdridge, LR. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de ciencias agrícolas, San José, CR, IICA. 159 p. (Serie de libros y materiales educativos, no. 34).

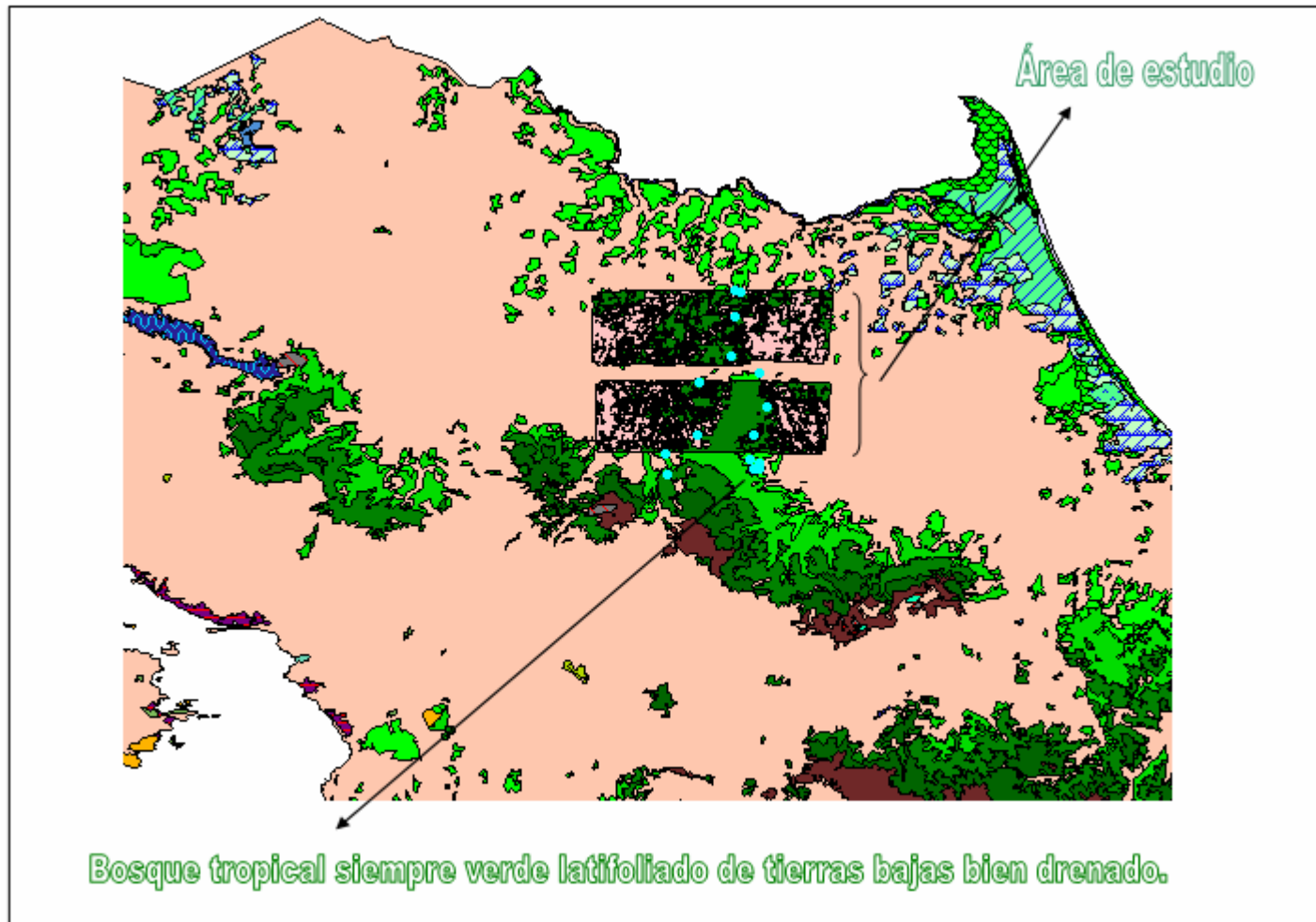
- Hutchinson, CF. 1982. Techniques for combining LANDSAT and ancillary data for digital classification improvement. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48 (1): 123 - 130.
- Jansen, D. 1988. "Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth" *Annual Missouri Botanical Garden* 75:105 -116.
- Jones, J. 1990. *Colonization and Environment. Land settlement projects in Central America.* United Nations University Press. Tokio Japan. 155 p.
- Kapos, V; Wandellini, E; Camargo, JL; Ganade, G. 1997. Edge-Related changes in environmental and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonian. *In* Laurance, WF; Bierregaard, R. (eds). *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press. Chicago. p. 33 - 44.
- Kareiva, P. 1990. Populations dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 330: 175 – 190.
- Kattan, GH ; Alvarez-López, H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes. *In* Schelhas, J; Greenberg, R. (eds). *Forest patches in tropical landscapes.* Island Press, Washington, DC. p. 1 -18.
- Kattan, G. 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
- Kramer, E. 1997. Measuring landscape Changes in Remnant Tropical Dry Forest. *In* Laurance, WF; Bierregaard R. (eds). *Tropical Forest Remnants.* University of Chicago Press. p. 386-399.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos.* GTZ. RFA. 335 p.
- Landgran, G. 1993. *Time in Geographic Information System.* Editorial Taylor y Francis. London-Washington. 188 p.
- Lasselin, D; Dorteyre, JP. 1991b. Iniciación a la teledetección y al procesamiento de imágenes. *Apuntes del curso Satélites y Agricultura: el ejemplo Spot.* *In* Sorani, V; Cajuste, L; Ojeda, E. (eds), Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. p. 3-22.
- Laurance, WF; Ferreira, V; Rankin-de Merona, JM; Laurance, SG; Hutchings, RW; Lovejoy, TE. 1997. Effects of Forest Fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology.* 12: 460-464.
- _____; L. Ferreira; J. Rankin-de Merona; S. Lawrence. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of a Amazonia tree communities. *Ecology* 79(6): 2032 – 2040.
- Levin S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943 – 1967.
- Lillesand, TM; Kiefer, RW. 1994. *Remote sensing and image interpretation.* John Wiley & Sons. USA. University of Wisconsin. 245 p.

