

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

Contribución de diferentes arreglos silvopastoriles a la conservación de la biodiversidad, mediante la provisión de hábitat y conectividad en el paisaje de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras

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

Magister Scientiae en Agroforestería Tropical

Por

Andre René Sanfiozenzo Gil de Lamadrid

Turrialba, Costa Rica, 2008

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

Magister Scientiae en Agroforestería Tropical

FIRMANTES:

Fabrice DeClerck, PhD
Consejero Principal

Tamara Benjamín, PhD
Miembro del Comité Consejero

Sergio Velásquez. MSc
Miembro del Comité Consejero

Glenn Galloway, PhD
Decano de la Escuela de Posgrado

Andre Sanfiozeno Gil de Lamadrid
Candidato

DEDICATORIA

Dedicado a todos y todas las
personas que buscan formas de
contribuir a lograr la conservación de
los recursos naturales y el desarrollo
sostenible de nuestras sociedades.

AGRADECIMIENTOS

A los habitantes de la subcuenca del Río Copán, Honduras, por el apoyo y contribución, sin los cuales no hubiera sido posible hacer la investigación.

A Fabrice DeClerck, mi consejero principal, por toda su disponibilidad y soporte durante la elaboración del estudio y por fomentar una relación tanto de trabajo como de amistad.

A Tamara Benjamín por su apoyo y orientación desde un inicio, colaborando con la propuesta de estudio y por sus valiosos aportes para lograr finalizar este proceso de maestría.

A Sergio Velásquez y Christian Brenes por sus pacientes aportes y sugerencias durante las incontables horas de trabajo con sistemas de información geográfica.

Al equipo del Programa FOCUENCAS/Copán y de la MANCORSARIC por todo su apoyo en la etapa de campo.

Al equipo del Proyecto BNPP por la oportunidad en realizar el estudio, en especial a Dalia Sánchez por su gran colaboración durante la fase de campo.

A la Sra. Martha, sin su atención y apoyo incondicional la etapa de campo hubiese sido mas difícil.

A todos mi compañeros y compañeras de CATIE, conocerlos y convivir con ustedes fue una de las grandes experiencias de estos dos años, nuestra gran familia latinoamericana.

A mi familia, por todo su apoyo incondicional e incansable, no importando que tan grande sea el reto o que tan larga sea la distancia.

Finalmente y no menos importante a mi esposa Isa, para quien no existen palabras que puedan agradecer su compañía, amistad, amor y apoyo.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	VIII
SUMMARY	IX
ÍNDICE DE CUADROS	X
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
1 INTRODUCCIÓN	13
1.1 Objetivos del estudio	14
1.2 <i>Objetivo General</i>	14
1.3 <i>Objetivos específicos</i>	14
Hipótesis del estudio	15
2 MARCO CONCEPTUAL	16
2.1 Situación	16
2.2 Ecología de Paisajes.....	18
2.3 <i>Conectividad</i>	19
2.4 Aportes a la conservación de biodiversidad por los SSP	21
2.5 <i>Aportes a la conservación de flora</i>	21
2.6 <i>Aportes a la conservación de fauna</i>	22
2.7 <i>Aportes a la conservación a nivel de paisaje</i>	23
2.8 Ecoagricultura.....	25
2.9 Sistemas de información geográfica, herramientas en agroforestería	26
3 Bibliografía	28
4 Artículo 1. caracterización del paisaje de la subcuenca del RIO COPAN, HONDURAS. 32	
4.1 <i>Introducción</i>	32
4.2 <i>Descripción del área de estudio</i>	33
4.2.1 <i>Ubicación</i>	33
4.2.2 <i>Topografía y suelo</i>	33

4.2.3	<i>El clima</i>	34
4.2.4	<i>Caracterización de ecosistemas dentro de la subcuenca del Río Copan.</i>	34
4.2.5	<i>Usos del suelo</i>	35
4.3	<i>Materiales y métodos</i>	37
4.3.1	<i>Caracterización de usos del suelo presentes en el paisaje.</i>	37
4.3.2	<i>Caracterización del nivel de fragmentación presente en el paisaje.</i>	37
4.3.3	<i>Identificación de factores ambientales y humanos a nivel de paisaje que influyen características de cobertura vegetal en la zona.</i>	38
4.3.4	<i>Identificación de áreas prioritarias para la conservación</i>	40
4.4	RESULTADOS	41
4.4.1	<i>Caracterización de usos del suelo presentes en el paisaje.</i>	41
4.4.2	<i>Identificación de factores ambientales y humanos a nivel de paisaje que pueden estar influenciando características de cobertura vegetal en la zona.</i>	48
4.4.3	<i>Parches prioritarios</i>	49
4.5	<i>Discusión</i>	52
4.5.1	<i>Caracterización y fragmentación del paisaje de la subcuenca del Río Copán</i>	52
4.5.2	<i>Priorización de parches</i>	55
4.6	CONCLUSIONES	56
4.7	BIBLIOGRAFÍA	57
5	Artículo 2. Conectividad funcional para los generos de aves trogon, icterus y dendroica	61
5.1	<i>Introducción</i>	61
5.2	<i>Descripción del área de estudio</i>	62
5.2.1	<i>Ubicación</i>	62
5.2.2	<i>Topografía y suelo</i>	63
5.2.3	<i>El clima</i>	63
	<i>Figura 5.1. Ubicación Sub-cuenca Rio Copan</i>	64

5.3	<i>Materiales y métodos</i>	65
5.3.1	<i>Calidad del hábitat</i>	65
5.3.2	<i>Permeabilidad del hábitat</i>	66
5.3.3	<i>Conectividad funcional</i>	67
5.3.4	<i>Modelación</i>	67
5.4	<i>Resultados</i>	68
5.4.1	<i>Calidad de hábitat</i>	68
5.4.2	<i>Permeabilidad</i>	73
5.4.3	<i>Conectividad</i>	73
5.4.4	<i>Modelación</i>	76
5.5	<i>Discusión</i>	80
5.5.1	<i>Calidad de hábitat</i>	80
5.5.2	<i>Conectividad</i>	82
5.5.3	<i>Modelación</i>	84
5.6	<i>Conclusiones</i>	88
5.7	<i>Bibliografía</i>	90
6.	<i>Conclusiones y recomendaciones generales</i>	93
ANEXOS		95

RESUMEN

En regiones tropicales y templadas la agricultura en su mayoría afecta los ecosistemas naturales y su biodiversidad transformando usos del suelo naturales a campos agrícolas. Las regiones tropicales son particularmente vulnerables al impacto humano dada la alta riqueza y abundancia de especies y la gran variedad de amenazas existentes, haciendo la conservación de estas áreas una prioridad global. En Centro América la ganadería es una de las actividades más impactantes, la cual ha sido identificada como una de las principales causas de la deforestación en esta región. Ante este escenario es necesario identificar mecanismos para reducir los impactos negativos de los sistemas de producción ganaderos. Este trabajo tuvo como objetivos caracterizar el paisaje de la subcuenca del Río Copan, Honduras en términos de usos del suelo y métricas de composición estructural del paisaje. La elaboración de modelos de calidad de hábitat y conectividad funcional para los géneros de aves *Dendroica*, *Trogon* e *Icterus* y evaluar la contribución actual de los sistemas silvopastoriles a la provisión de hábitat y conectividad. Se modeló además, la incorporación de una franja de bosques riparios de 50 m o la adición de sistemas silvopastoriles de baja densidad en pendientes entre 0-15%, sistemas silvopastoriles de alta densidad en pendientes de 16-40% y bosques en zonas de pendientes mayores al 40% y por ultimo la combinación de ambos modelos. El paisaje de la subcuenca del Río Copan es uno fragmentado con solo 25% de áreas de bosques naturales. El paisaje provee una mayor calidad de hábitat para los géneros *Icterus* y *Dendroica* que para *Trogon* el cual es dependiente de las áreas naturales, las cuales están dispersas en parches desconectados estructuralmente dentro del paisaje. Los sistemas agrosilvopastoriles en especial los de alta densidad son usos del suelo importantes representados en las redes de conectividad para los tres géneros evaluados. El introducir una franja de bosques ribereños de 50 metros, sistemas silvopastoriles y bosques bajo distintas pendientes tiene impactos favorables aumentando la cantidad de hábitat y conectividad dentro del paisaje beneficiando organismos dependientes de bosques como los que componen el género *Trogon*. Los sistemas silvopastoriles tienen un rol importante en la cantidad de hábitat para organismos más tolerantes a la perturbación como *Icterus* y *Dendroica*, en el caso de especies dependientes de bosque cumplen una función importante al favorecer la conectividad funcional entre los hábitat existentes. Iniciativas de conservación dentro del paisaje deben incluir estrategias que busquen modificar la matriz productiva como la incorporación de sistemas silvopastoriles en combinación con estrategias que busquen conservar y expandir las áreas naturales dentro de este paisaje.

SUMMARY

In tropical as in temperate regions agriculture negatively affects natural ecosystems and its biodiversity by transforming land use from natural areas to those dominated by agriculture. Tropical regions are particularly vulnerable to the impact of human activities because their high species richness, original forest cover, rapidly increasing development and expansion of the agricultural frontier. This combination and wide variety of threats makes conservation in this region a global priority. Cattle production is one of the agricultural activities with the greatest impact on biodiversity in Central America, and has been identified as one of the principal causes of deforestation in the region. Because of this, it is increasingly necessary to identify mechanisms that reduce the negative impacts of cattle production systems. This objective of this project is to characterize land use and landscape metrics of the Copan River watershed and also model functional habitat and connectivity. We develop habitat quality and landscape connectivity models for three genera of avifauna, *Trogon*, *Icterus* and *Dendroica*, and we evaluate the contribution of current landuse, particularly silvopastoral systems to habitat provision and landscape connectivity. We also model how landscape connectivity and conservation value changes with the addition of a 50m strip of riparian forest at each side of the rivers. Or the inclusion of low density silvopastoral systems in slopes of 0 - 15%, high density silvopastoral systems in slopes of 16 - 40% and restored forest on slopes higher than 40%. And the combination of a 50m strip of riparian forest at each side of the rivers and the inclusion of low density silvopastoral systems in slopes of 0 - 15%, high density silvopastoral systems in slopes of 16 - 40% and restored forests in slopes higher than 40%. The Copan watershed is a highly fragmented landscape with less than 25% original forest remaining. Modeled habitat quality for *Icterus* and *Dendroica* is much larger than the habitat modeled for *Trogon* which is much more dependant on forest habitats This forest habitat is highly dispersed in small patches throughout the landscape. Silvopastoral systems, particular pastures with high tree density, are identified critical managed land uses for maintaining and increasing connectivity of in landscape networks for the three evaluated genera in the region. The model that introduced silvopastoral systems in high slope had significant impact on landscape connectivity as did the model including a 50 meter strip of riparian forest. Silvopastoral systems play an important role in providing habitat and functional connectivity in the Copan watershed landscape. More tolerant genera such as *Icterus* and *Dendroica* are capable of using these systems as habitat; less tolerant genera sharing the dispersal and habitat preferences of *Trogon* may use these systems as corridors to move throughout the landscape, but will find them unsuitable as habitat. Landscape management initiatives should include strategies that promote more environmentally friendly production systems as silvopastoral systems, combined with strategies that conserve and expand the natural areas within a landscape particularly for less mobile species. Species specific landscape models need to be validated in the field; however, when based on field data, they serve as an important tool for making landscape scale management decisions, and for conservation planning in agricultural landscapes.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1-1. Cuatro estados de alteración del hábitat.	16
Cuadro 4-1. Categorías de uso actual del suelo para la subcuenca del Río Copán.	39
Cuadro 4-2. Métricas para los usos del suelo en la subcuenca del Río Copán.	43
Cuadro 4-3. Índice de forma y dimensión fractal para las diferentes categorías del uso del suelo en la subcuenca del Río Copán.	44
Cuadro 4-5. Área de los parches sugeridos como reservas para cada tipo de bosque.	50
Cuadro 5-1. Especies de los géneros <i>Dendroica</i> , <i>Icterus</i> y <i>Trogon</i> presentes en el paisaje de la subcuenca del Río Copán, Honduras (Gallardo en preparación).....	68
Cuadro 5-2. Calidad de hábitat y valores de permeabilidad para los generos <i>Trogon</i> , <i>Icterus</i> y <i>Dendroica</i>	69
Cuadro 5-3. Áreas y número de parches para los géneros <i>Trogon</i> , <i>Icterus</i> y <i>Dendroica</i>	70
Cuadro 5-4. Conectividad actual para los géneros <i>Trogon</i> , <i>Icterus</i> y <i>Dendroica</i>	74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 4-1 Ubicación de la Sub-cuenca Rio Copan, Honduras	36
Figura 4-4. Número de parches de bosques en diferentes categorías de tamaño dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.	47
Figura 4-5. Numero de segmentos de cercas vivas respecto a su distancia al bosque dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.	48
Figura 4-6. Biplot, áreas naturales y su relación con la altura sobre el nivel del mar, distancia a vías, pendiente y distancia a asentamientos humanos dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.....	49
Figura 4-7. Área de parches sugeridos como reservas versus área total de bosques densos de cada tipo identificado dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.....	50
Figura 4-8. Mapa de ubicación de parches de bosques densos prioritarios para la conservación dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.	51
Figura 5.2. Área de hábitat en diferentes rangos de calidad para los géneros evaluados dentro de paisaje de la subcuenca del Río Copán, Honduras.....	70
Figura 5-4. Parches funcionales en el paisaje actual para los géneros <i>Dendroica</i> , <i>Icterus</i> y <i>Trogon</i> dentro de paisaje de la subcuenca del Río Copán, Honduras.....	72
Figura 5-5 Usos del suelo y su área dentro de los corredores para los géneros evaluados en el paisaje actual.....	74
Figura 5-6. Mapa de parches funcionales y corredores para los géneros evaluados en el paisaje actual.	75
Figura 5-7 Área de hábitat funcional para los géneros evaluados en los diferentes modelos. ..	77
Figura 5-8. Numero de parches funcionales para los géneros evaluados en los diferentes modelos.....	77
Figura 5-9 Comparación de índice de conectividad entre los modelos evaluados.	78
Figura 5-10. Usos del suelo dominantes en la red de conectividad identificada para cada género (negro solido= <i>Trogon</i> , puntos= <i>Icterus</i> , líneas= <i>Dendroica</i>). (A) Paisaje actual, (B) Modelos 1, (C) Modelo 2, (D) Modelo 3.....	79
Figura 5-11. Área del árbol mínimo de distancias entre los modelos evaluados.....	80

Figura 5-12. Hábitat funcional y conectividad para el género *Trogon* en los modelos evaluados.87

1 INTRODUCCIÓN

Por miles de años el ser humano ha intentado domesticar el ecosistema y paisaje para suplir las necesidades de producción para la sociedad. En los trópicos como en zonas templadas, la agricultura en su mayoría afecta los ecosistemas naturales y su biodiversidad, transformando el uso del suelo de áreas naturales a campos agrícolas (Schroth et ál 2004). Las regiones tropicales son muy vulnerables a los impactos de las actividades humanas; la riqueza y biodiversidad de especies presentes en estas regiones, así como la gran variedad de amenazas existentes conviertan la conservación de estas áreas en una prioridad global (Gascon et ál 2004).

Una de las actividades más impactantes en América Central ha sido la ganadería, la cual ha sido identificada como una de las principales causas de la deforestación en la región (Kaimowitz y Angelsen 1996). Otras externalidades negativas pueden ser asociadas a la ganadería como; pérdida de biodiversidad, disminución de capacidad productiva de los suelos por la compactación y erosión, contribución a la emisión de gases efecto invernadero y la disminución en cantidad y calidad del agua (Casásola et ál 2002). Ante este escenario se deben identificar mecanismos para reducir impactos de la ganadería sobre los ecosistemas y mantener aún niveles de producción de manera sostenible que permitan mantener y mejorar la calidad de vida de la población y reducir la expansión de la frontera agrícola.

En la medida en que se continúe con la deforestación la conservación de la biodiversidad no sólo se debe dar en las áreas protegidas sino que además se debe promover dicha conservación dentro de la matriz agrícola dominante en la mayoría de nuestros paisajes (Harvey et ál 2006). Arreglos de paisajes donde se promueva la conectividad entre comunidades y procesos ecológicos son un elemento clave para lograr la conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados. Sin embargo, es importante resaltar que el nivel de conectividad varía con respecto a especies y comunidades. En un paisaje ideal las especies pueden moverse libremente por el mismo para encontrar sus preferencias de hábitat y alimentación, en paisajes fragmentados las especies están restringidas a las zonas con hábitat y alimentos adecuados y pueden tener capacidades restringidas de movimiento a través de la matriz principal (Bennett 2004).

En paisajes dominados por una matriz pecuaria la presencia de sistemas silvopastoriles (SSP) en los cuales se conservan árboles de regeneración natural o especies plantadas influyen en los procesos ecológicos tales como: características como la presencia de flora y fauna, dispersión de flora y fauna entre otros (Schroth et ál 2004). Contrario a los sistemas de monocultivos, los sistemas agroforestales incorporan una mayor diversidad de especies y estructuras al paisaje (Harvey et ál 2004a).

Además de apoyar a la conservación mediante la presencia de animales y plantas nativas. Los sistemas silvopastoriles pueden contribuir a la conservación mediante el aumento de la conectividad para poblaciones de organismos presentes en el paisaje. La conectividad funcional y estructural en paisajes ya deforestados es de suma importancia para la conservación por su contribución a sostener poblaciones viables dentro del paisaje. Esto presenta una necesidad de estudiar cómo diferentes arreglos silvopastoriles y su ubicación en el paisaje pueden contribuir a la provisión de hábitat y conectividad. Con este estudio se pretende contribuir al conocimiento en esta área para poder lograr el diseño de estrategias adecuadas para la promoción de sistemas silvopastoriles en la región.

1.1 OBJETIVOS DEL ESTUDIO

1.2 Objetivo General

Determinar la contribución de diferentes arreglos silvopastoriles a la conservación de la biodiversidad, mediante la provisión de hábitat y conectividad del paisaje.

1.3 Objetivos específicos

1. Caracterizar el paisaje en términos de cobertura vegetal a nivel de tipos de bosques en la región.
2. Caracterizar el nivel de fragmentación presente en el paisaje utilizando métricas descriptivas como área, perímetro y densidad de parches.
3. Evaluar factores ambientales y humanos a nivel de paisaje que pueden estar influenciando características de cobertura vegetal en la zona.
4. Generar un modelo de predicción de hábitat para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*

5. Diseñar una red de conectividad funcional para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*

6. Modelar la inclusión de sistemas silvopastoriles en los sistemas ganaderos tradicionales para identificar cambios en las métricas de paisaje y la disponibilidad de hábitat y conectividad presentes.

Hipótesis del estudio

1) El paisaje actual presenta niveles de fragmentación que pueden interrumpir procesos ecológicos en la región.

2) Factores ambientales y humanos a nivel de paisaje influyen en el tipo de cobertura vegetal presente.

3) La implementación de sistemas silvopastoriles en la zona contribuirá a aumentar la disponibilidad de hábitat en el paisaje.

4) La implementación de sistemas silvopastoriles contribuirá a mejorar la conectividad estructural y funcional en el paisaje.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 SITUACIÓN

La alteración del ecosistema ha traído con sí un efecto de fragmentación en los paisajes. Cuatro niveles de fragmentación han sido propuestos por varios autores. Hobbs y Hopkins (1990) expresaron la fragmentación en términos de uso de la tierra predominante: 1) conservación, 2) utilización de los componentes (extracción de madera), 3) sustitución de componentes (agricultura plantaciones forestales), 4) destrucción completa (desarrollos urbanos, minería a cielo abierto). McIntyre et ál (1996) propone que la fragmentación debe ser medida en: paisajes intactos, variegados, fragmentados y los que cuentan con sólo relictos de hábitat natural. McIntyre y Hobbs (1999) combinan sus percepciones para desarrollar un marco para la conceptualización de los efectos humanos en el paisaje y su importancia para el manejo e investigación a nivel de paisaje. Las características de cada nivel de fragmentación (Cuadro 2-1) nos sirve como herramienta para decidir qué estrategias de conservación pueden ser utilizadas en determinado paisaje. Además nos permite conocer el grado de alteración en los procesos ecológicos del paisaje dependiendo de su grado de fragmentación

Cuadro 1-1. Cuatro estados de alteración del hábitat.