- Lynch, J; Whigham, D. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding birds communities in Maryland USA. *Biological Conservation*. 28: 287-324.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton U.P. 179 pp.
- Martin, TE; Redmond, RL. 1985. Multi-scale effects of forest fragmentation and landscapes context on population health of birds. In: proceedings of the 2000 star regional scale analysis and assessment progress, review meeting September 2000; EPA/600/R-00/059. p. 20
- Mateucci, A; Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. OEA. Washington. 165 p.
- McDade, L.A.; K.S. Bawa; H.A. Hespeneide; y G.S. Hartshorn (eds). *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. The University of Chicago Press, USA .489 p.
- McGarigal, K; Marks, BJ. 1994. *Fragstats: Spatial pattern Analysis program for Quantifying landscapes structure (version 2.0)* Forest science department. Oregon State University, Corvallis.
- McGarigal, K; Marks, BJ. 1995. *Fragstats: Spatial pattern Analyst program for quantifying landscapes structure*. General technical report PNW-GTR-351, USDA forest service, Pacific North West Research station.141 p.
- MacNally, R; Bennett, AF. 1997. Species-Specific predictions of the impact of habitat fragmentation: local extinction of birds in the Box-Ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation* 82: 147-55.
- Metzger, JP. 2000. Tree functional group richness and landscapes structure in a Brazilian tropical fragmentation landscapes. *Ecological application*. 10 (4): 1147-1161.
- Meyer CB; Miller, SL; Miller, L. 2002. Use of fragmented landscapes by marbled murrelets for nesting in southern Oregon. University of Wyoming. *Conservation Biology*, 16 (3): 755-782.
- Miller, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. En busca de un enfoque común para el corredor biológico mesoamericano. *World Resources Institutes (WRI)*. 62 p.
- Montagnini, F, 1994. Agricultural Systems in the La Selva Region. *In* L, McDade; KS, Bawa, H A. Hespeneide, G S Hartshorn, (ed). 1994. *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest*. The University of Chicago Press. Chicago, USA. 486 p.
- Myers, N. 1980. *Conversion of Tropical Moist Forest*, National Academy of Sciences. Washinton, DC, USA: illustr. 205 p.
- Noss, RF. 1995. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 335-338.
- _____,R. 1993. Wildlife corridors. *In* Smith, DS, Hellmund, PC; (eds), *Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas*, University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA. p. 43-68.

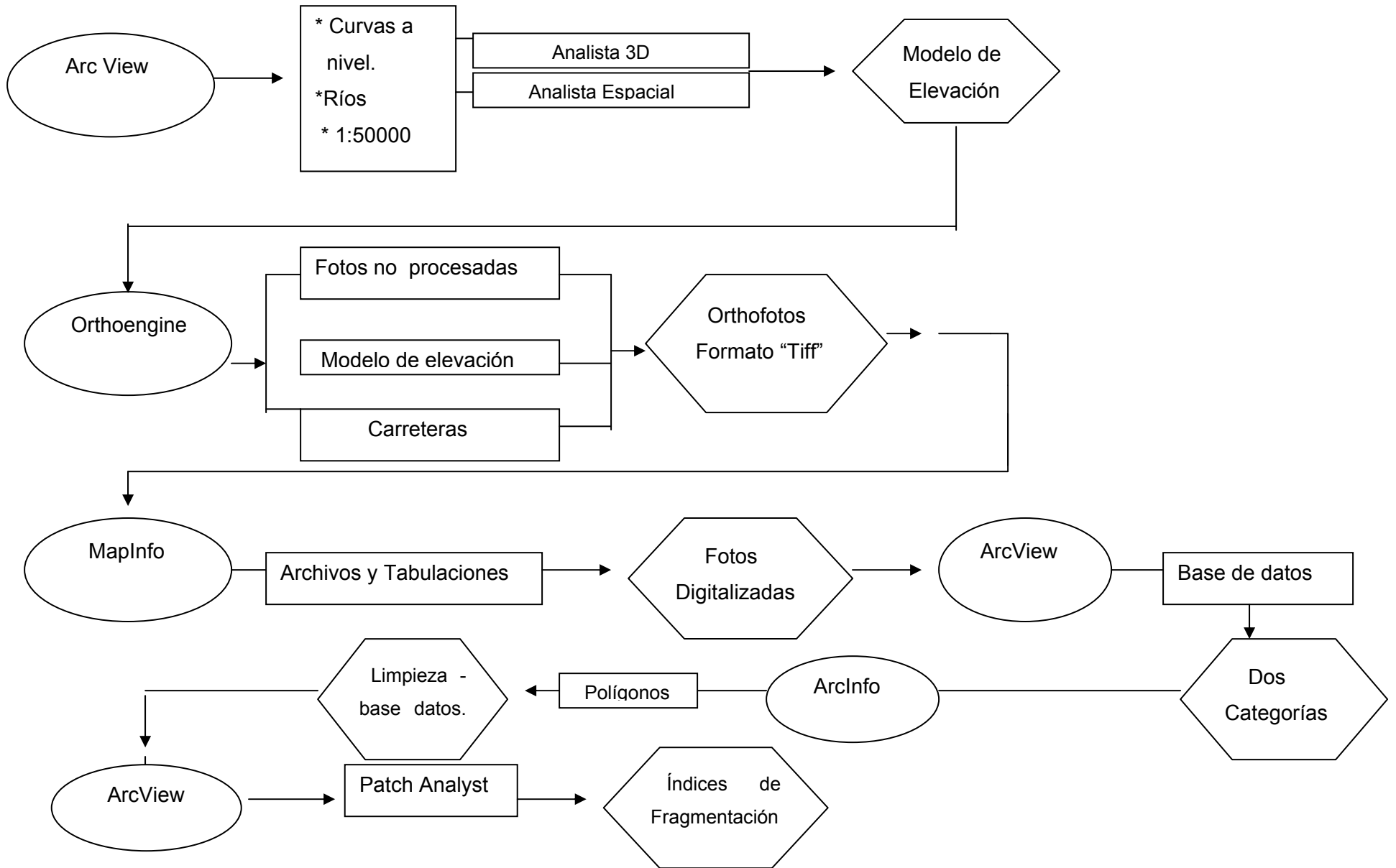
- Patren, K; Case, TJ. 1998. Habitat structure determines competition intensity an invasion success in gecko lizards. Department of Biology, University of California. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. Ecology, 95: 11739 – 11744.
- Pedroni, L. 2000. Estimation and use of modified prior probabilities for digital classification improvement of tropical forest. Ph.D. Thesis. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 111 p.
- Pérez, MA. 2000. Composición y diversidad de los bosques de la región autónoma del atlántico norte nicaragüense: una base para el manejo sostenible. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 155 p.
- Perdomo, H.M. 2000. Herramientas para la planificación del manejo de los bosques a escala de paisaje en el municipio El Castillo del Sudeste de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba. CR, CATIE, 139 p.
- Primack R; Roíz, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 2001. Fundamentos de la conservación biológica. México, Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de cultura económica, primera edición. 797 p.
- Quattrochi, DA; Goodchild, MF. 2000. Scale in Remote Sensing and GIS. Nueva York, Boca Ratón, Florida. 406 p.
- Ramos, Z. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE, 114 p.
- Reid, WV; Millar, KR. 1989. Keeping options alive: the scientific basis for conserving Biodiversity. World Resources Institute. 128 p.
- Reed, RA; Johnson, J; Benard, WL. 1996. Fragmentación de un bosque en montañas rocosas a escala de paisaje, 1950-1993. Biological Conservation 75:267-277.
- Sanchez, PA. 1981. Suelos del Trópico. Características y Manejo. IICA, San José, Costa Rica.
- Sanches-Azofeifa, GA. 1996. Assessing land use/cover change in Costa Rica. Thesis Ph. D. University of New Hampshire 112 p.
- Sanford, RL; Paaby, JrP; Luvall, JC; Phillips, E. 1994. Climate, Geomorphology an aquatic systems. In: L, McDale; K S, Bawa; H A Hespeneide, G S Hartshorn (ed). La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. The University of Chicago Press. Chicago, USA. 486 p.
- Shelhas, J; Greenberg, R. 1996. The value of forest patches. In: Schelhas, J. y R. Greenberg (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC. 426 p.
- Saunders DA; RJ. Hobbs; Margules, CR. 1991. Biological consequences of Ecological Fragmentations: A review. Conservation Biology 5 (1): 18-32.
- Sollins, P; Sancho Mata, ChR; Sanford, RL. 1994. Soils and soil process research. In: L, McDale; KS, Bawa, H A Hespeneide, G S Hartshorn, (ed). 1994. La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. The University of Chicago Press. Chicago, USA. 486 p.

- Spellerberg, IF. 1991. Monitoring ecological change. Cambridge, England. Cambridge, University press.
- Steel, RG; Torrie, JH. 1988. Bioestadística: Principios y procedimientos. McGraw – Hill, Interamericana de México. 2da edición, México, D.F. 622 p.
- Strahler, AH; Logan, TL. 1978. Improving forest cover classification accuracy from LANDSAT by incorporating topographic information, en Proc. 12th Intern. Symp. Rem. Sens. And Environment, Ann Arbor. p. 927-942.
- Schumaker, N. 1996. Using Landscape indices to predict habitat connectivity. Ecological Society of America. Ecology, 77 (4): 1210 – 1225.
- Turner MN; Gardner, RH; O'Neill, RV. (2001). Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York, USA. 401 p.
- Tucker, RP; Richards, JF. 1983. Global deforestation and the nineteenth century world economy. Duke University press. Durham, North Carolina USA.
- Wheeler, DJ; Ridd, MK. 1985. A geographic information system for resource managers based on multi-level remote sensing data, ASP 51st Annual Meeting. Technical papers. 2: 258-537.
- Wiens, JA; Milne, BT. 1989. Scaling of Landscapes ecology or Landscapes ecology from a beetle's perspectiva. Colorado State University. USA. 3(2): 87-96.
- Williams, M. 1993. An Exceptionally powerful biotic factor. In Humans as components of ecosystems. M.J. McDonnell & S.T.A. Pickett (eds). Springer-Verlag. USA
- Yool, SR; Eckhardt, DW; Estes, JE; Cosentino, MJ. 1985. Describing the brushfire hazard in southern California, Annals of the Association of American Geographers, 75: 417- 430.