Tipo de alteración	Hábitat natural remanente (%)	Conectividad del hábitat remanente	Grado de modificación del hábitat remanente	Patrón de modificación del hábitat remanente
Intacto	>90	Alta	Bajo	Mosaico con gradientes
Variegado	60-90	Generalmente alta, pero baja para especies sensitivas a la modificación de hábitat	De bajo a altamente modificado	Mosaico que contara tanto con gradientes y cambios abruptos en los límites
Fragmentado	10-60	Generalmente baja, varía según la movilidad de cada especie y arreglo en el paisaje	De bajo a altamente modificado	Gradientes con fragmentos menos evidentes
Relictual	<10	No existente	Altamente modificado	Generalmente uniforme

Fuente: McIntyre y Hoobs (1999)

La fragmentación de hábitat se desarrolla en forma dinámica a través del tiempo y genera notables cambios en el patrón y distribución de hábitat en el paisaje. Se pueden identificar tres componentes reconocibles del proceso: 1) pérdida general de hábitat en el paisaje, 2) disminución en el tamaño de los segmentos de hábitat que subsisten después de la subdivisión y 3) mayor aislamiento de hábitat a medida que nuevos usos de la tierra ocupan el ambiente intermedio (Bennett 2004).

El proceso de fragmentación además de reducir los tamaños de parches de bosque, reduce y subdivide poblaciones naturales incrementando grandemente la tasa de extinciones locales de algunas especies (McIntyre y Hobbs 1999). Poblaciones aisladas son vulnerables a la endogamia y deriva genética debido a que los individuos se ven obligados a reproducirse entre sí por falta de otras parejas. La vulnerabilidad a cambios ambientales es mayor en poblaciones aisladas, situaciones como desastres naturales, invasión de patógenos y competencia de predadores pueden ocasionar que poblaciones lleguen a niveles críticos y pueden terminar en extinción (Bennett 2004; Laurance 2004). La fragmentación trae consigo diferentes consecuencias, las más importantes de resaltar son efectos en los hábitat remanentes en el paisaje como: efectos de área, efectos de distancia, efectos de borde, efectos de matriz y efectos sinérgicos (Laurance 2004).

La producción ganadera en Centroamérica como en muchos otros lugares del mundo ha sido asociada con la deforestación y consecuente fragmentación de hábitat. Desde finales de la década de los 1970's el rol de la ganadería y la deforestación han sido una preocupación política para los estados de la región (Nicholson et ál 1995). La demanda de productos pecuarios ha ascendido conforme ascienden los ingresos familiares y el aumento de la población. La mayor parte de esta demanda ha sido suplida mediante la expansión de las áreas dedicadas a pasturas, impactando de manera negativa los bosques de la región (Nicholson et ál 1995). La deforestación en Centroamérica está asociada a muchas otras razones además de la producción pecuaria como la extracción de madera, leña y producción de cultivos agrícolas. Sin embargo, una gran parte de las regiones que antes fueron bosque húmedo tropical están siendo utilizadas como zonas ganaderas (Nicholson et ál 1995). La mayoría de los finqueros en la frontera del bosque en Latinoamérica utilizan la tierra extensamente, primero cosechan la madera, luego establecen cultivos en las zonas adecuadas y el resto es dedicado a pasturas.

Debido al régimen de intensidad y prácticas de manejo, la tierra es degradada rápidamente reduciendo su capacidad productiva, esto causa un abandono del área y una expansión hacia terrenos remanentes del bosque (Kaimowitz y Angelsen 1996).

En Centroamérica cerca del 38% (94 000 000 ha) de los terrenos están siendo utilizados como áreas de producción ganadera. Estos sistemas ganaderos están basados en pastos nativos y sin insumos externos como concentrados. Este manejo ha tenido como consecuencia la degradación de las pasturas, provocando su abandono y expansión de nuevas áreas dedicadas a pasturas (Steinfeld 2000). En Honduras se estiman 1 540.000 ha de pasturas activas para el año 1994 (Guevara y Villamizar 2000). En la sub-cuenca del Río Copan la ganadería es una de las principales actividades económicas en su mayoría sistemas de doble propósito con un énfasis en la producción lechera (Guillén 2002).

2.2 ECOLOGÍA DE PAISAJES

El tradicional enfoque de la ecología en el cual los ecosistemas son vistos como entidades separadas en muchos casos no funciona para entender y sugerir estrategias de conservación a nivel de paisajes. La meta de la conservación es el mantenimiento de los ecosistemas naturales, su estructura, funciones e integridad (Noss 1983). Los ecosistemas presentes en un paisaje no sólo deben ser vistos como una entidad separada, casi todos los ecosistemas están abiertos al intercambio entre ellos de, energía, nutrientes minerales y organismos (Noss 1983, Bennett 2004). Según Forman y Godron (1981), un paisaje es un área de kilómetros de ancho, donde un conglomerado de componentes o ecosistemas interactúan entre sí.

La ecología de paisaje es un campo interdisciplinario de la ciencia que puede ser definido como el estudio de las interacciones entre los componentes espaciales y temporales de un paisaje, y su flora y fauna asociada (Bennett 2004). En esta disciplina se reconoce al paisaje como un mosaico de diferentes tipos de hábitat, que en la mayoría de los casos está influenciado por las actividades humanas de uso de la tierra, resultando en una mezcla de parches desde hábitat naturales hasta tierras de uso intensivo (Bennett 2004). La ecología de paisaje investiga cómo los mosaicos de hábitat naturales y antropogénicos están estructurados, cómo el patrón espacial influye en los procesos ecológicos y cómo el mosaico del paisaje cambia a través del tiempo.

Los flujos de energía, nutrientes, material biótico y abiótico están claramente influenciados por los patrones espaciales y la composición de los diferentes hábitat. Consecuentemente, los cambios que se susciten en el patrón del paisaje, ya sean de origen natural o antropogénico, influyen en los patrones de movimiento de los componentes bióticos (flora y fauna) y abióticos (Bennett 2004). La dinámica de estos flujos depende de tres vectores principales: el viento, el agua y los animales. Por lo que el movimiento de la fauna a través del mosaico del paisaje, no solamente es necesario para la supervivencia de la población local, además para sostener las funciones ecológicas a lo amplio del paisaje (Bennett 2004).

2.3 Conectividad

La matriz es una extensa área altamente conectada y la cual controla el paisaje o la dinámica regional y puede ser identificada por tres atributos primarios: área, conectividad y control sobre la dinámica del paisaje, que son usados de manera secuencial. Primero, la matriz puede a menudo actuar como un filtro selectivo para el movimiento de la fauna a través del paisaje. El tipo de vegetación en la matriz determinará el tipo de especies que podrán moverse por ese filtro. Segundo, la matriz puede ejercer una fuerte influencia sobre la dinámica de la comunidad dentro del remanente. Tercero, diferentes tipos de matriz pueden influir sobre los efectos de borde de los fragmentos. Si la vegetación de la matriz es estructuralmente similar al hábitat original pueden reducirse los impactos ecológicos de los efectos de borde (Bennett 2004).

Los hábitat presentes en la matriz varían en su capacidad de soportar especies del bosque, y esto está determinado por la historia e intensidad del uso de la tierra (Lawton et ál 1998, citado por Gascon et ál 2004). Por lo que hábitat como pastizales antiguos soportarán una baja diversidad de especies del bosque. Gascon et ál (1999) realizaron un estudio sobre uso de la matriz por cuatro grupos de animales: aves, ranas, pequeños mamíferos y hormigas, en la Amazonía Central por un período de 19 años. Ellos encontraron que los tres grupos de vertebrados exhibieron una correlación positiva entre la abundancia en la matriz y la vulnerabilidad de la especie a la fragmentación. Esto sugiere que las especies que evitan la matriz tienden a reducirse o desaparecer en los fragmentos, mientras las que toleran o exploran la matriz permanecen estables o incrementan. Este último fue el caso de una buena proporción de especies de los cuatro grupos, principalmente en ranas y pequeños mamíferos.

Un estudio por Castellón y Sieving (2005) donde se analizó la permeabilidad relativa de tres tipos de cobertura: corredores arbolados, vegetación secundaria y campos abiertos para el movimiento de *Scelorchilus rubecula* un ave del sotobosque en Suramérica. Los resultados indican que hábitat abiertos representan una limitación para el movimiento del ave. Sin embargo, la dispersión ocurre de manera similar a través de corredores arbolados o matrices dominadas por vegetación secundaria. Esto sugiere que el establecimiento y manejo de corredores arbolados a través de la matriz puede ser una alternativa viable para el mantenimiento de la conectividad a través del paisaje

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

Muchos de los efectos humanos más significativos sobre la biodiversidad implican cambio en la conectividad de los fenómenos biológicos (Noss 1991). Debemos considerar que un paisaje es percibido de forma diferente por distintas especies y el nivel de conectividad varía entre las especies y las comunidades (Turner et ál 2001, Bennett 2004). Las actividades del ser humano, han creado barreras artificiales que impiden la dispersión y movimiento de especies, y en otros casos han eliminado las barreras naturales (Noss 1991). Existen dos principales componentes que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico, que son: un componente estructural y uno de comportamiento (Bennett 2004). El componente estructural es determinado por el arreglo espacial de los hábitat en el paisaje y está influenciado por factores como: la continuidad de hábitat apropiados, la distancia a ser recorrida de un hábitat a otro y la presencia de vías alternas, como corredores de movimiento. El componente de comportamiento está relacionado al comportamiento de especies en la estructura física del paisaje, está influenciado por la escala a la cual una especie percibe y se mueve dentro del ambiente, sus requerimientos de hábitat y el grado de especialización de hábitat, tolerancia a disturbios en el hábitat. Por estas razones, aunque viven en el mismo paisaje, especies con comportamientos distintos exhibirán diferentes niveles de conectividad (Turner et ál 2001, Bennett 2004).

Desde una perspectiva de conservación, el mayor interés ha sido en cómo generar conectividad en el paisaje para el movimiento de animales y plantas a través de un ambiente inhóspito, ya sea en la forma de un corredor de hábitat, refugios temporales o mosaico de hábitat, por lo que todos los tipos de conexión son parte del paisaje y contribuyen a su estructura y funcionamiento (Turner et ál 2001, Bennett 2004). La conectividad en el paisaje puede ser alcanzada para una especie animal de dos maneras principales: 1) por el manejo de todo el mosaico del paisaje para promover el movimiento y la continuidad de la población, ó 2) por el manejo de hábitat específicos dentro del paisaje para alcanzar dicho propósito (Bennett 2004). Estas dos maneras deben ser utilizadas paralelamente para alcanzar la conectividad a nivel de paisaje. La generación de conocimiento sobre la contribución de diferentes arreglos silvopastoriles a la conectividad del paisaje en combinación con la información sobre la contribución a nivel de finca permitirá optimizar sus aportes a la conectividad estructural y funcional del paisaje.

2.4 APORTES A LA CONSERVACIÓN DE BIODIVERSIDAD POR LOS SSP

2.5 Aportes a la conservación de flora

El valor de los aportes por un sistema silvopastoril dependerá en gran medida de su composición florística y estructural. El número y especies de individuos de árboles presentes serán determinantes para la capacidad de conservación del sistema (Harvey et ál 2004b). En general podríamos decir que mientras más diverso, mayor será la capacidad de este para proveer hábitat y otros recursos necesarios para la conservación de la biodiversidad. Diversos estudios se han realizado en esta área, a continuación se describirán algunos de estos.

En Monteverde, Costa Rica se realizó un estudio por Harvey et ál (1999) en 24 fincas lecheras en tres comunidades donde se demuestra que los potreros con árboles contienen una alta diversidad de especies arbóreas. El 57% fueron comunes en los bosques primarios, un 39% especies de bosque secundario y el resto especies cultivadas. Esto permite observar las capacidades de estos sistemas para retener las especies del bosque en combinación con un manejo agrícola. Esto no indica necesariamente que las poblaciones presentes son viables o que continúan reproduciéndose y dispersándose. Se puede favorecer y conservar la viabilidad de las poblaciones si el manejo agrícola permite la regeneración natural

en el área y si aún están presentes los polinizadores y diseminadores necesarios para esta función.

Estudios en Nicaragua muestran que las cortinas rompevientos pueden ser hábitat importantes para plantas leñosas y que el estado de las cortinas influye en la abundancia y diversidad de especies presentes. Hubo mayor número de especies 19 vs. 12 y una mayor densidad de plantas leñosas regenerándose en las cortinas en buen estado comparado con cortinas degradadas (Alvarado et ál 2001). Con respecto a la diseminación de semillas una investigación por Solcum et ál (2000) en SSP encontró que el área bajo los árboles presentes en los potreros evaluados recibían más semillas que áreas sin árboles, esto debido a que los árboles proveen hábitat para las especies diseminadoras de semillas. Esto nos permite conocer cómo los árboles en general son un importante foco de reclutamiento para semillas, además que diferentes tipos de árboles clasificados por su tipo de fruto varían en cuales y cuantas semillas atraen.

2.6 Aportes a la conservación de fauna

Los aportes a la fauna por los SSP son muy diversos, a continuación se mencionarán algunos estudios de aportes por estos sistemas mediante su capacidad de proveer hábitat, alimento y protección a la fauna. Estos aportes están muy relacionados a la composición y estructura florística presente en cada sistema (Harvey et ál 2004a).

Una gran parte de los estudios de biodiversidad en pasturas se han enfocando en aves. Las aves representan un grupo práctico para la evaluación debido a que se conoce bastante sobre su taxonomía, distribución y necesidades ecológicas (Alvarado et ál 2001, Cárdenas et ál 2003, Lang et ál 2003, Harvey et ál 2004). La conservación de aves migratorias es un área muy importante donde la presencia de SSP contribuye, pero no son suficientes para mantener las poblaciones a nivel mundial. Pasturas mejoradas con baja o ninguna cobertura arbórea mantienen una diversidad de aves muy baja. Esta diversidad aumenta dramáticamente en pasturas donde existen áreas de cobertura arbórea (Rice 2004).

Un 95% de las especies leñosas en pasturas de Monteverde, Costa Rica son fuentes de alimentos para las aves y podrían ser muy importantes en su conservación (Harvey et ál 1999). Los árboles en pasturas aumentan la diversidad vegetativa y estructural en el paisaje agrícola, además pueden contribuir a la biodiversidad de animales al proveer fuentes importantes de alimento y hábitat (Harvey et ál 1999). En León, Nicaragua las cortinas rompevientos en buen

estado fueron mejores hábitat para aves que cortinas degradadas y campos abiertos; las cortinas degradadas y campos abiertos fueron semejantes entre sí (Alvarado et ál 2001). Las aves utilizan las cortinas rompevientos en buen estado para perchar, anidar y alimentarse, en las cortinas rompevientos en buen estado se encontraron 20 nidos mientras que en las cortinas degradadas no se encontraron nidos (Alvarado et ál 2001).

Por otra parte las cercas vivas pueden ser muy importantes para pájaros y murciélagos ya que éstos vuelan siguiendo las cercas para atravesar los campos abiertos y además se pueden alimentar de los productos de éstas. Las cercas vivas y árboles dispersos aunque contribuyen menos en comparación a los charrales y bosques de galería, pueden conservar una cantidad significativa de la biodiversidad presente en los bosques. Claro se debe resaltar, sin sustituir las funciones de éstos y pueden jugar además un rol esencial en la conectividad del paisaje (Harvey et ál 2004a).

El estudio realizado por Lang et ál (2003) mostró que el 73% de individuos y el 88% de las especies de aves fueron registradas en las cercas complejas. El 62% de los individuos observados pertenecieron a 10 especies de aves, el 37,9% fueron especies típicas de bordes de bosque o bosques secundarios; el 10,7% especies de bosque primario. Este estudio sugiere que algunas especies podrían utilizar las cercas vivas para moverse a través de áreas agrícolas y ganaderas. Una diferencia importante es que de las especies que visitaron las cercas complejas 26 eran de hábitat de bosque además éstas estuvieron ausentes o presentes en muy bajas densidades en cercas simples.

En un estudio realizado por Estrada et ál (2000) donde se inventarió 6 km de cercas vivas a la orilla de un camino de tierra, dos secciones de 6 km de bosques remanentes a la orilla de ríos y uno en la orilla de una quebrada permanente (bosques ribereños). Aves migratorias neo-tropicales representaron del 30- 41 % en todos los hábitat. Por otra parte aves de hábitat abiertos o fronteras de bosque representaron del 6–10 % de las especies y 50% de los individuos registrados. Alrededor del 45% de las especies registradas fueron especies de bosque. La distancia a los fragmentos de bosques y grado de disturbio en la vegetación del sotobosque parece influir en la riqueza y abundancia de especies en los bosques ribereños.

2.7 Aportes a la conservación a nivel de paisaje

La presencia de SSP en paisaje fragmentados pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad aportando funciones de provisión de hábitat y corredores (Harvey et ál 2006). A

pesar de que SSP pueden tener diversos impactos en la estructura del paisaje, la presencia de estos en la matriz agropecuaria puede aumentar la cobertura arbórea y heterogeneidad estructural. Complementando hábitat y recursos para las especies de áreas de bosques remanentes en el paisaje, por consiguiente contribuyendo a conservar la biodiversidad (Harvey et al 2004b).

Los SSP donde se combinan leñosas perennes con pasturas y animales se presentan en formas muy diversas; esto ha generado diferentes tipos de arreglos en estos sistemas. Entre las opciones de SSP que se pueden encontrar en fincas ganaderas están: cercas vivas, bancos forrajeros, árboles y arbustos dispersos en potreros, leñosas perennes sembradas como barreras vivas y cortinas rompevientos. Además se presentan áreas de charrales, parches de bosques secundarios y bosques ribereños en las fincas, aunque no son manejados comúnmente por los agricultores existen interacciones entre la pastura, animales y estas áreas, además, son claves en el manejo y conservación de la biodiversidad (Pezo e Ibrahim 1998). Estos diversos arreglos contribuyen al aumento de la cobertura arbórea en el paisaje.

Por otra parte, los SSP pueden ser importantes en la conservación genética de especies, especialmente en áreas deforestadas. La evidencia sugiere que para muchas especies y poblaciones de árboles el flujo de genes es alto a través de los sistemas, contribuyendo de esta manera al establecimiento de especies y al flujo o intercambio de genes entre poblaciones, ya sean del mismo sistema o de áreas cercanas a este sistema (Boshier 2004). Los SSP contribuyen también a las zonas de amortiguamiento para áreas protegidas, dentro de estas zonas la combinación de sistemas de producción con árboles es muy beneficiosa para el área especialmente si se manejan árboles de especies nativas a la región; estos sistemas reducen el cambio drástico entre la zona protegida y las áreas de manejo intensivo del terreno (Jiménez et al 2001).

Estudios recientes sugieren que el retener o establecer árboles dentro de los sistemas ganaderos puede contribuir a la conservación de biodiversidad y pueden ser componentes claves para el diseño de estrategias de conservación (Harvey et al 1999, Slocum et al 2000, Alvarado et al 2001, Lang et al 2003, Harvey et al 2006). Muchos de estos estudios muestran la contribución de a la conservación a nivel de finca sin embargo pocos investigan los efectos a nivel del paisaje. Un mayor conocimiento debe ser generado para conocer cómo la posición de éstos diferentes SSP en el paisaje influyen en las características de conectividad y disponibilidad de hábitat en paisajes fragmentados.

2.8 ECOAGRICULTURA

En la actualidad la conservación de la vida silvestre debe buscar estrategias complementarias y coexistir con la producción agropecuaria. En paisajes agrícolas de todo el mundo existen áreas no aptas para la agricultura por diferentes razones: suelos, pendiente, accesibilidad (McNeely y Scherr 2002). Estas áreas pueden ser claves para el diseño y manejo de estrategias de conservación de la flora y fauna. Como se practica actualmente la agricultura, representa una amenaza a la biodiversidad del mundo.

La ecoagricultura utiliza sistemas de uso de la tierra administrados tanto para la producción agrícola como para la conservación de la biodiversidad (McNeely y Scherr 2002). Con las condiciones presentes muchos agricultores rurales se enfrentan a un difícil reto para mantener tanto la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad. El reto es aumentar la cantidad de alimentos que pueden ser producidos sin los efectos negativos sobre la biodiversidad, encontrar mejores tecnologías de cultivo y prácticas de manejo de recursos naturales, así como mejores políticas públicas en las regiones (McNeely y Scherr 2002).

Los ecosistemas deben ser manejados como un conjunto, con áreas protegidas como depósitos de biodiversidad, dentro de una matriz manejada para proteger su valor como hábitat, y al mismo tiempo proporcionar de los productos necesarios para la población (McNeely y Scherr 2002). El manejo de paisaje con una estrategia unificada para suplir las necesidades de las comunidades y permitir además, la conservación de la biodiversidad presente, este es tal vez un enfoque costo efectivo para la conservación de la biodiversidad en muchas regiones de Centroamérica y el mundo entero.

Los adelantos en la agricultura por medio de la investigación pueden permitir que la agricultura ayude a conservar la biodiversidad, nueva información sobre las relaciones entre agricultura y biodiversidad, métodos agrícolas para áreas ambientalmente delicadas, son necesarias para lograr las metas de producción y conservación. La mayoría de los métodos propuestos por la ecoagricultura pueden ser usados tanto por agricultores ricos o pobres y en muchos casos aumentan sus ingresos (McNeely y Scherr 2002). La ecoagricultura identifica seis estrategias pueden ayudar a los agricultores para cultivar los alimentos que requieren, sin destruir los hábitat de las especies que viven cerca o dentro de su finca. Estas son las siguientes (McNeely y Scherr 2002):

- Reducir la destrucción de hábitat aumentando la productividad y sostenibilidad agrícola en tierras que ya se encuentran bajo cultivo.
- Mejorar los hábitat de vida silvestre en las fincas y establecer corredores que unan espacios no cultivados.
- Establecer áreas protegidas cerca de zonas cultivo, pastizales y zonas pesqueras.
- Imitar los hábitat naturales integrando plantas perennes productivas.
- Usar métodos de cultivo que reduzcan la contaminación.
- Modificar las prácticas de administración de recursos para mejorar la calidad de los hábitat dentro de y alrededor de las tierras de cultivo.

2.9 SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA, HERRAMIENTAS EN AGROFORESTERÍA

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) pueden manejar diferentes tipos de datos que ocupan el mismo espacio geográfico (Milla et al. 2005). El uso de SIG y sensores remotos ya sea individualmente o en combinación permitirán un alto rango de operaciones y grados de complejidad. Aplicaciones simples pueden incluir, determinación de posiciones de muestras, confección de mapas para utilizar en el campo, aplicaciones más complejas pueden incluir clasificación de vegetación o impactos ambientales, modelación de drenaje o trazar patrones de migración en animales (Milla et al. 2005).

Para simultáneamente trabajar con objetivos a nivel finca y a nivel de paisaje, un estudio a diferentes escalas es necesario. Este proceso de análisis puede llevarse a cabo utilizando SIG. Capas de datos como tipos de suelo, topografía y cobertura vegetal pueden contribuir a identificar zonas donde sistemas agroforestales pueden ser aplicados. Estas capas brindan también indicadores para seleccionar el tipo de sistemas propicio para suplir las necesidades presentes como, conservación de cuencas, conexión y conservación para la biodiversidad entre otros (Bentrup y Kellerman 2003). En escalas pequeñas, como a nivel de finca problemas como el control de erosión o fuertes vientos pueden ser trabajados con un simple análisis del terreno. En escalas grandes, como manejo de una cuenca o corredores biológicos para mantener la conectividad del paisaje el uso de SIG facilita el análisis requerido.

Los SIG, son aplicados para diferentes fines según la disciplina. En el caso de la agroforestería estos son utilizados en muchas formas, la capacidad de realizar estudios a nivel de paisajes es posible gracias a la presencia de los SIG y sensores remotos que nos permiten recopilar datos de grandes regiones de una forma eficiente por ejemplo, las imágenes satelitales (Bentrup y Kellerman 2003). Estos datos permiten un análisis más completo del área de estudios y contribuyen grandemente en la interpretación de nuestros resultados.

Muchas investigaciones realizadas en sistemas agroforestales utilizan SIG en su metodología (Casasola et ál 2002, Esquivel et ál 2003, Cárdenas et ál. 2004, Hernández et ál 2004). Las aplicaciones de SIG utilizadas serán determinadas por el objetivo de la investigación, cantidad y calidad de datos disponibles para el análisis. La selección al azar de muestras a nivel de distintos tipos de arreglos presentes es un uso muy común para los SIG en estas investigaciones agroforestales. En investigaciones que tengan como objetivo descripción de procesos o caracterización a nivel de paisaje el uso de SIG es esencial, ya que permite el análisis del paisaje con diferentes capas de información. La caracterización de la cobertura vegetal es importante también para conocer distancias a fragmentos de bosques o en que lugares existen conectividad y en cuales no (Bentrup y Kellerman 2003). Esta información nos permite describir y comprender mejor las influencias de los sistemas agroforestales en la conservación además de brindar información muy útil para el diseño y monitoreo de planes de manejo.

Para que la agroforestería alcance su potencial debe satisfacer simultáneamente un rango diversas de necesidades sociales económicas y ambientales a diferentes escalas (Bentrup y Kellerman 2003). Dependiendo de la escala de análisis el uso de SIG puede contribuir grandemente a la investigación y diseño de sistemas agroforestales así como al monitoreo de los mismos. En análisis llevados a cabo a nivel de paisajes las herramientas de SIG son muy útiles para la elaboración y seguimiento de políticas instituidas ya sea para conservación o desarrollo agrícola.

3 BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado V; Antón, E; Harvey, CA; Martínez R. 2001. Aves y plantas leñosas en cortinas rompevientos en León, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8(31):18-22
- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN-Mesoamerica. San José, C.R. 276 p.
- Bentrup, G; Kellerman, T. 2003. Agroforestry and GIS: achieving land productivity and environmental protection. In *Proceedings of the 8th North América Agroforestry conference*. USDA. Corvallis, OR. p. 15-25
- Boshier, DH. 2004. Agroforestry Systems: Important Components in Conserving the Genetic Viability of Native Tropical Tree species? In Schroth,G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 290-313
- Cárdenas, G; Harvey, CA; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitat en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Aroforestería en las Américas* 10(39-40):78-85
- Casasola, F; Ibrahim, M; González, A. 2002. ¿Cómo generar sistema de información geográfica a partir de fotografías aéreas para describir SSP y sus componentes en fincas ganaderas? *Agroforestería en las Américas*. (33-34): 60-63
- Castellón, TD; Sieving, KE. 2005. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20(1): 135–145
- Estrada, A; Cammarano, P; Coates-Estrada, R. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9: 1399-1416
- Freudenberger, D; Broker, L. 2004. Development of the focal species approach for biodiversity conservation in the temperate agricultural zones of Australia. *Biodiversity and Conservation* 13: 253–274
- Forman, RTT; Gordon, M. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *Bioscience* 31:733-740
- Gabriel, K.R. (1971). Biplot display of multivariate matrices with application to principal components analysis. *Biometrika*, 58: 453-467
- Gascon, C; Lovejoy, TE; Bierregaard, RO; Malcom, JR; Stouffer, PC; Vasconcelus, HL; Laurence, WF; Zimmerman, B; Tocher, M; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91: 223-230

- Gascon,C; da Fonseca, GAB; Sechrest, W; Billmark, KA; Sanderson, J. 2004. Biodiversity Conservation in Deforested and Fragmented Tropical Landscape: An Overview In Schroth,G; da Fonseca,GAB; Harvey,CA.; Gascon,C; Vasconcelos,HL; Izac,AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 15-32
- Guevara, M; Villamizar, F. 2000. Estadísticas del sector agropecuario de Centroamérica y Belice. San José, CR. Unidad regional de asistencia técnica (RUTA). 32 p.
- Harvey, CA; Haber, W.A; Solano, R; Mejias, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿Herramientas para la conservación? Agroforesteria en las Américas. 6(24):19-22
- _____; Sáenz, J; Montero, J; Medina, A.; Sánchez, D; Vilchez, S; Hernández, B; Maes, JM; Sinclair, FL. 2004a. Abundance and species richness of trees, birds, bats, butterflies and dung beetles in silvopastoral systems in the agricultural landscapes of Cañas, Costa Rica and Rivas, Nicaragua. Semana Científica. Memoria. Turrialba CR. CATIE. p. 82-84. Serie Técnica. Reuniones Técnicas (CATIE).no. 9. Semana Científica. Turrialba (Costa Rica). 11-12 Mar 2004
- _____; Tucker, NIJ; Estrada, A. 2004b. Live Fences, Isolated Trees, and Windbreaks: Tools for conserving Biodiversity in Fragmented Tropical Landscape. In Schroth,G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p.261-289
- _____; Medina, A; Merlo, D; Sánchez, S; Blas Hernandez, V; Saenz, J; Maez, JM; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. Ecological Applications. 16(5):1986-1999
- Hernández, B; Maes, J; Harvey, C.A; Vilchez, S; Medina, A; Sánchez, D. 2003. Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. Agroforestería en las Américas 10(39-40):93-102
- Hobbs, RJ; Hopkins, AJM. 1990. From frontier to fragments: European impact on Australian's vegetation. Proceedings of the ecological society of Australia. (16): 93-114
- Jimenez, F; Amend, T; Köpdell E. 2001. Agroforesteria, Zonas de Amortiguamiento y Áreas Protegidas. In Jiménez, F; Muschler, R; Kopsell. eds. Funciones y aplicaciones de sistemas agroforestales. Turrialba, CR. CATIE. p.139-154
- Kaimowitz, D; Angelsen, A. 1996 Will livestock intensification help save Latin America's tropical forests (En línea). Consultado el 3 de octubre de 2006. Disponible en <http://www.fao.org/wairdocs/LEAD/X6109E/x6109e0c.htm>

- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frió, Costa Rica. *Agroforesteria en las Américas*. 10(39-40):86-92
- Laurance, SGW. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 50-64
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*. 13(6): 1282-1292
- McNeely, JA; Scherr, SJ. 2002. *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save biodiversity*. Washington, DC. Island Press. p. 87-198
- Milla, K; Lorenzo, A; Brown, C. 2005. GIS, GPS, and Remote Sensing Technologies in Extension Services: Where to Start, What to Know (en línea). *Journal of extension*. 43(3). Consultado en el 23 de octubre de 2006. Disponible en <http://www.joe.org/joe/2005june/a6.shtml>
- Nicholson, CF; Blake, RW; Lee, DR. 1995. Livestock deforestation and policy making Intensification of cattle production in Central America Revisited. *Journal of Dairy Science*. 78(3):719-734
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*. 33:700-7006
- _____. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. In Hudson, WE. Ed. *Landscape linkages and biodiversity*. Washington, DC. Island Press. p. 27-39
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1998. SSP. CATIE. Turrialba, CR. 258 p. (Materiales de enseñanza / CATIE no. 4)
- Rice, RA; 2004. Silvopastoral systems: Ecological and socioeconomic benefits and migratory bird conservation. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 453-472
- Schroth, G. da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Vasconcelos HL; Gascon C; Izac AN. 2004. Introduction: The Role of Agroforestry in Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 1-12
- Slocum, M; Horvitz C. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149(1):51 – 62

Steinfeld, H. 2000. Producción animal y medioambiente en Centroamérica. In Botero Botero, R. Pomareda, C.; Steinfeld, H.; eds Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios Económicos y Ambientales. Turrialba, CR. CATIE. p 24-26

Turner, MG; Gardner, RH; O'neill, RV. 2001. Landscape Ecology in theory and practice: pattern and process. USA. Springer Science and business media. 400p.

4 ARTICULO 1. CARACTERIZACION DEL PAISAJE DE LA SUBCUENCA DEL RIO COPAN, HONDURAS

4.1 Introducción

Patrones dentro de un paisaje surgen a partir de condiciones físicas, biológicas y culturales; la geología, topografía, regímenes de perturbación y usos del suelo influyen en la configuración y relaciones espaciales de los elementos que componen un paisaje (Delcourt 1988). En paisajes tropicales y templados la agricultura en su mayoría ha modificado los patrones naturales transformando usos del suelo naturales en áreas de uso agrícola. La caracterización del paisaje y conocimiento de su nivel de fragmentación es necesario para lograr elaborar e implementar esfuerzos de conservación exitosos.

Investigaciones sobre el tema de la fragmentación han determinado varios efectos de esta como alteración de patrones ecológicos de los organismos y del paisaje, que están relacionados con el borde, área y grado de aislamiento de los fragmentos remanentes. (Bierregaard et ál 1992, Debinski et ál 2000). Al momento existe evidencia que las consecuencias sobre muchas especies pueden ser negativas por drásticos cambios en los componentes del paisaje (Saunders et ál 1991, Bierregaard et ál 1992, Murcia 1995, Debinski et ál 2000).

Honduras es el segundo país a nivel de Centroamérica en superficie, se estima que existe entre un 40-45 % de cobertura forestal principalmente bosque latifoliado y bosque de pino y roble (Mejia 2001). En el paisaje de la subcuenca del Río Copan predominan las zonas de vida de: bosque húmedo montano subtropical, bosque húmedo subtropical y bosque seco tropical (Agudelo 1987). Los bosques de pino, roble, mixto y latifoliado son las coberturas naturales dominantes en este paisaje, sin embargo, la tala del bosque para obtener madera y leña, la agricultura y la ganadería están degradando los ecosistemas naturales provocando como resultado la amenaza de especies a nivel local.

Elaborar un conocimiento base sobre el nivel de fragmentación actual del paisaje de la subcuenca del Río Copán fue el principal objetivo de este estudio. Además de evaluar factores que están influenciando los usos del suelo dentro del paisaje, así como, identificar áreas prioritarias para la conservación que representen todos los ecosistemas presentes. Con este fin se desarrollaron los siguientes objetivos específicos: 1) caracterizar el paisaje en términos de

usos del suelo y el nivel de fragmentación presente utilizando métricas descriptivas; 2) evaluar factores antropogénicos y biofísicos a nivel de paisaje que puedan estar influenciando la cobertura vegetal presente e 3) identificar los parches de mayor área de los diferentes tipos de bosques como prioritarios para la conservación dentro del paisaje.

4.2 Descripción del área de estudio

4.2.1 Ubicación

El área de estudio comprende en su totalidad la subcuenca del Río Copán con un área de 598km², ésta a su vez forma parte de la cuenca del Río Motagua. Los municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas, San Jerónimo, Concepción, San Agustín, Paraíso y la Unión se encuentran en su totalidad o parcialmente dentro de la cuenca y son parte de departamento de Copán, Honduras; ubicado entre las coordenadas 14° 43' y 14° 58' latitud norte y entre 88° 53' y 89° 14' longitud oeste. La subcuenca del Río Copán está ubicada en el sector noroeste del Departamento de Copán, en el extremo occidental de Honduras que limita con Guatemala (Figura 4.1).

4.2.2 Topografía y suelo

La topografía de la sub-cuenca es irregular presentando pendientes menores a 30% en su mayoría, sin embargo, existen muchas áreas con pendientes entre 30 y 45 %. Los rangos altitudinales oscilan entre 600 y 1 700 msnm. Los suelos presentes en la sub-cuenca caen bajo los grupos de Rendzina y red yellow-podzols según la clasificación de FAO¹. Simmons (1969) clasifica los suelos en la sub cuenca como Chandela, Naranjito, Sulaco y Suelo de los Valles. Las clases Chandela, Naranjito, Sulaco representan suelos formados sobre rocas sedimentarias con características particulares. La clase Suelos de los Valles representa suelos formados a partir de depósitos aluviales.

¹ Datos provistos por el Laboratorio de SIG CATIE

4.2.3 El clima

La precipitación en la sub-cuenca presenta rangos entre 1 375 a 1 760 mm/año. El promedio anual es de 1 600 mm. El mes más lluvioso es septiembre (229 mm), y el mes más seco es marzo (11 mm); el período seco dura de 5 a 7 meses. Las temperaturas mínimas y máximas promedian los 19 y 29 °C (ESNACIFOR 2005). Todas estas condiciones son características de una zona de vida de trópico sub húmedo y sub trópico en alturas mayores a 1 000 msnm.

4.2.4 Caracterización de ecosistemas dentro de la subcuenca del Río Copan.

Bosque seco tropical:

Se encuentre en elevaciones entre 600 y 1 000 msnm, el promedio anual de temperatura se encuentra entre 22,7 y los 26 °C y el promedio de precipitación es usualmente entre los 1 017 y 1 279 mm. Esta zona se caracteriza por una sequía que abarca aproximadamente entre 4 a 6 meses, normalmente la estación seca esta seguida por un periodo de abundantes lluvias. El bosque en estado primitivo no existe en esta zona de vida por causa del impacto de actividades antropogénicas. Cuenta con al presencia de especies espinosas, caudicifolias y un piso forestal cubierto con una flora arbórea no muy rica (Agudelo 1987). Numerosas especies están presentes en esta zona, además, presenta características adecuadas para la agricultura y ganadería por esta razón esta zona debe ser manejada adecuadamente para evitar su degradación.

Bosque Húmedo Subtropical

Es la zona de vida que cubre la mayor extensión territorial de Honduras estando presente en todos los departamentos. La agricultura migratoria la explotación maderera la ganadería y agricultura intensiva es común en esta zona y son la principal causa de la modificación y destrucción de los bosques primarios. La cobertura vegetal presente esta constituida por especies de coníferas u hoja ancha en diferentes estados de sucesión, *Pinus oocarpa* es la especie que mejor identifica este sistema. Generalmente pinares densos con árboles de 30 metros de altura, la regeneración natural es abundante y soto bosque compuesto por robles encinos (*Quercus sp.*), mimosaceae, gramíneas y otras latifoliadas. El bosque latifoliado se caracteriza por ser semideciduo con abundante sotobosque. La precipitación

promedio anual es de 1 080 y 1 960 mm y la media de temperatura esta entre 20,4 y 27,8 °C, puede ocurrir un periodo de lluvia abundante de entre 2 y 5 meses (Agudelo 1987). Las características intrínsecas de este ecosistema combinado con los extensos pinares relativamente accesibles son factores que han determinado que la explotación forestal sea la actividad más importante (Agudelo 1987).

Bosque Húmedo Montano Subtropical

Su límite altitudinal más frecuente es de los 1 300msnm pero se encuentra entre los 900 y 1 900 msnm. Es muy probable que el bosque primario no exista en este ecosistema. La intensificación del uso agrícola y/o pecuario así como la explotación forestal se consideran las principales causas de la alteración de este ecosistema. Bosques de pino, bosques latifoliados y bosques secundarios representan la cobertura vegetal en esta zona de vida (Agudelo 1987). El bosque de pino lo constituyen rodales puros de *Pinus maximinoi*, *Pinus oocarpa* y un híbrido natural de estas dos especies, pero mucho más frecuentes es el pinar mezclado con otras latifolias. En este ecosistema *Liquidambar styraciflua*, forma también masa puras. Esta zona cuenta con temperatura media anual entre 12 y 18 °C y una precipitación promedio entre 1 000 y 2 000 mm. Regularmente se presenta una estación de sequía de diciembre a mayo siendo febrero y marzo los meses más secos. De todos los ecosistemas que se encuentra en el país de Honduras, este es el que mejores condiciones ofrece para asentamientos humanos y actividades agropecuarias (Agudelo 1987). La topografía en su mayoría altas pendientes, es la mayor limitante para el establecimiento de actividades antropogénicas. Es importante como medida de conservación la adopción de prácticas amigables con el ambiente para reducir la erosión y apoyar la conservación de biodiversidad en esta zona.

4.2.5 Usos del suelo

Dentro del paisaje de la subcuenca, la mayoría de las actividades agrícolas están dedicadas a la producción del café bajo sistemas agroforestales y la producción ganadera, además, de agricultura de subsistencia como maíz, frijol, arroz y hortalizas bajo cultivos intensivos como tomate, cebolla, chile y repollo (Otero 2002; MANCORSARIC 2006). La ganadería es realizada normalmente en las regiones más planas de la cuenca así como en las partes bajas de las microcuencas, sin embargo, también es muy frecuente la ocurrencia de actividades ganaderas en laderas. El tipo de ganadería predominante en la región es de doble

propósito (carne y leche) (Trautman 2007). Esta actividad ha aumentado desde la eliminación del cultivo del tabaco en la región a partir del año 1995. Estas actividades han traído como consecuencia los principales problemas ambientales en el área como son la deforestación para el establecimiento de áreas agrícolas, la pérdida de vida silvestre, la degradación de suelo, agua y la extracción de leña para autoconsumo (Otero 2002; MANCORSARIC 2006).