Anexo 1. Ubicación y vista de los fragmentos del área de estudio a escala 1:25000 y 1:200000, considerando el mapa de ecosistemas, solo para la zona Norte de Costa Rica, a escala 1:250000.



Anexo 2. Flujo de desarrollo de las fases con Sistemas de Información Geográficos



Anexo 3. Abundancia de especies comerciales: deseables y aceptables, por hectárea por sitios incluidas en el análisis de diversidad vegetal.

ESPECIES	S-13 ¹	S-15 ²	S-20 ³	S-22 ⁴	S-24 ⁵
<i>Andira inermis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
<i>Balizia elegans</i>	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
<i>Brosimum lactescens</i>	0.8	1.0	0.0	0.8	0.0
<i>Byrsonima crispera</i>	1.6	0.0	0.0	0.0	2.2
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0.0	1.0	6.7	0.8	0.0
<i>Carapa guianense</i>	5.6	0.0	0.0	0.8	0.0
<i>Cespedesia macrophylla</i>	1.6	2.0	0.0	2.5	0.0
<i>Coccoloba tuerckheimii</i>	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Dendropanax arboreus</i>	5.6	14.0	10.0	6.7	3.3
<i>Dipterys panamensis</i>	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Elaeoluma glabrensis</i>	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Goethalsia meiantha</i>	17.6	9.0	0.0	0.8	0.0
<i>Guarea glabra</i>	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Hyeronima Alchorneoides</i>	0.8	1.0	0.0	0.0	2.2
<i>Inga leiocalycina</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3
<i>Laetia procera</i>	7.2	11.0	0.0	3.3	0.0
<i>Lecythis ampla</i>	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Miquartia guianensis</i>	1.6	13.0	0.0	2.5	0.0
<i>Naucleopsis naga</i>	3.2	10.0	5.0	0.0	2.2
<i>Otoba novogranatensis</i>	4.0	1.0	0.0	0.0	0.0
<i>Pachira aquatica</i>	2.4	0.0	8.3	0.0	1.1
<i>Pentaclea macroloba</i>	77.6	0.0	0.0	80.0	0.0
<i>Qualea paraensis</i>	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0
<i>Sacoglottis trichogyna</i>	2.4	0.0	0.0	0.8	0.0
<i>Simarouba amara</i>	0.8	3.0	0.0	1.7	0.0
<i>Sterculia recordiana</i>	0.8	0.0	1.7	0.0	0.0
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	1.6	1.0	1.7	1.7	3.3
<i>Terminalia amazonia</i>	0.8	1.0	0.0	0.0	0.0
<i>Tetragastris panamensis</i>	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Virola koschnyi</i>	2.4	0.0	10.0	0.8	3.3
<i>Virola sebifera</i>	4.0	10.0	3.3	1.7	0.0
<i>Vochysia allenii</i>	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0
<i>Vochysia ferruginea</i>	1.6	6.0	0.0	5.8	2.2
<i>Vochysia guatemalensis</i>	0.0	1	1.7	0.0	0.0
	153.6	91.0	51.7	117.7	24.4

Sitios : ¹³Paniagua, ¹⁵Victor Julio, ²⁰Ernesto Soto, ²²Antonio Tosi, ²⁴Edgar Rojas

Anexo 4. Medidas descriptivas del paisaje calculadas por Patch Analyst Versión 2.1. Compilado por Mario Benavidez. Tesis de Maestría (2008).

Clase	Nivel de análisis	Índice - Abreviación	Descripción – Rango de valores
Área, densidad y borde.	Paisaje	Área total del paisaje (TLA)	$TA > 0$ (no tiene límite). Es igual al área (m^2) de todo el paisaje dividido por 10,000 para convertir a hectáreas.
	Paisaje	Numero de parches (NP)	$NP \geq 1$ sin límite. $NP = 1$ cuando el paisaje contiene del correspondiente tipo de parche, que es cuando la clase consiste de un solo tipo de parche. .
	Paisaje	Borde total (TE)	$TE \geq 0$. $TE=0$. Unidad es metros por hectárea. Es igual a la distancia de todos los segmentos del borde que incluyen al correspondiente tipo de parche dividido por el total del área del paisaje (m^2) multiplicado por 10000 para convertir a hectárea.
	Parche	Area (CA)	$CA > 0$. Sin límite (hect). $CA \approx 0$ Cuando los tipos de parches tienden a ser raros en el paisaje. $CA = TA$ si el paisaje consiste en un solo parche. Es una medida de composición del paisaje.
	Parche	Tamaño promedio de parches (MPS)	$MPS > 0$ (ha). Sin límites. Es la sumatoria de las áreas (m^2) de todos los parches de un mismo tipo dividido por el No. De parches del mismo tipo.
	Parche	Densidad del parche (PD)	$PD > 0$ (No./ 100 ha). Es igual al número de parches del correspondiente tipo de parche dividido por el área total del paisaje (m^2) divido por 10,000 y 100 para convertirlo a hectárea.
	Parche	Densidad del borde (ED)	$ED \geq 0$. Es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los bordes que corresponde al tipo del parche, dividido por el área total del paisaje (m^2), multiplicado por 10,000 (para convertir a ha).
	Parche	Desviación estandar del tamaño del parche (PSSD)	$PSSD \geq 0$. (no tiene límites); $\text{ÁREA_SD}=0$ cuando todos los parches de la misma clase son del mismo tamaño o solamente cuando hay un solo parche.
	Parche	Coeficiente de variación del tamaño del parche (PSCV)	$PSCV \geq 0$. (no tiene límite). El la variabilidad en el tamaño de los parches en el tamaño de los parches con relación al tamaño promedio. $SD/\text{promedio}$ y multiplicado por 100.
	Paisaje	Índice del parche más grande LPI	$0 < LPI \leq 100$. (%). LPI se acerca a 0 cuando el parche más grande del correspondiente tipo de parche es pequeño. $LPI = 100$ cuando todo el paisaje consiste en un solo parche del correspondiente tipo de parche, que es cuando el parche más grande comprende el 100% del paisaje.