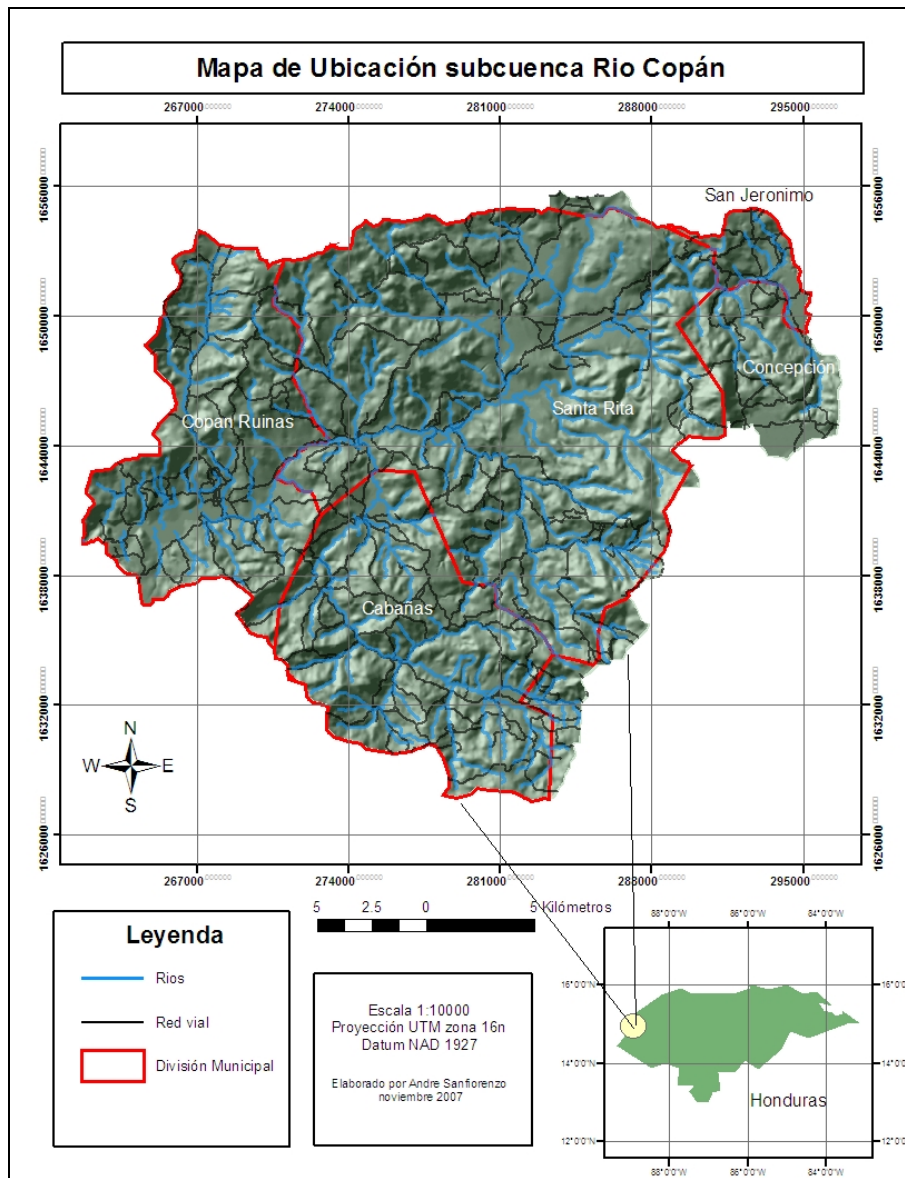


Figura 4-1 Ubicación de la Sub-cuenca Rio Copan, Honduras

4.3 Materiales y métodos

4.3.1 Caracterización de usos del suelo presentes en el paisaje.

A partir de una imagen Ikonos (2007) con 4 bandas espectrales y recolección de información en campo, se elaboró un mapa de usos del suelo. Se imprimió la imagen en una escala de 1:5 000 en tamaño tabloide para un total de 403 subsecciones. Con estas se realizó la fotointerpretación en campo de toda el área de estudio con la asistencia de técnicos locales capacitados para realizar esta tarea. Las categorías de uso del suelo identificadas fueron un total de 21 (Cuadro 4-1). Las categorías agrosilvopastoril alta y baja densidad se incluyeron para describir un sistema de producción rotacional en la región, este consiste de áreas de regeneración natural con predios de producción agropecuaria, es cultivado en la época lluviosa y utilizado para el pastoreo durante la época seca. A partir de la fotointerpretación en campo se llevó a cabo la digitalización manual en pantalla, esta se realizó a una escala de 1:5 000 utilizando una unidad mínima de mapeo de 0,5 ha en el programa ArcGIS v9.1. La digitalización de cercas vivas se realizó en formato de línea y luego estas fueron incorporadas al mapa final de usos del suelo.

4.3.2 Caracterización del nivel de fragmentación presente en el paisaje.

Una vez elaborado el mapa de usos del suelo, se procedió a crear en un archivo tipo raster (tamaño de celda 5m) que luego fue analizado en Fragstat v3,3. El patrón del paisaje se evaluó empleando las siguientes métricas e índices descriptivos: (1) métricas de área; (2) métricas de forma; (3) métricas de conectividad y (4) métricas de contagio (Anexo 2).

Para analizar la composición y la configuración espacial de las categorías en el paisaje, se determinó la cantidad de parches correspondiente a cada clase o categoría de hábitat, el área de cada uno de estos parches y su perímetro. Estos mismos datos básicos fueron utilizados para el cálculo de otras métricas. Se calculó el área y la proporción de cada uno de los usos del suelo, además, del número y densidad de parches en el paisaje. La densidad es un índice general de interpretación de la heterogeneidad espacial del mosaico y de la posibilidad de encontrar parches de una misma clase en esta área, al nivel de clases se calcularon índices de estructura como índice de forma y dimensión fractal.

El nivel de aislamiento de los diferentes tipos de bosque fue determinado mediante la interpretación de los índices de proximidad, la distancia al vecino más cercano, el índice de contraste de borde total. Para el cálculo del índice de contraste de borde, se elaboró una matriz de contrastes que consintió en dar valores entre 0 y 1, según fuesen los hábitat adyacentes (Anexo 1). Por ejemplo, el mayor valor de contraste fue dado cuando el borde de un bosque estaba adyacente a un borde de potrero sin árboles, suelo desnudo, agua, carretera y asentamientos humanos. Mientras que valores bajos fueron atribuidos a bordes de bosque colindantes a bordes de vegetación secundaria o café bajo sombra. El criterio para generar los valores de contraste fue la posible similitud en cuanto a cobertura arbórea presente en cada uno de los hábitat y fue una visión subjetiva del investigador.

4.3.3 Identificación de factores ambientales y humanos a nivel de paisaje que influyen características de cobertura vegetal en la zona.

Para identificar factores en el paisaje que pueden estar influenciando la cobertura vegetal en la zona se evaluaron los factores biofísicos de altura sobre nivel del mar y pendiente. Los factores antropogénicos evaluados fueron la distancia entre zonas de asentamientos humanos y carreteras. Se utilizaron capas de datos provistos por el laboratorio de SIG del CATIE que contienen las variables analizadas para conocer la relación que existe entre los factores evaluados y el tipo de usos del suelo presente. Las carreteras y ríos fueron digitalizados utilizando como fuente hojas cartográficas en una escala de 1:50000 delineando las curvas de nivel cada 100 m. Con estos datos se creó un modelo de elevación digital con 100 m de tamaño de celda del cual se obtuvo la altura sobre el nivel del mar y la pendiente. Se calculó también la distancia euclidiana de las carreteras y los asentamientos humanos. Todos en un formato raster con un tamaño de celda de 100m. Estos rasters fueron combinados en uno solo para realizar el análisis estadístico. Estos datos fueron analizados utilizando técnicas de componentes principales. Para visualizar las relaciones entre las variables se construyó un gráfico biplot (Gabriel, 1971) utilizando el programa Infostat profesional versión 2006 v.2. (Infostat 2006) para realizar el análisis estadístico.

Cuadro 4-1. Categorías de uso actual del suelo para la subcuenca del Río Copán.

Categorías de uso	Descripción
Bosque latifoliado denso	Bosque denso con especies de hoja ancha, cobertura de copas superior al 60%.
Bosque latifoliado ralo	Bosque con especies de hoja ancha, cobertura de copas menores al 60%.
Bosque de pino denso	Bosques de pino, predomina <i>Pinus oocarpa</i> con cobertura de copas mayor o igual a 60%.
Bosque de pino ralo	Bosques de pino, predomina <i>Pinus oocarpa</i> , con cobertura de copas menor a 60%.
Bosque mixto	Bosque compuesto por especies de pinos y latifoliadas. Predominan los ocotes (<i>Pinus oocarpa</i>), robles y encinos (<i>Quercus sp.</i>).
Bosque de roble	Bosque compuesto por especies de robles y encinos (<i>Quercus sp.</i>).
Plantaciones Forestales	Áreas donde se han plantado árboles con fines forestales. Es evidente un arreglo determinado
Regeneración natural	"Guamil". Área en barbecho con cubierto por vegetación arbustiva heterogénea y arbórea no mayor a 3m de altura. Incluye bosques de regeneración natural que han sido poco intervenidos.
Cultivos intensivos	Incluye producción de granos básicos (frijol, maíz), caña de azúcar y hortalizas bajo manejo intensivo y sin árboles.
Café sin sombra	Cultivos de café sin sombra
Café con sombra	Se recomienda que la sombra sea con <i>Inga sp</i> , <i>Erythrina sp</i> . La cobertura de copas mayor al 60%.
Pasturas sin árboles	Formados por plantas herbáceas como las gramíneas (pastos, "zacate") dedicados a la actividad ganadera.
Suelo desnudo	Suelos desprovistos de vegetación, suelos en procesos de erosión, no aptos para producción agropecuaria. Incluye zonas de derrumbe.
Cuerpos de agua	Se incluyen ríos, quebradas, lagunas naturales y artificiales.
Red vial	Infraestructura vial: caminos, carreteras primarias, secundarias y terciarias,
Asentamientos humanos	Incluye viviendas dispersas en el campo y todas las zonas pobladas. Viviendas a lo largo de carreteras y rutas de transporte.
Sistema agrosilvopastoriles alta densidad	Sistema rotativo de producción incluye zonas de cultivos no intensificados pasturas y regeneración natural. La densidad de árboles es entre 16-30% de cobertura de copa
Sistema agrosilvopastoriles baja densidad	Sistema rotativo de producción incluye zonas de cultivos no intensificados pasturas y regeneración natural. La densidad de árboles es entre 0-15% de cobertura de copa

4.3.4 Identificación de áreas prioritarias para la conservación

Al conocer la cantidad de los distintos tipos de bosques así como el tamaño y ubicación de sus parches se procedieron a seleccionar parches sugeridos como prioritarios y que pueden ser propuestos por la Mancosaric como zonas de reservas a ser incluidas en el sistema de reservas nacionales como lo estipula la ley forestal de Honduras del año 2007. Una variedad de recomendaciones para seleccionar áreas de reservas han sido desarrolladas (Diamond 1975, Noss y Cooperrider 1994) En este caso utilizamos las siguiente que son de las más utilizadas (Gergel y Turner 2002).

- Las reservas deben ser diseñadas para representar toda la diversidad de ecosistemas presentes.
- Deben ser diseñadas tan grandes como sea posible.
- Varias reservas de ecosistemas similares es mejor que una reserva única para cada ecosistema.
- Reservas que están conectadas o suficientemente cerca para permitir el movimiento de organismos entre ellas son mejores que las que quedan distanciadas entre si.

El principal objetivo de la selección de parches como reservas fue conservar el mayor número de grupos taxonómicos posibles y permitir un desarrollo y persistencia de sus poblaciones a largo plazo. Con este fin se seleccionaron los veinte parches de mayor área para cada categoría de bosque. Se combinaron todos los parches seleccionados y se colocaron en una capa que será la propuesta de parche prioritarios para la conservación y creación de zonas de reservas dentro del paisaje.

4.4 RESULTADOS

4.4.1 Caracterización de usos del suelo presentes en el paisaje.

El paisaje de la subcuenca del Río Copan está conformado por 5 842 parches distribuidos en las diferentes categorías identificadas (Figura 4-2). Este paisaje presenta una matriz agropecuaria siendo los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad el uso del suelo dominante (32%) seguido por el café bajo sombra (23%); en conjunto representan más del 50% del paisaje (Figura 4-3). Siguiéndole en abundancia la regeneración natural con un 7%, los usos del suelo adicionales están todos representados en proporciones menores al 7% dentro del paisaje. La sumatoria de todos los distintos tipos de bosques en la zona representa el 25% del paisaje. Dentro de estos el 5,8% corresponden al latifoliado denso y 1,9% al latifoliado ralo, 3,5% al bosque mixto, 0,25% al bosque de roble (cabe señalar que el roble está asociado a los bosques de pino, la categoría de bosque de roble solo identifica áreas donde no hay pino y la especie dominante fue el roble), 5,3% al bosque de pino denso y 1,9% al bosque de pino ralo, los bosques ribereños representan el 6,3% del paisaje.

Los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad dominaron el paisaje tanto en proporción ocupada así como en el número de parches, el café bajo sombra aunque es segundo en área ocupada tiene un número menor de parches que los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad, las pasturas sin árboles y la regeneración natural (Cuadro 4-2). Respecto a los bosques, los ribereños son los que cuentan un mayor número de parches (586), seguidos del bosque latifoliado denso (293) y el bosque de pino denso (211). Los bosques mixtos cuentan con 181 parches, el bosque latifoliado ralo 176, el bosque de pino ralo 111 y los bosques de roble 20 parches (Cuadro 4-2).

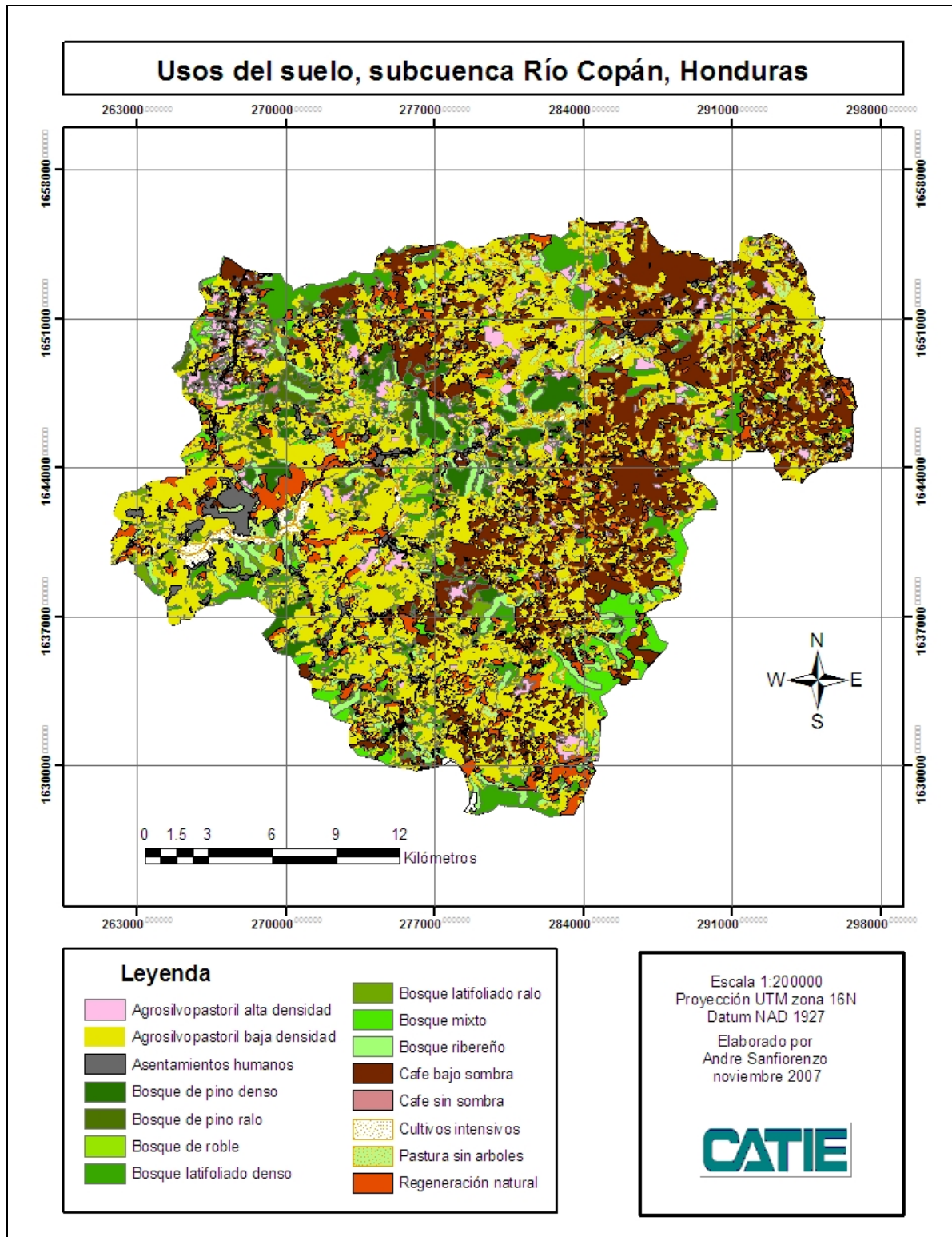


Figura 4-2. Usos del suelo en la subcuenca del Río Copán.

Cuadro 4-2. Métricas para los usos del suelo en la subcuenca del Río Copán.

USO	Área total (ha)	Porcentaje en el paisaje	Parches (#)	Parches (%)	Densidad de parches	Tamaño medio (ha)
Agrosilvopastoril alta densidad	1953,74	3,26	272	4,64	0,45	7,18
Agrosilvopastoril baja densidad	19224,96	32,12	1319	22,52	2,20	14,58
Bosque de pino denso	3146,27	5,26	211	3,60	0,35	14,91
Bosque de pino ralo	1153,21	1,93	132	2,25	0,22	8,74
Bosque de roble	153,14	0,26	20	0,34	0,03	7,66
Bosque latifoliado denso	3494,45	5,84	293	5,00	0,49	11,93
Bosque latifoliado ralo	1161,14	1,94	176	3,00	0,29	6,60
Bosque mixto	2104,60	3,52	181	3,09	0,30	11,63
Bosque ribereño	3753,27	6,27	586	10,00	0,98	6,40
Café bajo sombra	13927,33	23,27	616	10,52	1,03	22,61
Café sin sombra	255,89	0,43	144	2,46	0,24	1,78
Cultivos intensivos	490,58	0,82	59	1,01	0,10	8,32
Pasturas sin árboles	2637,62	4,41	772	13,18	1,29	3,42
Plantación forestal	7,82	0,01	3	0,05	0,01	2,61
Regeneración natural	4595,76	7,68	644	10,99	1,08	7,14
Otros	17,45	3	414	7,2	N/A	N/A

La forma de los parches de las distintas categorías de usos del suelo se determinó con los índices mostrados en el Cuadro 4-3, donde los valores más altos muestran formas irregulares y menos compactas (McGarigal y Marks 1995). Las formas más irregulares se presentaron en los cuerpos de agua y la carretera principal esto debido a su forma alargada dentro del paisaje. Respecto a los bosques en la zona, el bosque latifoliado ralo cuenta con el índice más alto seguido de los bosques ribereños. Al observar los valores para la dimensión fractal (Cuadro 4-4), vemos que los parches de bosques latifoliado ralo y ribereños continuaron presentando los valores más altos, indicando formas con perímetros mas ondulados o complejos con respecto a los parches de los demás hábitat de bosques. Los bosques mixto y de pino ralo cuentan con los valores más bajos tanto en el índice de forma como en la dimensión fractal indicando que cuentan con menor perímetro y menos

complejidad en su perímetro. Los demás usos del suelo tienden a tener formas complejas por su índice de forma y su perímetro es complejo dada la dimensión fractal, de estos el café bajo sol y los cultivos intensivos poseen formas más cercanas a un cuadrado y su perímetro es más simple en comparación a las demás categorías.

Cuadro 4-3. Índice de forma y dimensión fractal para las diferentes categorías del uso del suelo en la subcuenca del Río Copán.

USO	Índice de forma	Dimensión fractal
Agrosilvopastoril alta densidad	1,66	1,09
Agrosilvopastoril baja densidad	1,88	1,11
Bosque de pino denso	1,85	1,11
Bosque de pino ralo	1,73	1,09
Bosque de roble	1,81	1,11
Bosque latifoliado denso	1,78	1,11
Bosque latifoliado ralo	1,90	1,12
Bosque mixto	1,73	1,10
Bosque ribereño	1,87	1,11
Café bajo sombra	1,91	1,10
Café sin sombra	1,48	1,08
Cultivos intensivos	1,60	1,09
Pasturas sin árboles	1,58	1,09
Plantación forestal	1,56	1,09
Regeneración natural	1,79	1,11

Cuadro 4-4. Valores de proximidad, distancia euclidiana, índice de contraste de borde y conectividad para los diferentes usos del suelo en la subcuenca del Río Copán.