Anexo 4. Continuación...

Clase	Nivel de análisis	Índice – Abreviación	Descripción – Rango de valores
Forma	Paisaje	Índice de forma del paisaje (LSI)	Mantiene las mismas relaciones y valores del índice de forma. Este índice mide el perímetro del radio del área para un paisaje como un todo.
	Parche	Dimensión fractal FRACT	$1 \leq \text{FRACT} \leq$ sin límite. $\text{FRACT} \approx 1$ cuando la forma del perímetro es simple y $\text{FRACT} \approx 2$ cuando su perímetro es irregular. Es un índice basado en la relación área / perímetro del parche. Se refiere a la complejidad del polígono que se basa por la dimensión fractal (D) y el perímetro de un parche en relación con su área.
	Parche	Índice de forma promedio del parche (MSI)	$\text{MSI} \geq 1$ sin límite; $\text{MSI} = 1$ cuando todos los parches del tipo correspondiente son circulares y aumenta sin límites mientras la forma del parche se torna más irregular. Es la suma del perímetro (m) dividido por la raíz cuadrada del área (m^2) para cada parche, ajustado por una constante de un círculo estandar.
	Paisaje	Índice de forma promedio ponderado por área AWMSI	$\text{AWMSI} \geq 1$ sin límite. $\text{AWMSI} = 0$ cuando los parches grandes tienen igual peso que los pequeños en el cálculo del MSI. $\text{AWMSI} \geq 1$ cuando parches más grandes tienen mayor peso que los pequeños en el cálculo de la forma promedio del parche.
	Paisaje	Dimensión fractal promedio del parche MPFD	$\geq 1 \text{ MPFD} \leq 2$. Cuantifica el grado de complejidad de un polígono en base a una forma plana. $\text{MPFD} = 1$ cuando todos los parches del tipo correspondiente describen un perímetro simple y aumenta si el perímetro del polígono se hace más complejo se hace más complejo.
	Paisaje	Dimensión Fractal Promedio ponderado por área. AWMPDF	$\geq 1 \text{ AWMPFD} \leq 2$. $\text{AWMPFD} = 0$ si el peso de los parches grandes tienen igual incidencia en el cálculo de la dimensión fractal promedio y $\text{AWMPFD} = 2$ cuando los parches más grandes tienen mayor incidencia en el cálculo de la dimensión fractal promedio.