Usos	Índice de proximidad según radio (m)				Distancia euclidiana (m)	Distancia euclidiana DS (m)	Índice de contraste de borde total	Índice de conectividad
	100	300	1000	5000				
Agrosilvopastoril alta densidad	57	59	60	60	313	402	52	2
Agrosilvopastoril baja densidad	2078	2115	2124	2129	63	72	58	1
Bosque de pino denso	978	986	990	991	230	404	45	3
Bosque de pino ralo	32	35	36	37	242	359	34	4
Bosque de roble	13	16	16	17	1261	1578	42	9
Bosque latifoliado denso	451	458	461	461	244	396	47	2
Bosque latifoliado ralo	45	48	49	49	358	614	37	3
Bosque mixto	318	324	326	326	391	646	45	2
Bosque ribereño	210	214	216	217	151	260	52	2
Café bajo sombra	6661	6731	6740	6745	92	135	58	2
Café sin sombra	4	4	4	4	504	524	57	2
Cultivos intensivos	122	124	125	125	180	394	70	9
Pasturas sin árboles	119	121	122	123	141	164	65	1
Regeneración natural	169	173	174	175	200	237	51	1

Las distancias promedios a los vecinos más cercanos muestran que los bosques ribereños y los bosques de pino denso cuentan con vecinos más cercanos en comparación a los demás tipos de bosque siendo la distancia de 150m y 230m respectivamente (Cuadro 4-4). Cabe resaltar que la desviación estándar y el coeficiente de variación de las distancias fueron relativamente altos indicando que los parches de bosques se encuentran irregularmente distribuidos por el paisaje, formando grupos en ciertas áreas o que algunos parches individuales se encuentran muy distanciados de donde se agrupan los demás de la misma categoría.

El índice de proximidad nos indica la probabilidad encontrar un parche de la misma categoría dentro de un radio estipulado. En el caso de los bosques dentro del paisaje, el bosque

de pino denso tiene el mayor índice mostrando que este tipo de bosque está concentrado en ciertas zonas. Esto sucede además, con las demás categorías de bosques aunque prestan índices más bajos sugiriendo que estos están más dispersos a través del paisaje que los pinares densos (Cuadro 4-4).

Los bosques ribereños cuentan con el índice de contraste de borde más alto seguido del bosque latifoliado denso. Estos hábitat presentan mayores limitantes que los demás tipos de bosque por los usos del suelo que los rodean. Un índice de contraste más alto indica que los usos del suelo aledaño serían las pasturas, cultivos intensivos y otras zonas desprovistas de vegetación arbórea como los caminos y cuerpos de agua. Con respecto a la conectividad dentro de los hábitat boscosos los bosques ribereños mostraron la menor conectividad (1,87) indicando el alto grado de fragmentación de estos. Los bosque de robles mostraron el índice más alto (9,47) esto debido a que son pocos parches cercanos relativamente unos del otro a estos le siguió el bosque de pino ralo (3,7) indicando un nivel de fragmentación menor que los demás tipos de bosque. Los índice de conectividad son menores que 100 en todos los casos siendo los usos mas conectados la carretera y el los cuerpos de agua, exceptuando estos usos los restantes tienen un índice bajo indicando una heterogeneidad del paisaje donde la continuidad entre un uso del suelo se ve interrumpida por otros usos.

Los tamaños de parches varían desde menos de una hectárea hasta 500 ha, sin embargo, el 59% de estos cuentan con un área menor a las 5 ha evidenciando el grado de fragmentación presente en la zona. El 48% de los parches de los bosques de robles están entre 2-5ha, los bosques de pino denso cuentan con el 28% de sus parches de un tamaño mayor de las 10 ha, por su parte el bosque ribereños y el latifoliado denso cuentan con el mayor numero de parches menores a una hectárea con 37% y 39 % respectivamente (Figura 4-4).

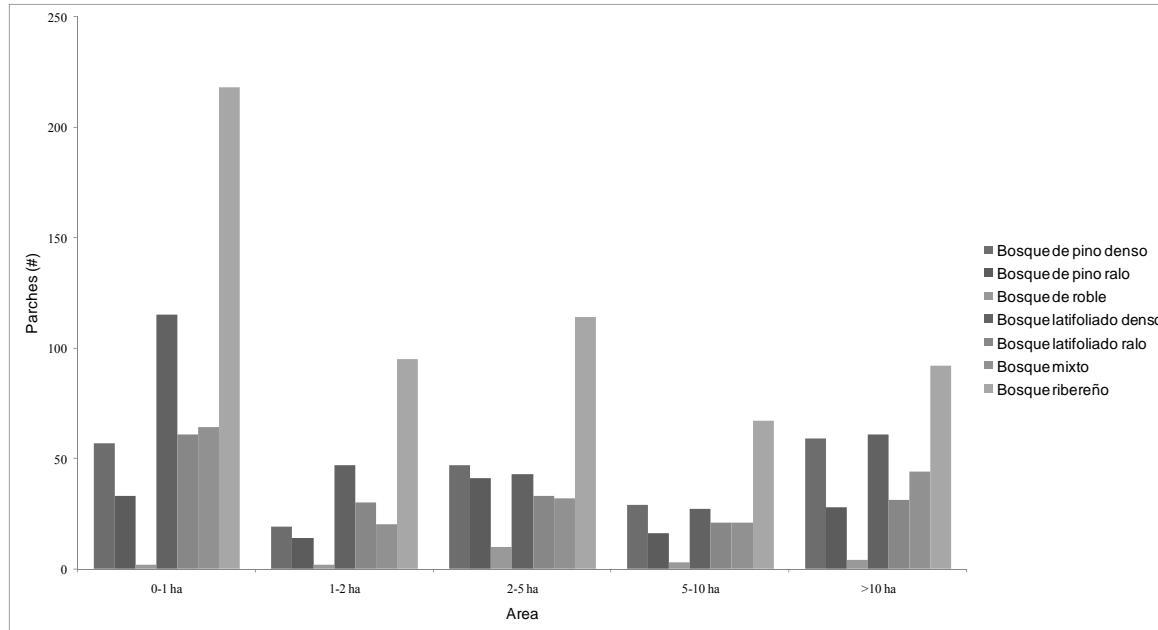


Figura 4-4. Número de parches de bosques en diferentes categorías de tamaño dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

Las cercas vivas son parte de los sistemas silvopastoriles presentes, estas se utilizan usualmente para la demarcación de propiedades y división de apartos utilizando especies leñosas vivas como sustituto a los postes muertos. En total se registraron 736 segmentos de cercas vivas en el paisaje con una extensión total de 150km. De estos segmentos 96 estuvieron conectados al algún tipo de bosque y 35 adicionales estuvieron a distancias menores de 5m. Sin embargo la mayoría (401) de estos segmentos estuvieron a distancias mayores de los 100m del bosque reduciendo su conectividad con el bosque (Figura 4-5). Respecto a la complejidad de conexiones de las cercas, la mayoría (87%) son segmentos simples sin conexiones a otros segmentos, sin embargo, los restantes segmentos cuenta con conexiones con otros segmentos aumentando la complejidad de la red de conectividad estructural de las cercas dentro del paisaje.

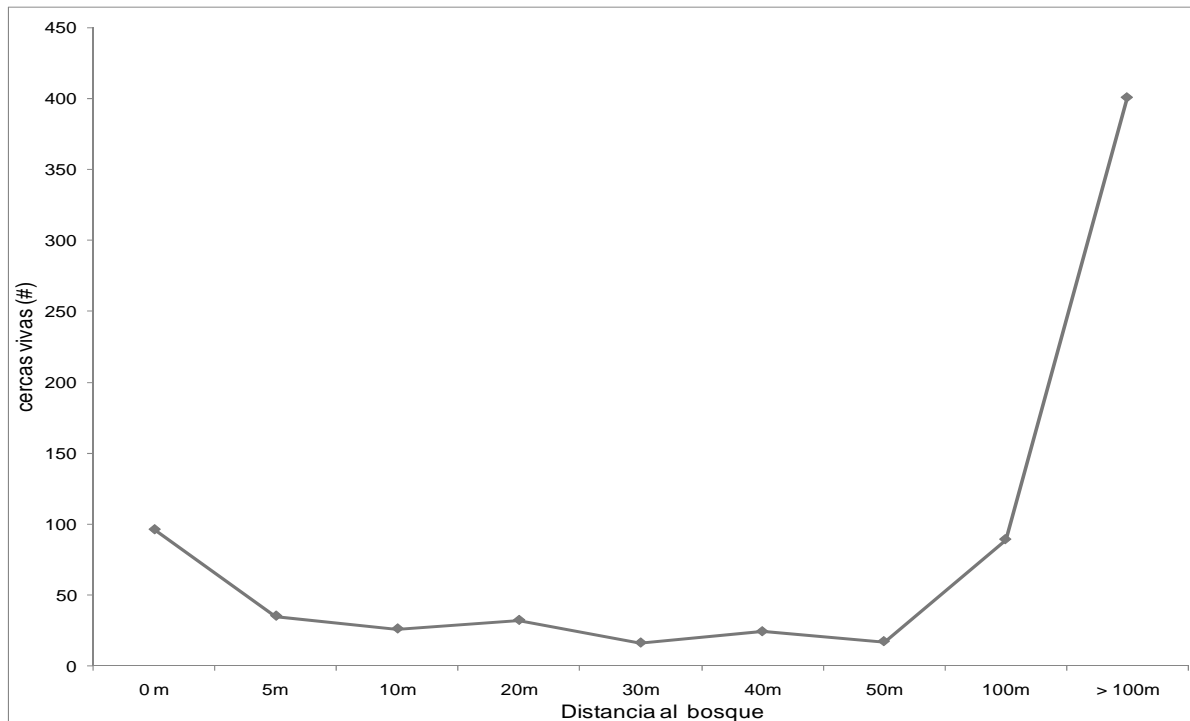


Figura 4-5. Numero de segmentos de cercas vivas respecto a su distancia al bosque dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

4.4.2 Identificación de factores ambientales y humanos a nivel de paisaje que pueden estar influenciando características de cobertura vegetal en la zona.

De las variables analizadas la distancia a asentamientos humanos y la altura sobre el nivel del mar tuvieron la mayor influencia en el tipo de cobertura en el eje de CP 1 mientras que la distancia a vías tuvo la mayor relación positiva en el eje de CP 2 las pendiente también tuvo una relación fuerte pero negativa en este eje. Observando el gráfico biplot (Figura 3) podemos ver que a mayor distancias a vías y asentamientos humanos así como mayor pendiente y altura sobre el nivel del mar más cantidad de bosque latifoliado y mixto está presente. Por otro lado a menos la distancia a vías y asentamientos humano así como menor altura sobre el nivel del mar y pendiente encontramos la mayoría del bosque latifoliado ralo. Los demás tipos de

bosques están aglomerados al centro del plano sugiriendo que son otros los factores que determinan su distribución (Figura 4-6).

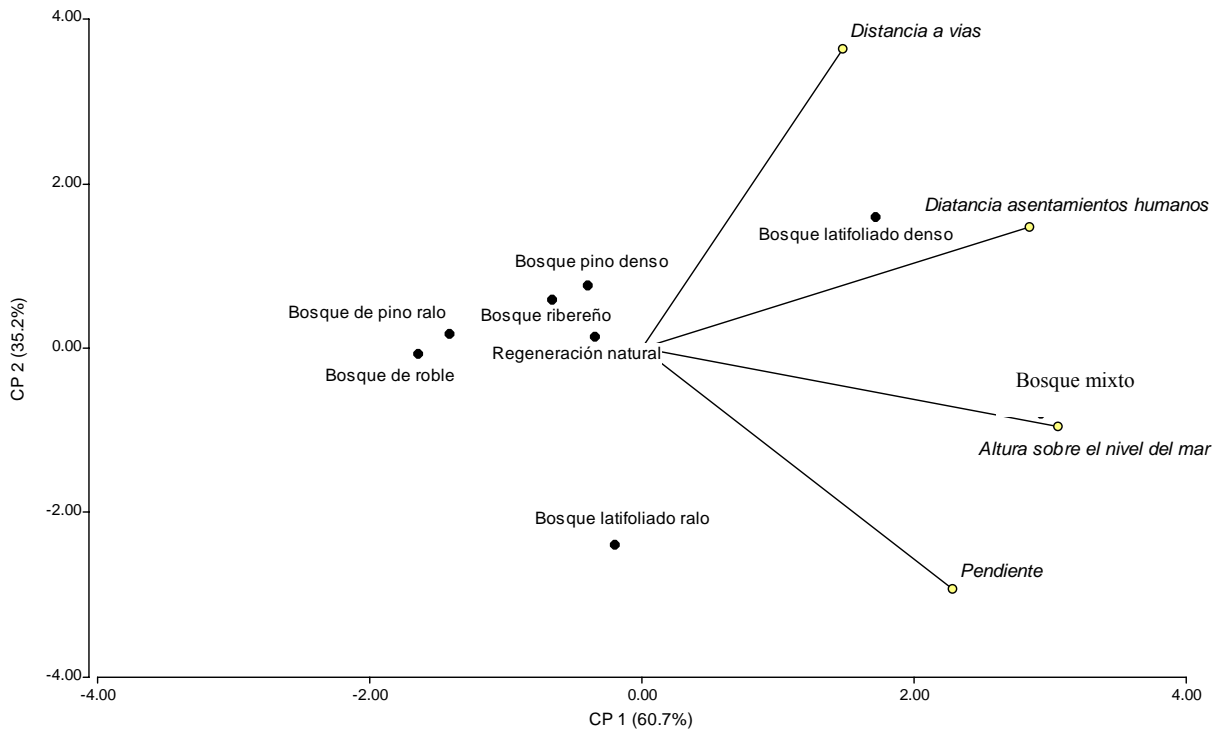


Figura 4-6. Biplot, áreas naturales y su relación con la altura sobre el nivel del mar, distancia a vías, pendiente y distancia a asentamientos humanos dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

4.4.3 Parches prioritarios

Al seleccionarse los 20 parches prioritarios para cada tipo de bosques basado en su tamaño (Figura 4-8) obtuvimos un área total de 5 060 ha representado un 10 % del total del paisaje. Dentro de estas los bosques de mayor área son los bosques de pino y los bosques de roble el uso de menor área (Cuadro 4-5). La figura 4-7 nos muestra que proporción del total de cada tipo de bosques estaría bajo protección, siendo igual o mayor al 50% en todos los casos.

Cuadro 4-5. Área de los parches sugeridos como reservas para cada tipo de bosque.

USO	Media(ha)	Mínimo (ha)	Máximo (ha)	Área total (ha)
Bosque de pino denso	110	49	280	2 200
Bosque de roble	7	1	24	73
Bosque latifoliado denso	116	39	527	2 320
Bosque mixto	72	22	332	1 435

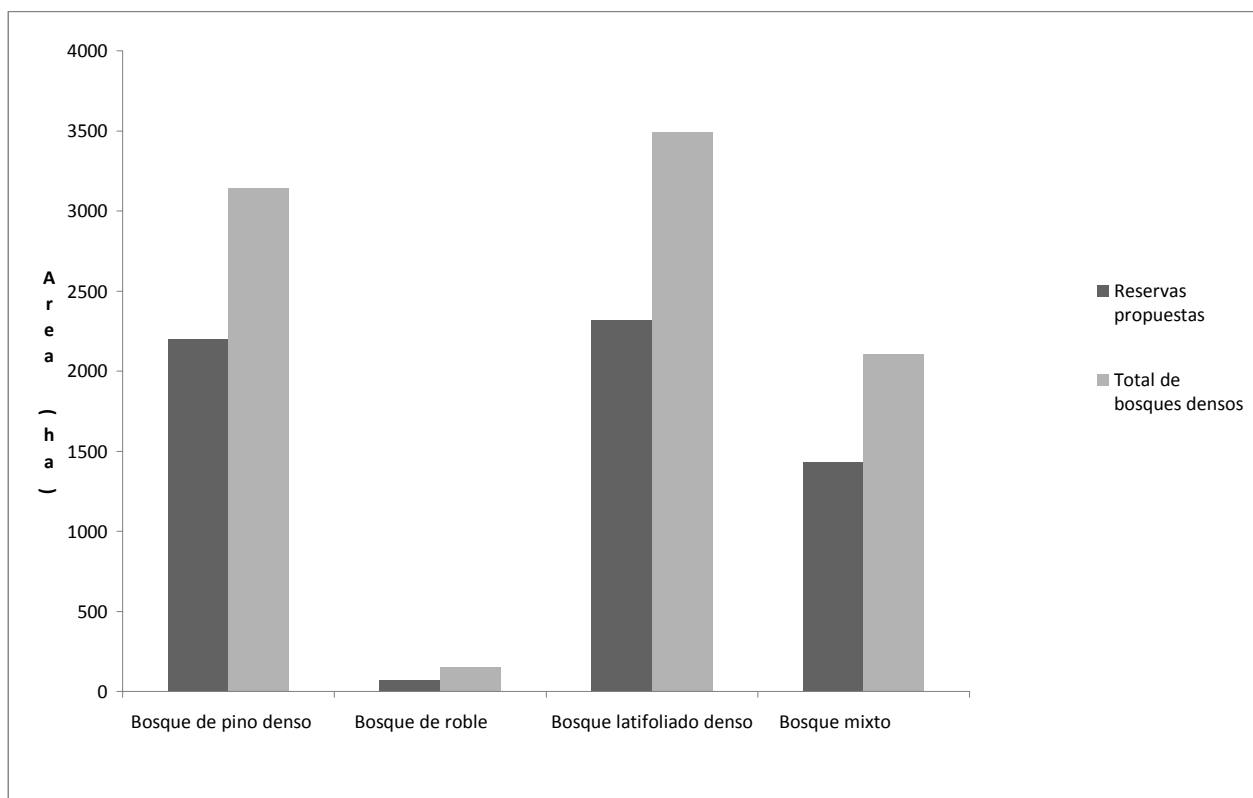


Figura 4-7. Área de parches sugeridos como reservas versus área total de bosques densos de cada tipo identificado dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

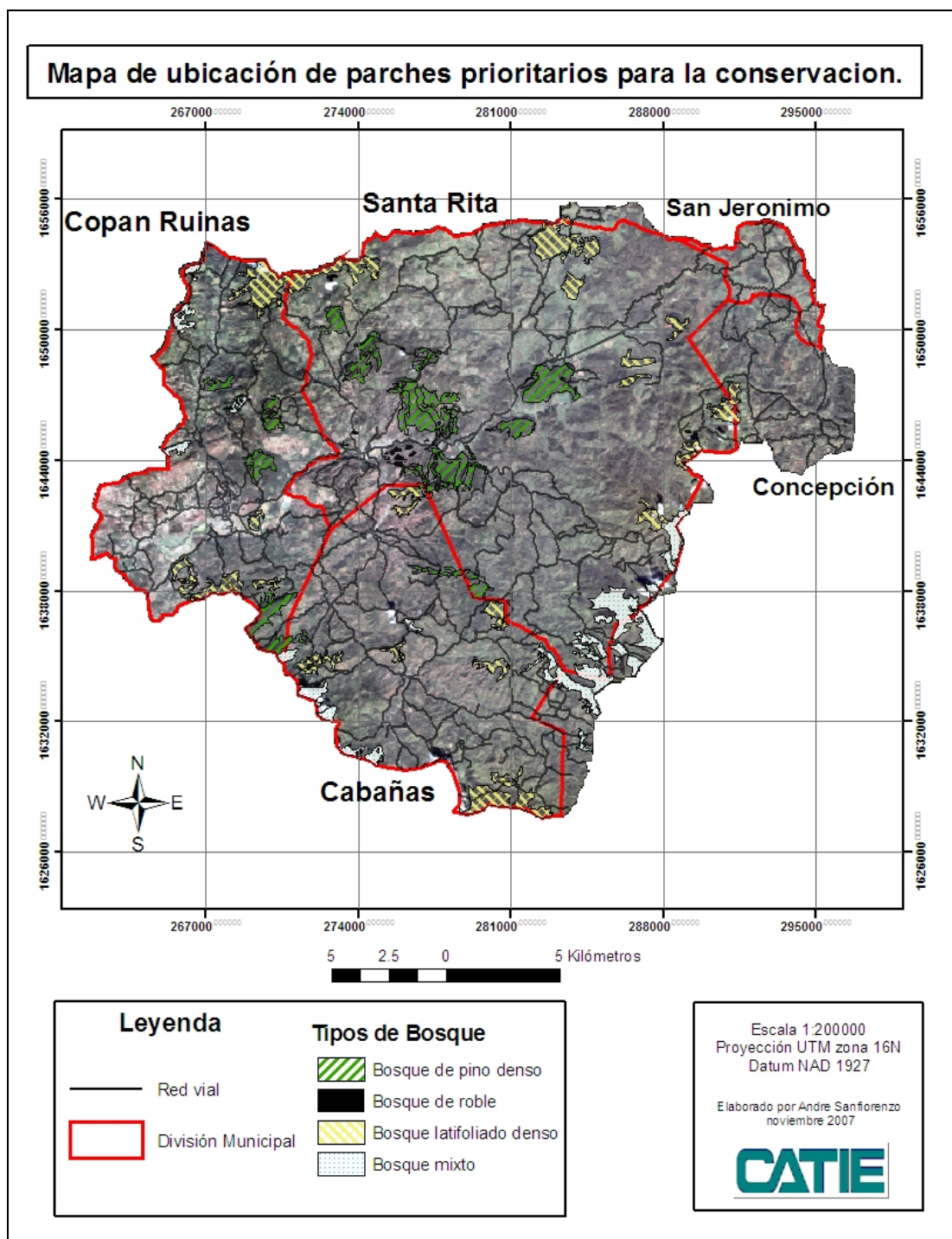


Figura 4-8. Mapa de ubicación de parches de bosques densos prioritarios para la conservación dentro de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

La mayor parte de los parches (62%) recomendados para la conservación se encuentran dentro del municipio de Santa Rita, este municipio cuenta con la mayor extensión territorial dentro de la subcuenca. Un total de 3 140 ha de las 5 060 ha propuestas como reservas se encuentran dentro de este municipio, incluyendo bosques de pino, mixto y latifoliado cuyos parches mas grandes se localizan dentro de los limites municipales de Santa Rita. El municipio de Cabañas cuenta con 670 ha de las áreas sugeridas como reservas representando los bosques mixtos y latifoliado. Con respecto al municipio de Copan Ruinas este solo cuenta con 31% de su área dentro de la subcuenca a pesar de esto un 25% las áreas propuestas como reserva se encuentran dentro de los limites políticos de este municipio, representando los bosques de pino, latifoliado y mixto (Figura 4-8).