Anexo 4. Continuación

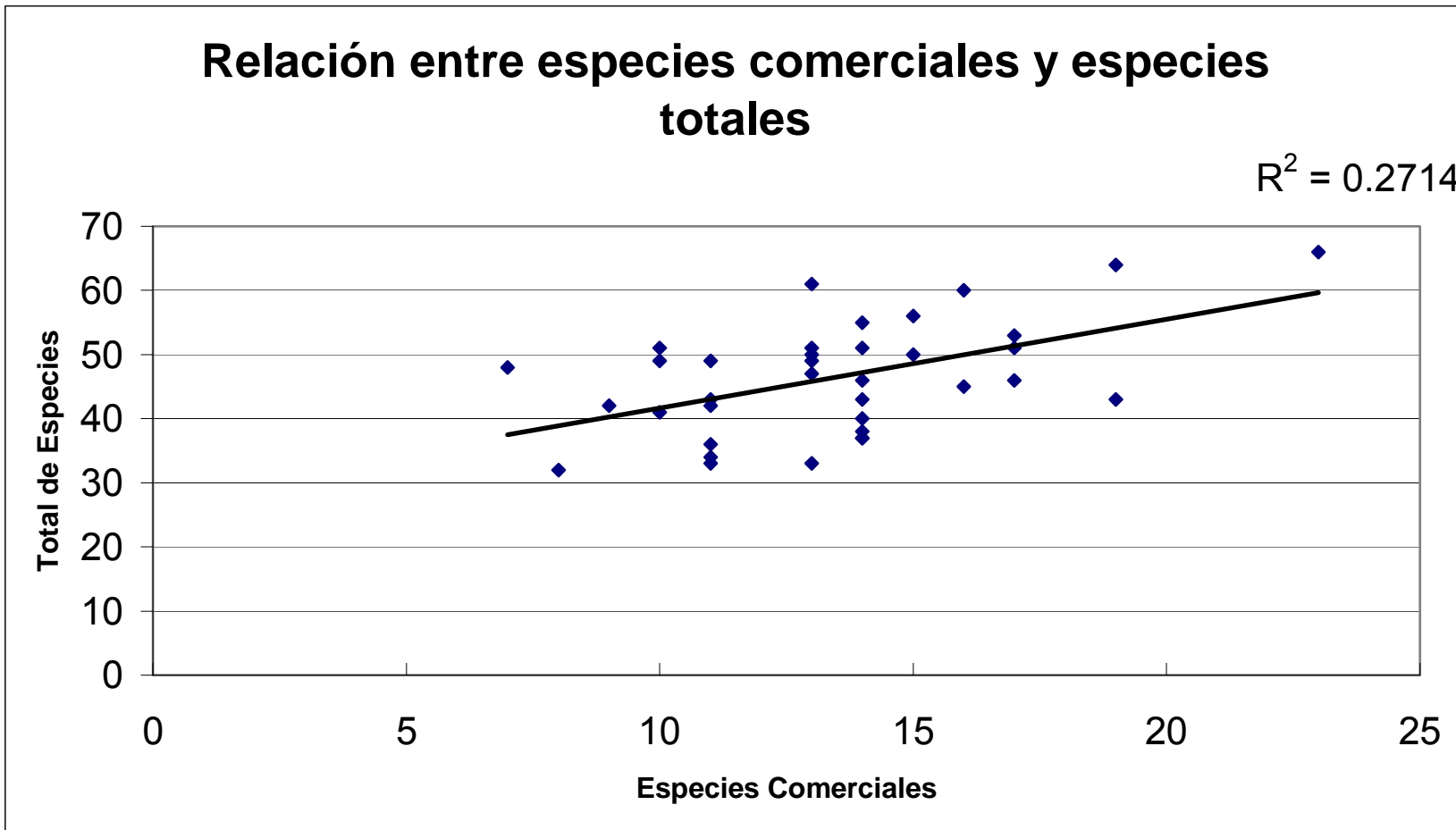
Clase	Nivel de análisis	Índice – Abreviación	Descripción – Rango de valores
Medidas de área de núcleo	Paisaje	Área total del núcleo TCA	$CORE \geq 0$. Sin Límite y su unidad es en hectárea. $CORE = 0$ cuando varios sitios dentro de la influencia del borde especificado por el usuario. CORE es cercano al área cuando la distancia de influencia del borde decrece y la forma del parche se simplifica. Es igual al área (m^2) del parche que llega hasta la distancia de influencia del borde dividido por 10000 para convertir a hectárea.
	Parche	Área total del núcleo TCA	$TCA \geq 0$ sin límites. Cuando cada punto dentro de cada parche del correspondiente tipo de parche está dentro del borde especificado por el usuario del perímetro del parche. TCA es igual a la suma de las áreas núcleos de cada parche (m^2) del correspondiente tipo de parche, dividido por 10000, para convertir a hectáreas.
	Paisaje	Número de áreas de núcleos (NCORE)	$N \geq 1$ Sin límite. $CORE > 1$ cuando el fragmento contiene áreas de núcleos disjuntas debido a su forma, más de un área núcleo.
	Parche	Índice de área interior (CAI)	$0 \leq CAI < 100$. $CAI = 0$ cuando $CORE = 0$. CAI se acerca a 0 cuando el parche por causa del tamaño forma y borde posee más de un área núcleo.
	Parche	Total Core Area (TCA)	$TCA \geq 0$ (Sin límite). TCA es la suma de todas las áreas núcleos de cada parche (m^2) de un tipo de parche correspondiente dividido por el área de cada parche del mismo tipo, 10000 para convertir a hectárea.
	Parche	Desviación estandar del área del núcleo CORE_SD	$CORE_SD > 0$. Sin límite. Es la variación de áreas interiores disjuntas de parches de una misma categoría, siendo la raíz cuadrada del error promedio (desviación del promedio) del área interior de los parches.
	Parche	Coefficiente de variación del área del núcleo CORE_CV	$CORE_CV > 0$. Sin límite. El CORE_CV, mide la variabilidad del área interior promedio, relativa acerca de la media (variabilidad como porcentaje de la media) y no variabilidad absoluta.
Aislamiento y proximidad	Parche	Índice promedio de proximidad MPI	$MPI \geq 0$; $MPI = 0$ cuando dentro de un radio establecido no existen vecinos que pertenezcan a su misma categoría. El valor MPI aumenta cuando los vecinos dentro de un radio establecido están ocupado por parches que pertenecen a la misma categoría.
	Parche	Distancia promedio al vecino más próximo (MNN)	$MNN > 0$. Sin límite. Es la variación de la distancia en promedio de los parches vecinos que pertenecen a la misma categoría. Basado en la distancia de un borde hacia el otro para cada parche del tipo correspondiente.

Anexo 5. Abundancia absoluta por hectárea de las principales especies por sitio para el gremio de Heliófitas Efímeras y Palmas.

Heliófitas Efímeras		Palmas	
Paniagua I		Paniagua I	
Especies	N° de ind/ha	Especies	N / ha
Croton smithianus	6.7	Welfia regia	15
Cecropia sp	5.0	Iriartea deltoidea	10
Cecropia insignis	3.3	Euterpe precariota	6.7
		Socratea exorrhiza	5
		Euterpe sp.	1.7
TOTAL	15.0	TOTAL	38.3
Víctor Julio		Víctor Julio	
Especies	N° de ind/ha	Especies	N / ha
Croton smithianus	8.9	Socratea exorrhiza	15.6
Ochroma pyramidale	4.4	Welfia regia	10
Croton schiedeanus	3.3	Iriartea deltoidea	10
Cecropia insignis	2.2		
Hampea appendiculata	1.1		
TOTAL	20.0	TOTAL	50.0
Ernesto Soto		Ernesto Soto	
Especies	N° de ind/ha	Especies	N / ha
Cecropia Insignis	8.3	Euterpe precariota	8.3
Croton schiedeanus	5	Socratea Exorrhiza	3.3
Heliocarpus	5	Iriartea deltoidea	3.3
Vismia sp.	5		
TOTAL	23.3	TOTAL	15
Antonio Tosi		Antonio Tosi	
Especies	N° de ind/ha	Especies	N / ha
<i>Croton schiedeanus</i>	2.5	Socratea exorrhiza	30
<i>Cecropia insignis</i>	0.8	Euterpe precariota	15
		Iriartea deltoidea	5
TOTAL	3.3	TOTAL	45
Edgar Rojas		Edgar Rojas	
Especies	N° de ind/ha	Especies	N / ha
Cecropia insignis	1.1	Socratea exorrhiza	1.1
Vismia sp.	1.1		
TOTAL	2.2	TOTAL	1.1

GEN = Generalistas, HD = Heliófitas durables, HE = Heliófitas efímeras, INT = Intermendias,
SD = Sin datos, PAL = Palmas.