4.5 Discusión

4.5.1 Caracterización y fragmentación del paisaje de la subcuenca del Río Copán

El paisaje de la subcuenca del Río Copán esta conformado por una matriz agropecuaria, donde los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad son el uso del suelo predominante seguido de los sistemas agroforestales de café. Además existen áreas dedicadas al cultivo intensivo, pasturas sin árboles, café bajo sol y sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad. Los remanentes de bosques alcanzan en su totalidad un 25% colocando a este paisaje dentro del rango de fragmentado establecido por McIntyre y Hobbs (1999). Estos autores señalan que en este tipo de paisaje la conectividad y otros procesos ecológicos están siendo afectados por el alto grado de fragmentación presente. En paisajes como estos la matriz en este caso los sistemas agrosilvopastoriles son muy influyentes en la capacidad de un organismo moverse entre los diferentes tipos de parches de bosques remanentes (Bennett 2004).

Los bosques dentro del paisaje se encontraron aislados, las distancias euclidianas de los parches de bosque a su vecino más cercano fueron relativamente altas, el promedio de todos los tipo de bosque fue de 411 m siendo la menor de 150 m en bosques ribereños y la mayor de 1 200 m en bosques de robles. Algunos estudios mencionan que a distancias cortas entre 50 a 100 m en hábitat de bosque continuo pueden ser una barrera para muchas especies de aves e

insectos (Mader 1984), además, para la vegetación el aislamiento de los fragmentos remanentes de bosques, podría repercutir en la rápida declinación en poblaciones de leñosas (Laurence 2001). Por tal razón es posible que las distancias existentes entre estos bosques ya estén impidiendo el movimiento de algunos organismos.

Las áreas de bosques en el paisaje presentaron también formas irregulares, esto implica una expansión de la frontera agrícola en estas áreas. El nivel de contraste existente con respecto a los hábitat colindantes, puede ser también una limitación. El índice de contraste de borde indicó que los parches están rodeados por diferentes usos del suelo produciendo un índice de contraste intermedio. La conectividad o continuidad de estos hábitat es baja dentro del paisaje implicando que entre un parche y otro hay un mosaico de usos del suelo. La habilidad para subsistir de ciertas especies se puede ver afectada por las características incompatibles que puedan presentar los hábitat circundantes a los parches de bosques. Especialmente la influencia que pueda tener sobre los patrones de dispersión de los organismos, que dependerá de la habilidad de estos para atravesar hábitat abiertos (McGarigal et ál 2002). Se presentaron también usos del suelo como zonas de regeneración natural, cercas vivas, árboles dispersos en áreas de pasturas y cultivos, y café bajo sombra, los cuales podrían tener algún tipo de relaciones ecológicas con los fragmentos de bosques intervenidos, ayudando a contrarrestar las desfavorables características de estructura y aislamiento (Guevara et ál 1986, 1993, 1998, Galindo-González et ál 2000, Harvey et ál 2000) Estas áreas podrían estar contribuyendo como hábitat y corredores para algunos organismos que se desplazan a través del paisaje (Laurance et ál 2004).

En el paisaje hubo 586 parches de bosque ribereños, estos a pesar de tener formas muy irregulares y alargadas, debido a que se encuentran bordeando los cursos de agua cuentan con la ventaja de una densidad de parches mayor en el paisaje y además encontrarse menos aislados entre sí que los otros tipos de bosques presentes. Estos bosques han sido resaltados por otras investigaciones dadas su importancia en contribuir a conservar la flora y fauna remanente luego del proceso de fragmentación (Meave et ál 1991, Torres 2006). Además de poder albergar una dinámica de plantas rica y diversa en especies (Gregory et ál 1991), y la posibilidad de proveer conectividad al funcionar como corredores biológicos (Bennett 1999, Klapproth y Johnson 2000).

Para disminuir los efectos del aislamiento se deben aumentar la conectividad estructural y funcional entre los parches de bosques remanentes en el paisaje (Bennett 1998).

Estudios realizados en paisajes ganaderos de Centroamérica han demostrado como las cercas vivas y árboles dispersos con varias densidades incrementan la riqueza de especies y complejidad estructural del sistema facilitando el desplazamiento de organismos a través de estos sistemas. (Harvey 2000, Harvey 2004, Chacón y Harvey 2006, Harvey et ál 2006).

Han sido varios los estudios que han demostrado como las cercas vivas proveen una alternativa para organismos que deseen moverse a través del paisaje pero le es difícil o imposible hacerlos sin cobertura arbórea presente (Burel 1996, Harvey 2000, Alvarado 2000, Chacón y Harvey 2006, Harvey et ál 2006) En este paisaje la red de cercas vivas estuvo conformada por 150 km de cercas los ganaderos manejan potreros muy grandes sin divisiones utilizando cercas solo en los límites de las propiedades usualmente (Trautman 2007). Noventa y seis cercas de las 711 identificadas conectaban con parches de bosques y bosques ribereños estas cercas pueden estar contribuyendo grandemente al desplazamiento de organismo hacia fuera y dentro del bosque por su potencial para facilitar el movimiento de organismos afines a estratos arbóreos para desplazarse. (Forman y Boudry 1984, Saunders y Hobbs 1991, Estrada et ál 1997, Bennett 1998, Harvey 2000) El aumento en conectividad estructural de las cercas es evidenciado por el caso de tener cercas intersecándose en el paisaje, las intersecciones entre esos elementos arbóreos retiene una mayor riqueza de plantas en comparación a las no conectadas (Forman y Godron 1986) Podríamos decir que las cercas vivas conforman una red compleja a través del paisaje que podría estar contribuyendo al desplazamiento de organismos entre los distinto parches de bosques (Harvey 2000, Chacón y Harvey 2006).

Dentro del paisaje de la subcuenca los factores biofísicos de pendiente y altura sobre el nivel del mar así como los antropogénicos como las distancia a vías y asentamientos humanos se relacionaron positiva o negativamente a los uso del suelo presentes. El bosque mixto por ejemplo tiende a estar en lugares con pendientes altas y a mayores distancia de los asentamientos humanos. El bosque latifoliado denso estuvo a mayores distancias de las carreteras y a una mayor altura sobre el nivel del mar. El latifoliado ralo estuvo relacionado negativamente a la distancia a vías y pendiente, implicando que mientras más cerca de los asentamientos humanos y las carreteras más de este tipo de bosque existe. Esto se debe quizás a la mayor facilidad de extracción de madera. Los demás tipos de bosques mostraron relaciones débiles con relación e las variables analizadas. Estos otros tipos de bosque están quizás siendo influenciado por otras variables como la tenencia de la tierra, como indica Trautman (2007) diferentes tipos de ganaderos toman diferentes decisión concernientes a la

conservación de áreas naturales en su finca. Por experiencia de campo podría decir que los parches de bosques más grandes se encuentran en terreno de grandes ganaderos y que algunos cuentan con la facilidad y voluntad de dedicar áreas de sus fincas a la conservación.

Los bosques latifoliado ralos y de robles se encuentra más vulnerable que otros tipos de bosque, estrategias de conservación deben ser puestas en práctica como cercado y limitación de extracción de madera. Además, alternativas productivas como los sistemas silvopastoriles que puedan suplir las necesidades de madera existentes reduciendo la presión al bosque.

4.5.2 Priorización de parches

Al identificar y proponer una zona de reservas muchos factores deben ser evaluados. Los parches sugeridos como prioritarios por este estudio representan los parches de mayor tamaño de los diferentes tipos de bosques presentes en el paisaje. La preservación de estas áreas lograría mantener la integridad de estos ecosistemas y sus funciones dentro de los parches conservados. Así como proveer hábitat para las poblaciones de fauna locales amenazadas por la destrucción de su hábitat. No se pretende con esto sugerir que los demás áreas de hábitat naturales dentro del paisaje no deben ser conservadas. Sin embargo, una categoría de áreas protegidas limitaría el cambio de uso del suelo en estos parches y otras estrategias como reservas privadas o incentivos pueden ser utilizadas para la conservación de otras áreas naturales fuera de las reservas y dentro del paisaje evaluado. El área total de las reservas sugeridas solo representa el 10% del paisaje pero es este el umbral para cambiar su categoría de un paisaje fragmentado a uno relictual dentro del marco de categorización de paisajes (McIntyre y Hoobs 1999). En la categoría relictual la conectividad nos es existente y hay mayor estado de alteración del hábitat natural.

Los ecosistemas deben ser manejados como un conjunto, con áreas protegidas como depósitos de biodiversidad, dentro de una matriz manejada para proteger su valor como hábitat, y al mismo tiempo proporcionar los productos necesarios para la población (McNeely y Scherr 2002). Si la vegetación de la matriz es estructuralmente similar al hábitat original pueden reducirse los impactos ecológicos del efecto de borde (Bennett 2004). El manejo del paisaje con una estrategia unificada para suplir las necesidades de las comunidades y permitir

además, la conservación de la biodiversidad presente, este es tal vez un enfoque costo efectivo para la conservación de la biodiversidad en esta región.

4.6 CONCLUSIONES

El paisaje de la subcuenca del Río Copán es un paisaje fragmentado, donde es necesario promover prácticas de conservación para evitar la expansión de la frontera agrícola y consecuente disminución en las áreas de bosques. Los bosques de roble, latifoliado ralo y pino ralo son los más vulnerables ya que se encuentran con mayor cercanía a los asentamientos humanos y carreteras, además cuentan con una menor limitación topográfica para su explotación.

Estrategias como la declaración de reservas naturales y modificación de la matriz productiva contribuirán a preservar las áreas de bosques existentes y promover la conectividad entre estas, contribuyendo a disminuir los efectos de la fragmentación dentro de este paisaje. La preservación de los 20 parches más grande de cada tipo de bosque conservaría un total del 10.5% del paisaje, otras estrategias deben ser combinadas con las áreas de reservas como zonas de amortiguamiento y pagos por servicios ambientales para lograr la conservación de una mayor área dentro de la subcuenca y mejorar la conectividad estructural del paisaje. Existe además el potencial para introducir más cercas vivas en el paisaje así como barreras vegetativas en zona donde amerite, como en las altas pendientes. Esto aumentaría la complejidad de las cercas vivas promoviendo la conectividad estructural y funcional en el paisaje.

4.7 BIBLIOGRAFÍA

- Agudelo, NC. 1987. Ecosistemas terrestres de Honduras. Asociación hondureña de ecología. Tegucigalpa, Honduras. 16p.
- Alvarado V; Antón, E; Harvey, CA; Martínez R. 2001. Aves y plantas leñosas en cortinas rompevientos en León, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8(31):18-22
- Bennett, A F.1999 Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation UICN, Gland, Switzerland and Cambridge 254pp.
- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN-Mesoamerica. San José, C.R. 276 p.
- Bierregaard RO; Lovejoy TE; Kapos V; Augusto dos Santos A; Hutchings RW. 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. *BioScience*, 42(11):859-866.
- Burel F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical reviews in Plant Sciences* 15 (2): 169-190
- Chacón M; Harvey CA. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68: 15-26
- Debinski DM; Holt RD. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* 14(2):342–355.
- Delcourt, HR; Delcourt PA. 1988. Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. *Landscape Ecology* 2:23-44.
- Diamond J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural preserves. *Science* 193:1027-1029.
- ESNACIFOR (Escuela nacional de ciencias forestales). 2005. Departamento de SIG. Sigatepec, HN
- Estrada A; Coates-Estrada R; Merritt, DA. 1997. Antropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and conservation* 6: 19-42.
- Forman RTT; Baudry J. 1984. Hedgerows and hedgerows networks in landscape ecology. *Journal of Environmental Management*. 8(6): 495-510
- Forman RTT; Godron M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley sons. Chichester. USA. 619p.
- Galirido-Gonzalez J; Guevara S; Sosa VJ. 2000. Bat-and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6): 1693-1703

- Gregory, SV; Swanson, F J; Mckee, W A; Cummins, K W. 1991 An ecosystem perspective of riparian zone BioScience 41(8): 540
- Guevara S; Laborde J; Sanchez G.1998. Are isolated remnant trees in pasture a fragmented canopy? Selbyana 19: 34-43.
- Guevara S; Laborde J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. Vegetation 107/108: 319-338.
- Guevara S; Purata SE; Van der Maarel E. 1986. The role of remnant trees in tropical Secondary succession. Vegetatio 66:77-84.
- Guillén Zelaya, RI. 2002. Modelación del uso de la tierra para orientar el ordenamiento Territorial en la sub-cuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 92 p.
- Harvey C. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. Ecological applications 10(6): 1762-1773.
- _____; Tucker, NIJ; Estrada, A. 2004b. Live Fences, Isolated Trees, and Windbreaks: Tools for conserving Biodiversity in Fragmented Tropical Landscape. In Schroth,G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p.261-289.
- _____, Medina a, Sanchez D, Vilchez S, Hernandez, Saenz JC, Maes JM, Casanoves FB, Sinclair FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. Ecological Applications 16(5): 1986-1999.
- InfoStat (2004). InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- Klapproth, J C ; Jhonson, J E 2000 Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on plant and animal communities Virginia Cooperative Extension Virginia Polytechnic Institute and State University-Virginia State University 14p
- Laurance, SGW. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. In Schroth,G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 50-64

- Laurance, W F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management In Bierregaard Jr B , Gascon , C.; Lovejoy T.E.; Mesquita, R.C.G 2001 Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest Yale University press. USA 478p
- Mader, H J. 1984 Animal isolation by Roads and Agricultural Fields Biological Conservation Volume 29
- MANCORSARIC (Mancomunidad de municipios de Copán Ruinas, Santa Rita y Cabañas). 2006. Plan de Cogestión de la Subcuenca del Río Copán. Mesa Setorial de Ambiente y producción. Copán Ruinas, Honduras. 78p.
- McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps (en línea). Consultado el 22 de octubre de 2006. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*. 13(6): 1282-1292
- Meave, J M.; Kellman M.; MacDougall, A ; Rosales, J 1991 Riparian habitats as tropical forest refuge. *Global Ecology and Biogeography* 1: 69-76
- Mejía Valdivieso DA. 2001. Honduras. In Kappelle M y Brown A. Bosques nublados del neotropico. Heredia, CR. INBIO. p.243-282
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2):58-62.
- Noss RF; Cooperrider AY. 1994. Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Island Press. Washington USA. 405p.
- Torres IA. 2005. Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Tesis Msc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Trautman BT. 2007. Factores que influyen en el diseño, implementación y manejo de sistemas silvopastoriles con características que favorezcan la conservación de la biodiversidad en Copán, Honduras. Tesis Msc. CATIE. Turrialba Costa Rica. 188p.
- Gergel SE; Turner MG eds. 2002. Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques. Springer-Verlag, New York USA. 316 p.
- Otero Carvajal, SA. 2002. Creación y diseño de organismos de cuencas en la subcuenca del Río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 134 pp.
- Saunders, D.A., H.J. Hobbs, C.R. Margules. 1991. Biological consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-27

Simmons, CS. 1969. Los suelos de Honduras. Roma, IT. FAO. 88 p.

Useche DC. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Msc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 233p.

5 ARTICULO 2. CONECTIVIDAD FUNCIONAL PARA LOS GENEROS DE AVES *TROGON*, *ICTERUS* Y *DENDROICA*

5.1 Introducción

La conservación de áreas naturales y el fomento de la conectividad entre estas han surgido como una alternativa para lograr la conservación de la biodiversidad en muchas regiones; acciones que incluyen la protección de áreas como reservas y corredores, así como la modificación de la matriz productiva en el paisaje deben ser integrados a planes de conservación (Laurance 2004). La implementación de prácticas productivas más sustentables como los sistemas silvopastoriles con el fin de conservar la biodiversidad, pueden contribuir a las estrategias regionales de conservación (McNeely y Scherr 2002, Laurance 2004). En paisajes agrícolas tropicales, los sistemas silvopastoriles en los cuales se conservan árboles de regeneración natural o especies plantadas, influyen en procesos ecológicos y características como la presencia y dispersión de flora y fauna, microclima, dinámica de plagas, ciclaje de nutrientes y disponibilidad de agua (Schroth et ál 2004). Adicionalmente estos sistemas silvopastoriles pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad mediante el aumento en la conectividad para poblaciones y procesos ecológicos dentro de paisajes fragmentados. Como aseveración general podemos decir que paisajes fragmentados que están conectados a través de corredores serán capaces de soportar poblaciones viables de flora y fauna así como la integridad de sus procesos ecológicos en comparación a paisajes fragmentados sin conectividad donde los parches se encuentran aislados entre sí (Harris, 1984, Bennett 2004).

El concepto de conectividad es muy amplio pero en general implica conexión de hábitat, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Noss 1991). Este es usado para describir cómo el arreglo espacial y la calidad de los elementos en el paisaje afecta el movimiento de organismos entre parches de hábitat. A una escala de paisaje, la conectividad puede ser definida como “el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de recursos” (Taylor et al. 1993). Especies animales perciben el paisaje de formas diferentes y varia según su nivel de tolerancia a la perturbación y cambios del hábitat, esto influencia en como aprecian la integridad del paisaje y el nivel de conectividad presente (Bennett 2004).

Gran parte de los estudios desarrollados para evaluar la biodiversidad en paisajes agropecuarios han centrado sus esfuerzos en las aves como grupo de evaluación (Lynch 1992, Estrada et ál 1997, Vélchez et ál 2003, Santivañez 2005, Ramirez 2006). Las aves son un sujeto de investigación atractivo debido al amplio conocimiento sobre su distribución y necesidades ecológicas (Rice y Greenberg 2004). Por esta razón los géneros de aves *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*, fueron seleccionados para modelar la disponibilidad de hábitat y conectividad dentro del paisaje. Estos géneros muestran características distintas en los hábitat requeridos. El género *Trogon* es el de mayor dependencia de hábitat naturales de los tres evaluados mientras que *Icterus* y *Dendroica* toleran hábitat con mayor perturbación (Howell y Webb 1995).

Mediante la utilización de sistemas de información geográfica se generó un modelo de calidad de hábitat para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica* además se identificó la red de conectividad funcional presente para estos géneros. Se modeló la inclusión de sistemas silvopastoriles en los sistemas ganaderos tradicionales según rangos de pendientes y la inclusión de una franja de bosques ribereños de 50 metros en los cauces de agua del paisaje; con el fin de identificar cambios en las métricas de paisaje, la disponibilidad de hábitat y conectividad para los géneros evaluados. El conocimiento de estos modelos será útil en el diseño e implementación de planes de manejo, que busquen maximizar la conservación de la biodiversidad, soportando una producción agrícola sostenible en la región.

5.2 Descripción del área de estudio

5.2.1 Ubicación

El área de estudio comprende en su totalidad la sub-cuenca del Río Copán, ésta a su vez forma parte de la cuenca del Río Motagua. Los municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas, San Jerónimo, Concepción, San Agustín, Paraíso y la Unión se encuentran en su totalidad o parcialmente dentro de la cuenca. Estos son parte del departamento de Copán, Honduras; ubicado entre las coordenadas 14° 43' y 14° 58' latitud norte y entre 88° 53' y 89° 14' longitud oeste. El área de estudio presenta una extensión de 598 km² y está ubicada en el sector noroeste del Departamento de Copán, en el extremo occidental de Honduras que limita con Guatemala (Figura 4.1).

5.2.2 Topografía y suelo

La topografía de la sub-cuenca es irregular presentando pendientes menores a 30% en su mayoría, sin embargo, existen muchas áreas con pendientes entre 30 y 45 %. Los rangos altitudinales oscilan entre 600 y 1700 msnm. Los suelos presentes en la sub-cuenca caen bajo los grupos de Rendzina y red yellow-podzols según la clasificación de FAO². Simmons (1969) clasifica los suelos en la sub cuenca como Chandela, Naranjito, Sulaco y Suelo de los Valles. Las clases Chandela, Naranjito, Sulaco representan suelos formados sobre rocas sedimentarias con características particulares. La clase Suelos de los Valles representa suelos formados a partir de depósitos aluviales.