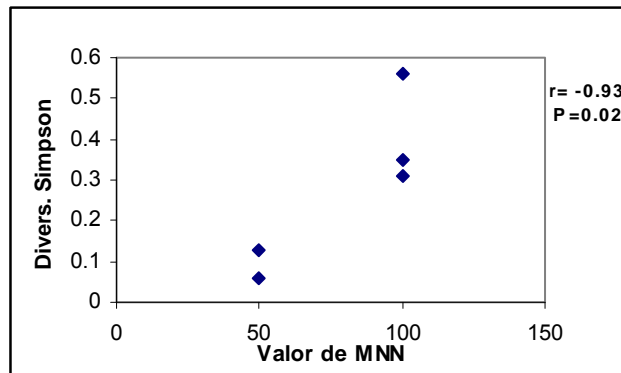
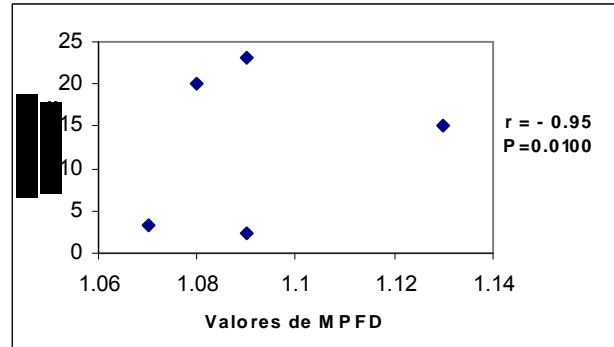
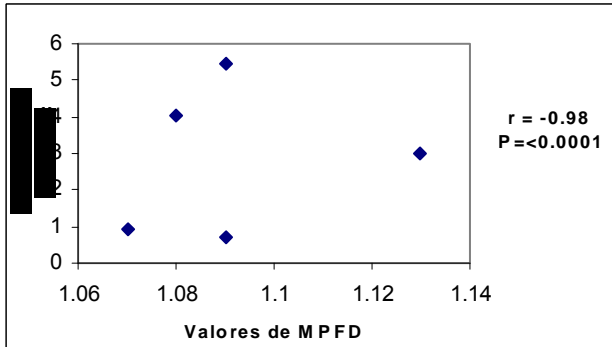
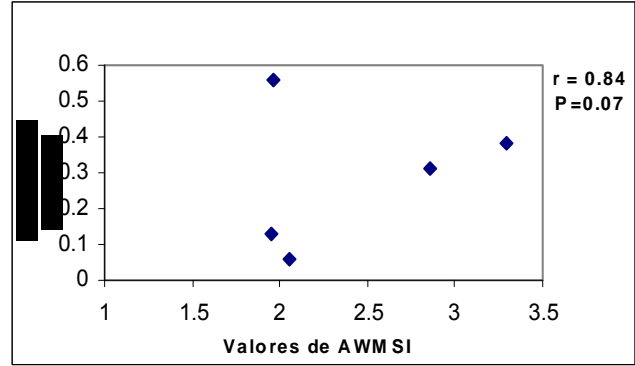
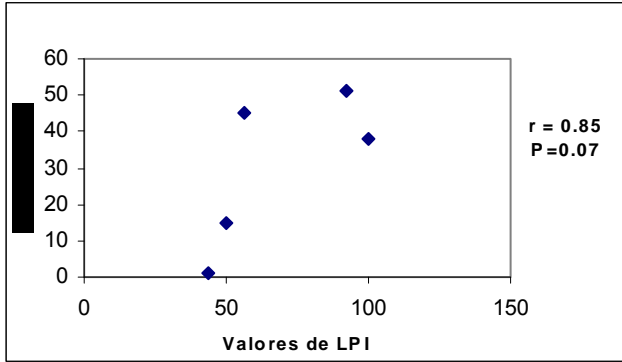
Anexo 6. Coeficiente de correlación entre el número de especies totales y especies comerciales: aceptables y deseables, en cinco fragmentos de la zona norte de Costa Rica. (Fuente: Tesis de Maestría Forero 2001).



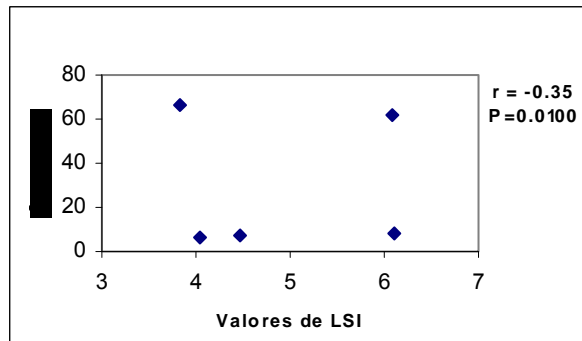
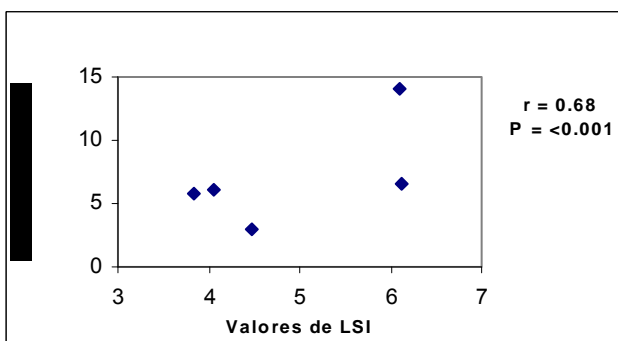
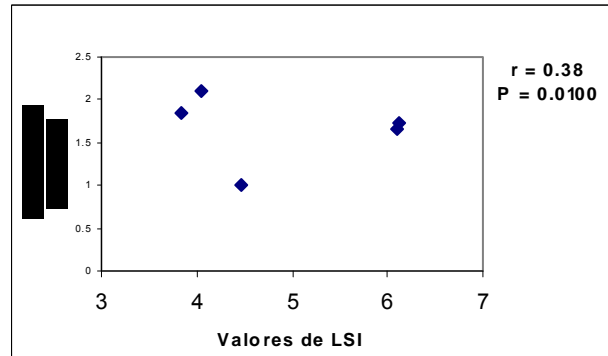
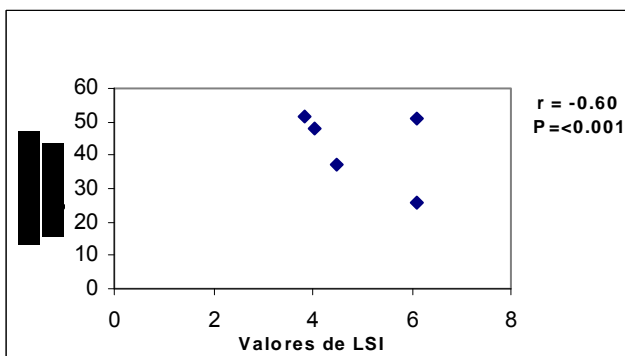
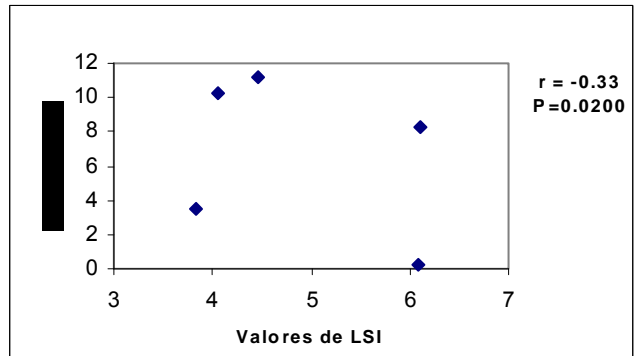
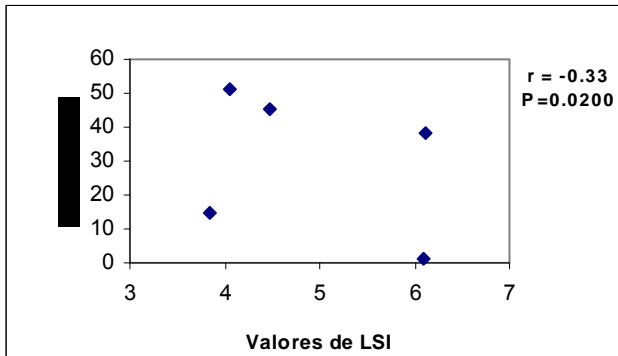
Anexo 7. Índices de descripción del paisaje en zona de estudio a nivel de paisaje calculados con Patch Analyst a escala 1:200000 y 1:25000.

MEDIDA	ACRÓNIMO	1:200000	1:25000
Área total del paisaje	TLA	112603 ha	112603 ha
Número de parches	NUMP	99	1281
Tamaño promedio de parche	MPS	1139 ha	88.3
Coeficiente de variación del tamaño del parche	PSCOV	313.5	1099.7
Desviación estándar del tamaño del parche	PSSD	3575.6	963.9
Borde total	TE	1228905 mts.	22467575 mts
Densidad del borde	ED	21.8 m/ha	39.9 m/ha
Índice de forma promedio	MSI	3.62	1.90
Índice de forma promedio pesado por área	AWMSI	8.77	13.6
Dimensión fractal promedio del parche	MPFD	1.16	1.09
Dimensión fractal promedio pesado por área.	AWMPFD	1.23	1.26
Área total del núcleo	TCA	51180.7 ha	47672.3 ha
Área promedio del núcleo	MCA	119.38 ha	33.51 ha
Desviación estandar del área del núcleo	CASD	1177.62	573.4
Coeficiente de variación del área del núcleo	CACOV	113.53	775.13
Número de áreas del núcleo.	NCA	430	1426
Índice del parche más grande	LPI	32.2 %	30.65 %
Índice de Forma del Paisaje	LSI	12.94	23.68

Anexo 8 . Coeficientes de correlación significativos entre diferentes índices a nivel de parches y variables de respuesta de especies agrupadas por gremios ecológicos en cinco fragmentos a escala 1:200000.



Anexo 9 . Coeficientes de correlación significativos entre diferentes índices a nivel de parches y variables de respuesta de especies agrupadas por gremios ecológicos en cinco fragmentos a escala 1:25000.



Anexo 9. Continuación