5.2.3 El clima

La precipitación en la sub-cuenca presenta rangos entre 1 375 a 1 760 mm/año. El promedio anual es de 1 600 mm. El mes más lluvioso es septiembre (229 mm), y el mes más seco es marzo (11 mm); el período seco dura de 5 a 7 meses. Las temperaturas mínimas y máximas promedian los 19 y 29 °C (ESNACIFOR 2005). Todas estas condiciones son características de una zona de vida de trópico sub húmedo y sub trópico en alturas mayores a 1000 msnm.

² Datos provistos por el Laboratorio de SIG CATIE

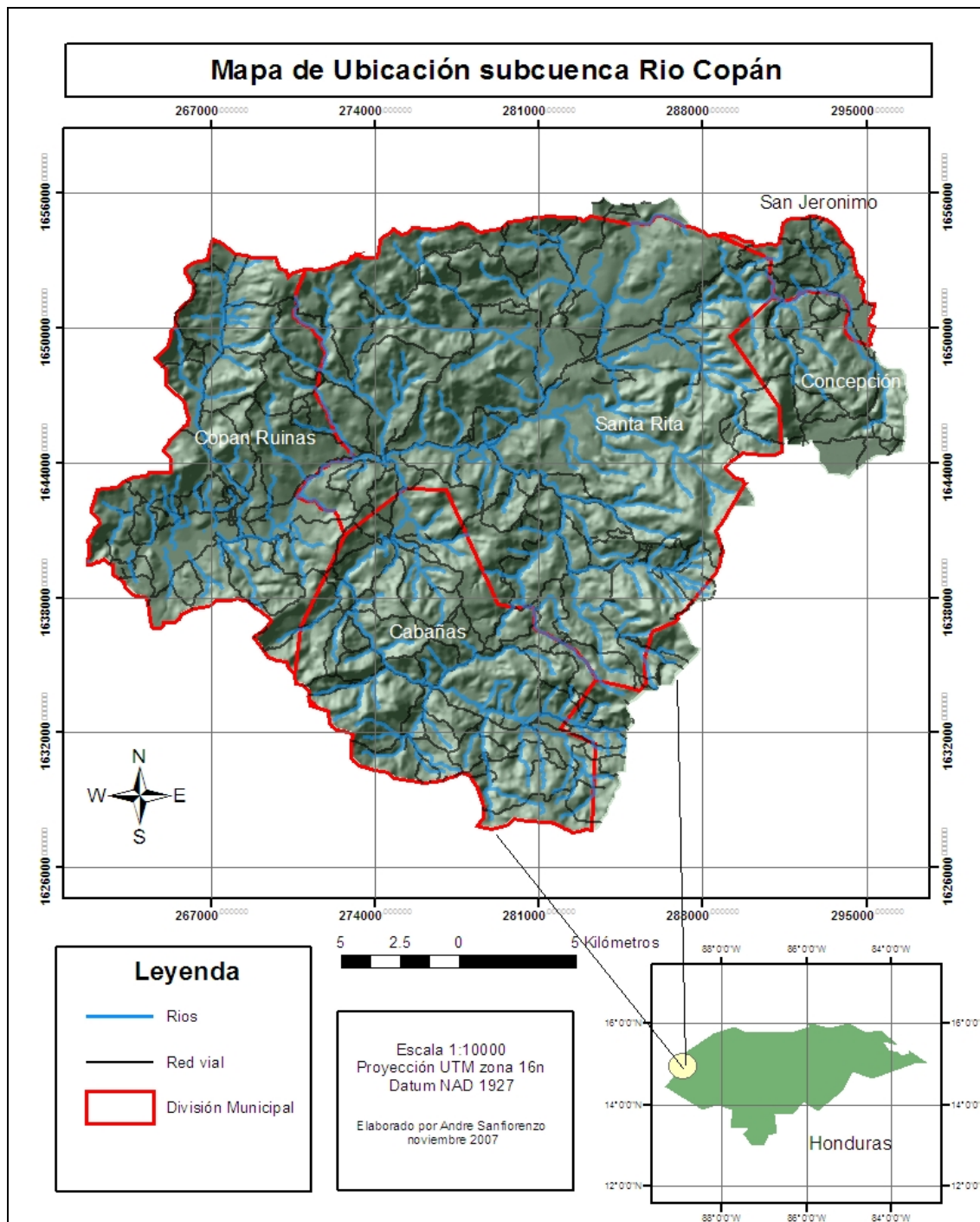


Figura 5-2 Ubicación de la Sub-cuenca Rio Copan, Honduras

5.3 Materiales y métodos

5.3.1 Calidad del hábitat

Los análisis de calidad de hábitat y conectividad fueron realizados utilizando la extensión FunConn para ArcGis v9.1. Para esta se debe generar un valor de calidad del hábitat para los diferentes usos del suelo. Este debe ser en valores de 0 a 100 y es definido por el usuario (Theobald 2006). Para lograr esto se describieron los hábitat reportados por Stiles y Skutch (1989) y Howell y Webb (1995) para todas las especies de los tres géneros analizados, identificadas como presentes en el paisaje. Con base en la descripción de hábitat dada por los autores se clasificaron las especies como afines o no a los hábitat o usos del suelo presentes en la subcuenca (Artículo 1). El número de especies en cada hábitat fue sumado y transformado a porcentajes siendo este el valor para la calidad del hábitat a ser utilizado en la modelación (Cuadro 5-2). Se seleccionaron como funcionales los hábitat que contengan más del 66% de las especie de este género. Este proceso no eliminara los demás hábitat, sin embargo, solo se identificara como parches funcionales los que posean un valor de más del 66% en la calidad del hábitat. Adicional a este parámetro FunConn utiliza el rango de forrajeo para las especies como criterio para la selección de parches funcionales (Anexo 3). Con este parámetro es posible seleccionar los parches que están dentro del rango de forrajeo aún que no cumplan con el tamaño mínimo de parche estipulado. Para este trabajo el tamaño mínimo de parche fue de 1 ha por ser esta la unidad mínima posible en FunConn para el análisis. El rango de forrajeo se obtuvo utilizando ecuaciones alométricas propuesta por Theobald y Hobbs (1999). Se utilizo la siguiente ecuación $I = 1.166M^{1.06}$ donde M es la masa del individuo en kg. y I es el área de forrajeo en km^2 , a partir de este dato con la siguiente ecuación obtenemos el radio de forrajeo $R_f = (I / 3.1415)^{1/2}$ donde I es el área de forrajeo y R es el radio de forrajeo en km. Se selecciono el rango de forrajeo más bajo de todas las especies pertenecientes al género. Esto permitirá seleccionar los parches funcionales para todas las especies ya que si la especie con el rango de forrajeo más bajo puede alcanzar el parche, otras especies que son capaces de desplazarse a mayores distancias también serán capaces de alcanzar dicho parche. La calidad de recursos fue determinada con base en los usos del suelo presentes (Artículo 1) y la afinidad de las especies evaluadas a éste tipo de cobertura. El mapa de usos del suelo fue transformado del formato de polígonos a un formato raster con tamaño de celda de 1m. Este raster fue

reclasificado en calidad de hábitat mediante el valor de la calidad de hábitat que representa dicha cobertura para el género evaluado.

5.3.2 Permeabilidad del hábitat

Para desarrollar la permeabilidad del hábitat se utilizaron las bases de datos de estudios sobre el valor de conservación de los sistemas silvopastoriles realizados en paisajes tropicales de Mesoamérica (Estrada et ál 1997, Vílchez et ál 2003, Santivañez 2005, Ramirez 2006). En estos estudios se evaluó la riqueza y abundancia de aves en distintos usos del suelo los cuales en su mayoría están presentes en el paisaje de la subcuenca del Río Copán, incluyendo pasturas sin árboles, pasturas de baja y alta densidad arbórea. La principal diferencia entre estos estudios y los realizados por Stiles y Skutch (1989) y Howell y Webb (1995) es que estos autores realizaron estudios por un largo periodo de tiempo describiendo los hábitat de preferencia para las especies mencionadas. Por otra parte los estudios utilizados para obtener los valores de permeabilidad fueron diseñados con el fin de describir la abundancia y riquezas de especies en diferentes usos del suelo de paisajes agropecuarios en distintas regiones mesoamericanas. El tiempo de muestro fue menor en estos estudios comparados a las publicaciones de Stiles y Skutch (1989) y Howell y Webb (1995).

Los valores de permeabilidad son requeridos por FunConn en una escala entre 0 y 1 donde 1 representa usos del suelo con mayor permeabilidad y 0 representa usos de los suelos no permeables para los organismos modelados (Theobald 2006). La metodología para obtener estos valores fue similar a la utilizada para obtener la calidad del hábitat, enumerando las especies reportadas como presentes en los diferentes usos del suelo en la subcuenca. No todas las especies reportadas presentes en la subcuenca fueron reportadas en los estudios utilizados para desarrollar la permeabilidad, sin embargo, los valores de permeabilidad se desarrollan con la intención de describir el comportamiento del género más que de especie individuales. Considerando esto es posible lograr unos valores que reflejen el comportamiento del género con las especies presentes en los demás estudios. No todos los estudios utilizados para generar los valores de permeabilidad evaluaron la regeneración natural dentro de sus tratamientos por tal motivo se decidió utilizar el inverso del valor de fricción (0.2) desarrollado por el proyecto FRAGMENT (Useche 2006), como valor de permeabilidad (0.8) para este uso del suelo en el caso de los tres géneros evaluados (Cuadro 5-2).

5.3.3 Conectividad funcional

La conectividad funcional del paisaje fue modelada para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*, utilizando el programa FunConn para ArcGIS v9.1. Esta herramienta está basada en la teoría de gráfica y ofrece mayores alternativas al tradicional modelo de la ruta de menor resistencia (Theobald 2006). Para diseñar la red de conectividad estructural y funcional para diferentes especies evaluadas en el paisaje, se utilizó la herramienta “Build Landscape Network”. Esta crea una red representando conectividad entre parches de hábitat. Esto se logra utilizando parches de hábitat funcionales como fuente y datos sobre cobertura del suelo y la resistencia que representa al desplazamiento para el género analizado. La red se compone de nodos, parches y conectores. Fue identificado el árbol mínimo de distancias dentro de la red de conectividad, esta es la ruta de menor distancia que conecta con todos los parches o nodos dentro de la red. Esto se utiliza como la columna vertebral de la red de conectividad de una gráfica (Urban y Keitt 2001). Esta es la ruta más eficiente para que el organismo se disperse a través de los parches de hábitat presentes en el paisaje (Theobald 2006).

5.3.4 Modelación

Luego de generar la red de conectividad en el paisaje se procedió a generar tres escenarios de cambio en el paisaje. Los tres escenarios serán: 1) incorporación una franja de bosque ribereño de 50m a cada lado de los cauces de agua como establece la nueva ley forestal de Honduras (2007); 2) los sistemas ganaderos convencionales son simulados como sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad en pendientes entre 0 y 15%; Sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad en pendientes entre 16 y 45% y bosques en las zonas con pendientes mayores al 45% y 3) la combinación de sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad en pendientes entre 0 y 15%, sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad en pendientes entre 16 y 45% y bosques en las zonas con pendientes mayores al 45% y una franja de bosque ribereños de 50m a cada lado de los cauces de agua. Esto se logró mediante técnicas de reclasificación en ArcGIS v9.1. Luego se observó y describió cómo cambian las métricas del paisaje como cantidad y calidad de hábitat y también cómo cambia la conectividad estructural y funcional en el paisaje en los diferente escenarios evaluados.

5.4 Resultados

5.4.1 Calidad de hábitat

En total fueron 12 especies del género *Dendroica*, 8 del género *Icterus* y 6 del género *Trogon* las identificadas presentes en el paisaje (Cuadro 5-1).

Cuadro 5-1. Especies de los géneros *Dendroica*, *Icterus* y *Trogon* presentes en el paisaje de la subcuenca del Río Copán, Honduras (Gallardo en preparación)

<i>DENDROICA</i>	<i>ICTERUS</i>	<i>TROGON</i>
<i>D. petechia</i>	<i>I. chrysater</i>	<i>T. collaris</i>
<i>D. pensylvanica</i>	<i>I. galbula</i>	<i>T. elegans</i>
<i>D. magnolia</i>	<i>I. gularis</i>	<i>T. massena</i>
<i>D. chrysoparia</i>	<i>I. mesomelas</i>	<i>T. mexicanus</i>
<i>D. virens</i>	<i>I. pectoralis</i>	<i>T. rufus</i>
<i>D. townsendi</i>	<i>I. pustulatus</i>	<i>T. violaceus</i>
<i>D. occidentalis</i>	<i>I. spurius</i>	
<i>D. fusca</i>	<i>I. wagleri</i>	
<i>D. dominica</i>		
<i>D. graciae</i>		
<i>D. castanea</i>		
<i>D. cerulea</i>		

Al identificar los hábitat descritos por Stiles y Skutch (1989) y Howell y Webb (1995) para cada especie de cada género observamos que en el caso del género *Dendroica* un 100% de sus especies fueron asociadas con los bosques de pino y roble como hábitat; los demás hábitat variaron en el número de especies reportadas como afines a estos, sin embargo, alguna especie de este género fue asociada con alguno de los usos del suelo agropecuarios o naturales presentes en el paisaje.

En el caso del género *Icterus*, un 100% de las especies fueron reportadas en el bosque ribereño, regeneración natural y café bajo sombra. Todos los demás usos del suelo con árboles presentes fueron reportados como hábitat para al menos alguna especie de este género. Con respecto al género *Trogon*, un 100% de las especies solo fue reportado para el bosque mixto, además, solo una especie fue asociada a la regeneración natural y dos al café bajo sombra. Los demás usos del suelo agropecuarios no fueron asociados a ninguna especie de este género, la

mayoría solo fueron reportadas como afines a los distintos tipos de bosques presentes en el paisaje (Cuadro 5-2).

El género *Trogon* es el género que cuenta con la menor cantidad de hábitat (149 km²) con una calidad mayor al 66%. Para este género solo los bosques en la zona representan un hábitat para más del 66% de las especies que lo componen. El género *Dendroica* e *Icterus* cuenta en ambos casos con 334 km² de hábitat con un valor mayor al 66%, sin embargo, difieren en la cantidad de área con valores de calidad mayor al 66%. Por ejemplo, el género *Icterus* cuenta con 222 km² de hábitat con un valor del 100% mientras que *Dendroica* solo cuenta con 44 km² de hábitat con este valor (Figura 5-2 y 5-3)

Cuadro 5-2. Calidad de hábitat y valores de permeabilidad para los generos *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*

Usos del Suelo*	Calidad de hábitat			Permeabilidad		
	<i>Trogon</i>	<i>Icterus</i>	<i>Dendroica</i>	<i>Trogon</i>	<i>Icterus</i>	<i>Dendroica</i>
Bosque latifoliado denso	86	88	75	1	0,83	0,83
Bosque latifoliado ralo	86	88	75	1	0,83	0,83
Bosque de pino denso	71	75	100	1	0,83	0,83
Bosque de pino ralo	71	75	100	1	0,83	0,83
Bosque de roble	71	75	100	1	0,83	0,83
Bosque mixto	100	75	83	1	0,83	0,83
Bosque ribereño	86	100	83	1	0,83	0,83
Regeneración natural **	14	100	67	0,8	0,8	0,8
Café con sombra	29	100	75	0,4	0,66	0,83
Café sin sombra	0	50	25	0	0,3	0,3
Sistema agrosilvopastoril alta densidad	0	63	33	0,4	0,5	0,33
Sistema agrosilvopastoril baja densidad	0	63	33	0	0,5	0,33
Cultivos intensivos	0	0	17	0	0	0
Pasturas	0	0	25	0	0	0
Plantaciones Forestales	29	88	75	0	0,66	0,83
Cercas vivas	0	13	25	0,6	0,5	1

*Usos no mencionados cuentan con valor de cero

**valores de permeabilidad adoptados del proyecto FRAGMENT (Useche 2006)

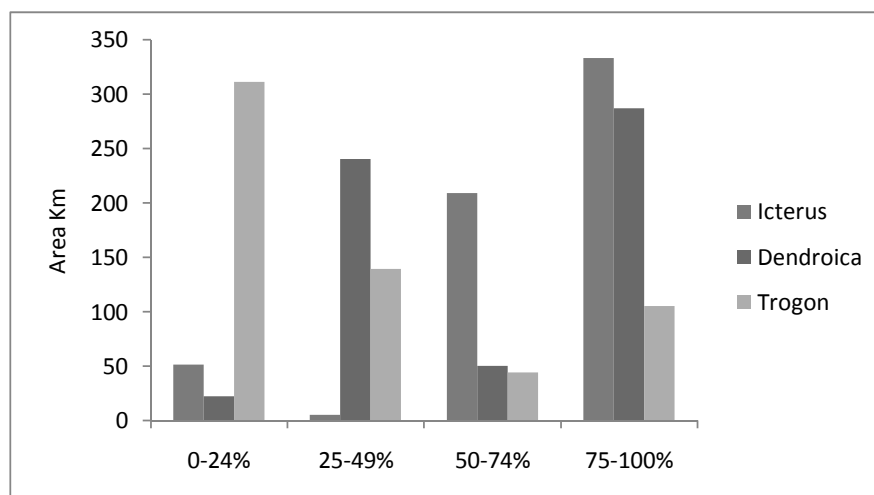


Figura 5.2. Área de hábitat en diferentes rangos de calidad para los géneros evaluados dentro de paisaje de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

Respecto al rango de forrajeo *Dendroica* presentó los valores más bajos ya que su tamaño corporal es menor en comparación a los otros genero evaluados. De estos rangos se seleccionó el de 47m ya que es el menor para todas las especies evaluadas. El género *Icterus* mostró unos valores para el rango de forrajeo mayor en comparación a los de *Dendroica*. De estos se seleccionó el valor de 76m para ser utilizado como rango de forrajeo en la modelación por FunConn. El género *Trogon* fue el del mayor peso corporal y por consiguiente el de mayor rango de forrajeo de los géneros evaluados. Para este género se seleccionó el valor de 124m por ser el más bajo para las especies evaluadas dentro de este género (Anexo3).

La cantidad de parches funcionales fue menor en el género *Icterus* con un total de 52 parches, El género *Dendroica* cuenta con 70 parches funcionales y el género *Trogon* con 144 parches (Cuadro 5-4 y Figura 5-4). El tamaño promedio de los parches fue menor (51 ha) en el género *Trogon* en comparación a los genero *Icterus* (233 ha) y *Dendroica* (318 ha), este género cuenta con el mayor numero de parches y menor tamaño de los tres géneros analizados.

Cuadro 5-3. Áreas y número de parches para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*

Género	Número de parches	Media (ha)	Total (ha)
<i>Dendroica</i>	70	233	16304
<i>Icterus</i>	52	318	16545
<i>Trogon</i>	144	51	7311

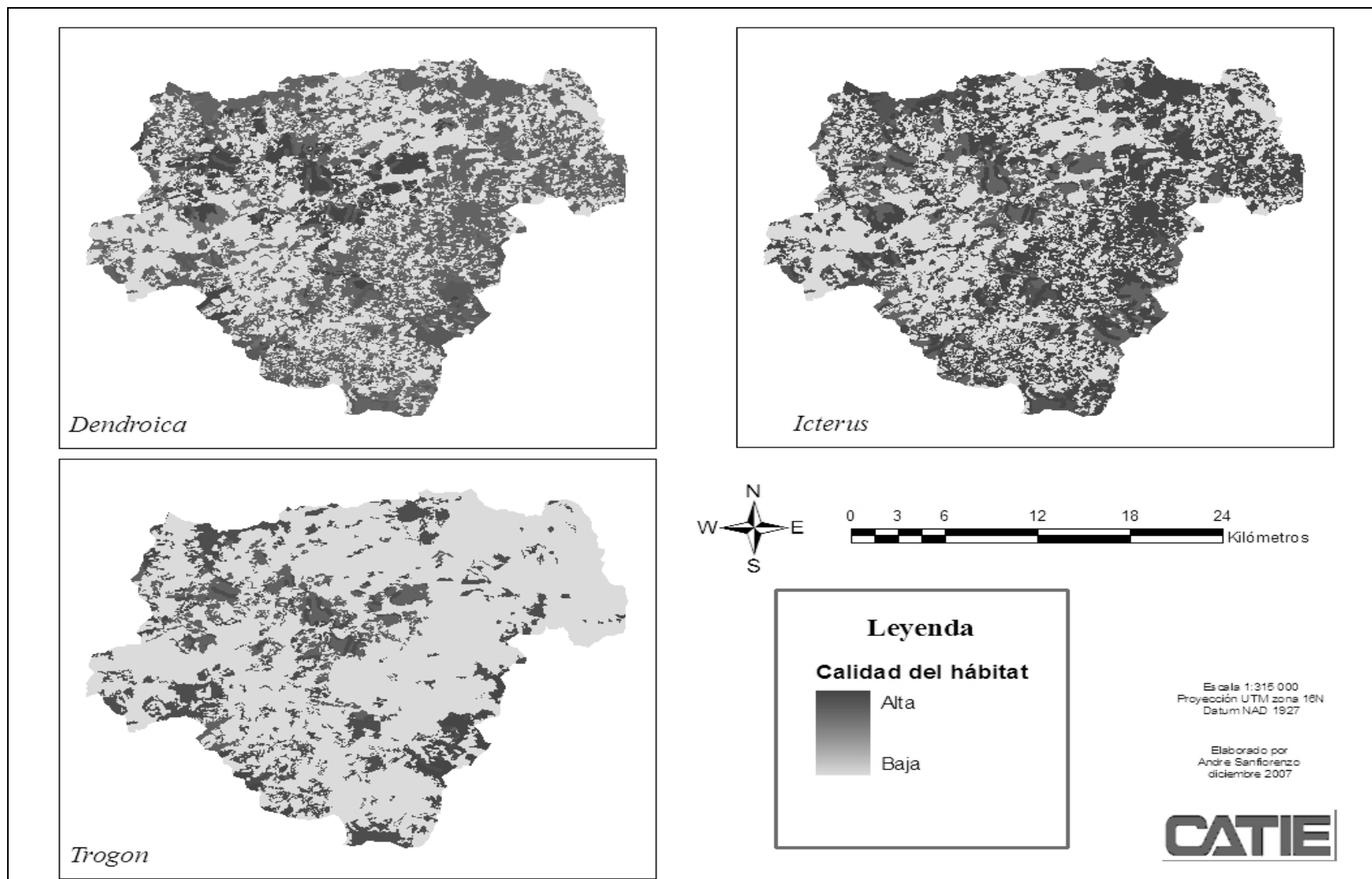


Figura 5-3. Calidad de hábitat para los géneros *Dendroica*, *Icterus* y *Trogon* dentro de paisaje de la Subcuenca del Río Copan.

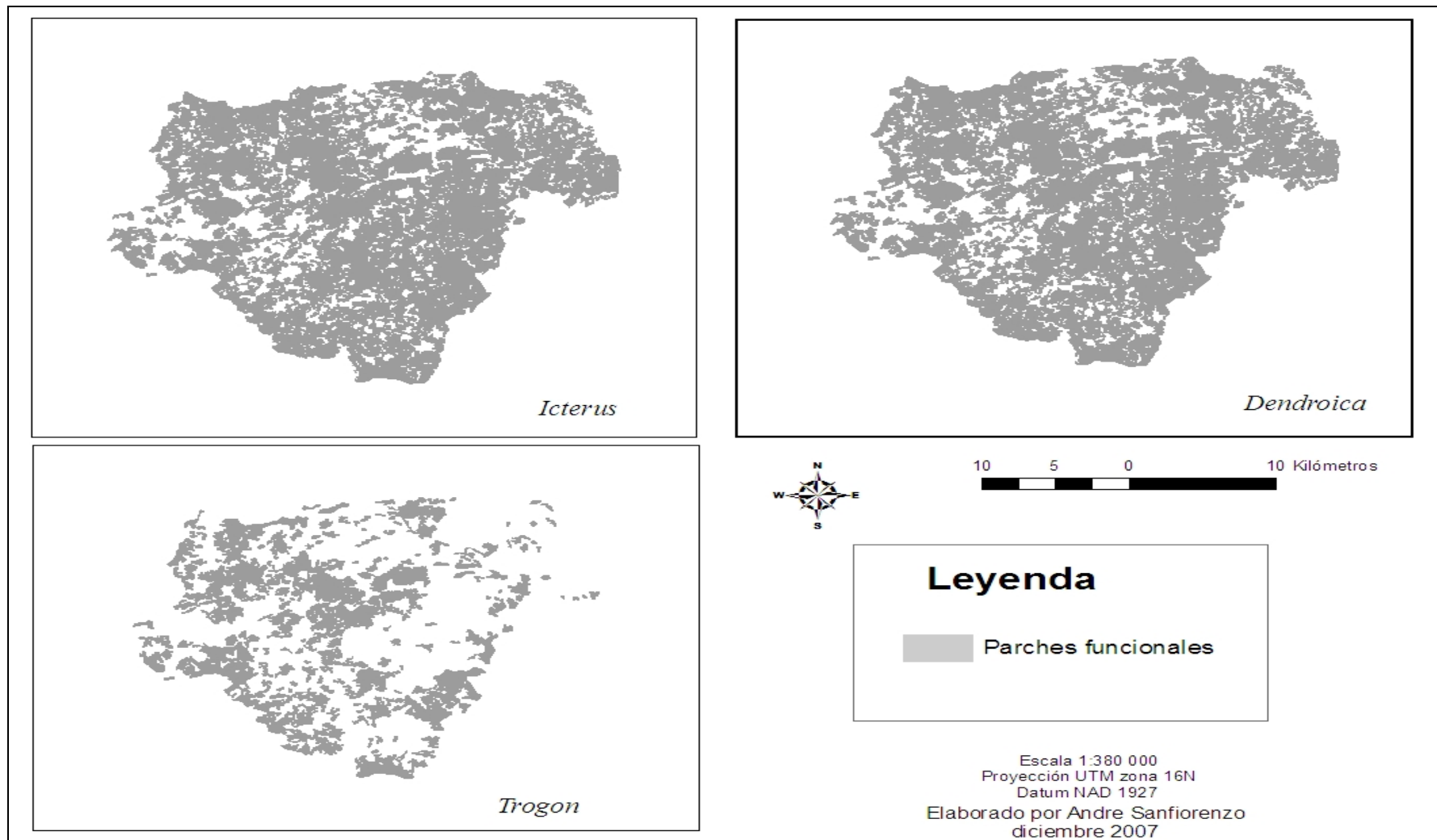


Figura 5-4. Parches funcionales en el paisaje actual para los géneros *Dendroica*, *Icterus* y *Trogon* dentro de paisaje de la subcuenca del Río Copán, Honduras.

5.4.2 Permeabilidad

Estudios a través de Centroamérica donde diferentes uso del suelo han sido evaluados con respecto a la riqueza y abundancia de aves (Estrada et ál 1997, Vilchez et ál 2003, Santivañez 2005, Ramirez 2006) se han registrado especies de los tres géneros evaluadas, sin embargo, no todas las especies presentes en el paisaje de la subcuenca del Río Copán han sido documentadas en los estudios evaluados. Este factor no fue considerado como una limitante ya que la intención de este análisis es describir el comportamiento de un género con respecto a los usos del suelo presentes en el paisaje evaluado.

Al analizar los datos para el género *Dendroica* obtuvimos los valores de permeabilidad donde las cercas vivas presentan valores más alto en el paisaje (1), seguidos de los bosques (0,83) y así sucesivamente. En el caso del género *Icterus* los usos del suelo con mayor permeabilidad fueron las áreas de bosque (0,83) seguidas del café bajo sombra (0,66). Por su parte el género *Trogon* mostró una permeabilidad de 1 en los bosques y de 0,6 para las cercas vivas (Cuadro 5-2).

5.4.3 Conectividad

La conectividad dentro del paisaje fue diferente para los tres géneros evaluados (Cuadro 5.5 y Figura 5-6). El índice de conectividad fue mayor para el género *Dendroica* seguido del genero *Icterus* y menor para el género *Trogon*. El género *Trogon* obtuvo la red de conectividad de mayor área 2 135 ha que conecta 112 de los 144 parches funcionales (77%). Un total de 1 555 ha fueron demarcados como corredores en el árbol mínimo de distancias por el análisis de FunConn. Dentro de estas el mayor usos del suelo fue el café bajo sombra con un total de 1 110 ha, seguido de la regeneración natural (313 ha) y los sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad (108ha), otros usos del suelo estuvieron presentes en bajas cantidades dentro de los corredores para este género. El género *Dendroica* cuenta con 65 de los 70 parches funcionales conectados (93%) por los corredores de 1 565 ha en total, el área del árbol mínimo de distancias fue de 207 ha. Dentro de estos los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad fueron el uso del suelo dominante con 175ha seguido del café bajo sombra (14 ha) y los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad (11ha) otros usos del suelo fueren representados en bajas proporciones dentro de la red de conectividad para este

género. Un total de 48 de los 53 parche funcionales del genero *Icterus* están conectados por la red de conectividad (90%). Esta comprende un total de 1 311 ha, cuyo árbol mínimo de distancias cubre un área de 188 ha. El uso de suelo dominante dentro de estos corredores son los sistemas agrosilvopastoriles baja densidad (173 ha) seguidos de los sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad (8ha) (Figura 5-4).

Cuadro 5-4. Conectividad actual para los géneros *Trogon*, *Icterus* y *Dendroica*

Métricas de red	Géneros		
	<i>Icterus</i>	<i>Dendroica</i>	<i>Trogon</i>
¹ Numero de Parches (N)	53	70	144
¹ Numero de enlaces (E)	845	750	384
² Conectividad: $C=2E/N*(N-1)$	1658	1479	763

¹ Urban y Keitt (2001), ² Jordán et al (2003)

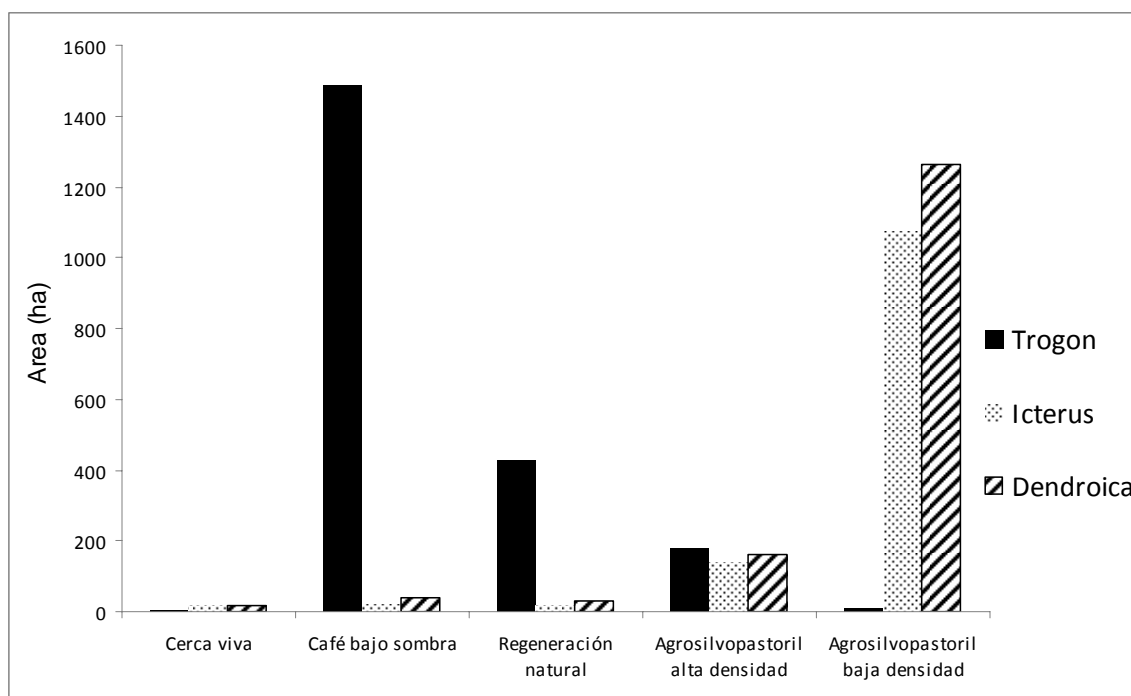


Figura 5-5 Usos del suelo y su área dentro de los corredores para los géneros evaluados en el paisaje actual.

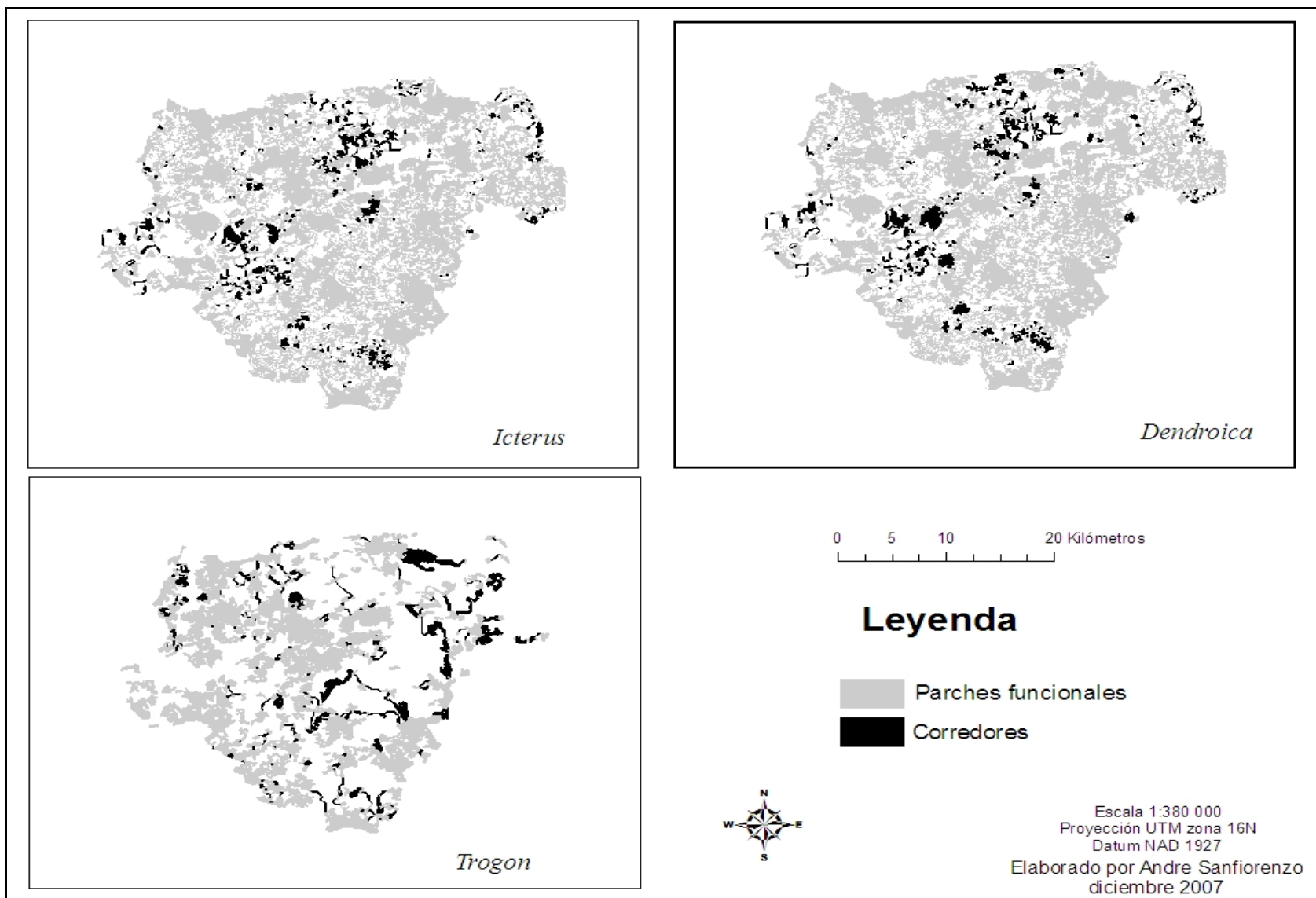


Figura 5-6. Mapa de parches funcionales y corredores para los géneros evaluados en el paisaje actual.

5.4.4 Modelación

En general con los criterios modelados las áreas de usos naturales aumentan y por consiguiente las áreas de usos antropogénicos se ven reducidas (Anexo 6). Se observa además un aumento en la cantidad de sistemas agrosilvopastoriles de alta y baja densidad así como la eliminación de las pasturas sin árboles. El modelo 1 donde se introdujo una franja de bosques ribereños de 50m en todos los ríos y quebradas de la subcuenca conlleva un cambio de uso en el 13% del área total del paisaje. El modelo 2 donde se modelaron cambios de usos del suelo según criterios de pendientes mostró un cambio del 56% dentro del paisaje, El modelo 3 que combina el modelo 1 y 2 mostró que conllevaría cambios en el 67% del paisaje aumentando la cantidad de áreas naturales así como incorporando una mayor cantidad de sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad dentro del paisaje (Anexo 6).

La cantidad de área de hábitat funcional fue mayor en los modelos evaluados en comparación con el paisaje actual (Figura 5-7). El modelo 1 mostró un aumento de 41 km² para el género *Trogon* y de 24 km² para los géneros *Icterus* y *Dendroica* (Anexo 6). El modelo 2 mostró un aumento de 50 Km². de hábitat para el género *Trogon* y 19 km. para el género *Icterus* y *Dendroica*. El modelo 3 mostró un aumento de 83 km² adicionales de hábitat definido como funcional para el género *Trogon* y 42 km² para los géneros *Dendroica* e *Icterus*. Este aumento en el área de hábitat también produjo un efecto en la cantidad de parches funcionales para los géneros evaluados. En la mayoría de los casos el número de parches funcionales se redujo con excepción del género *Trogon* en el modelo 2 donde aumenta su número de parches dentro del paisaje (Figura 5-8). Los tamaños promedios de estos parches variaron según el modelo en algunos casos aumentaron mientras que en otros casos se redujeron.

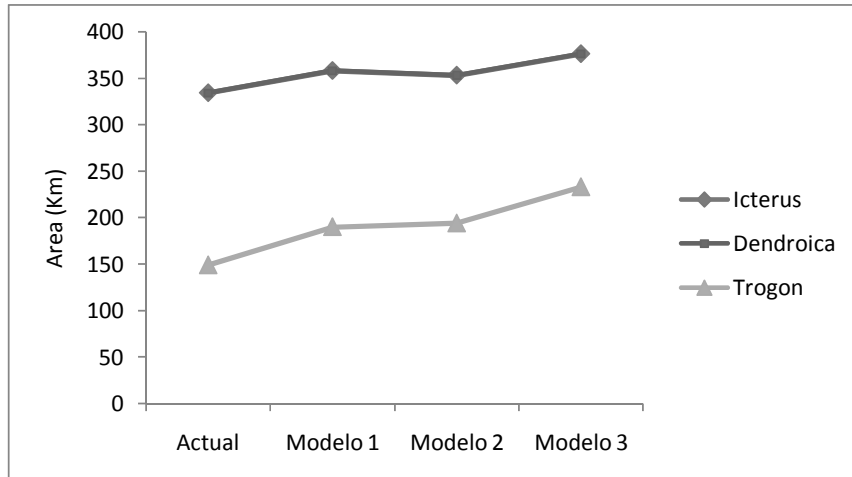


Figura 5-7 Área de hábitat funcional para los géneros evaluados en los diferentes modelos.

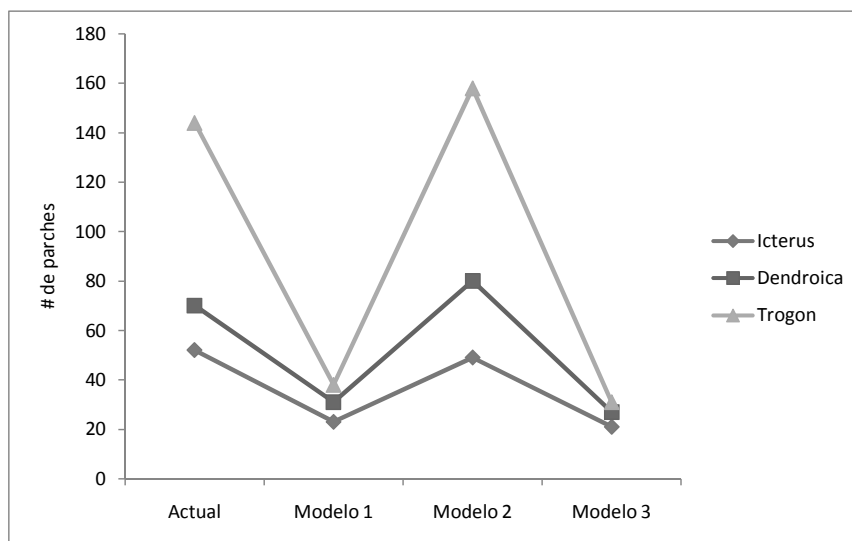


Figura 5-8. Numero de parches funcionales para los géneros evaluados en los diferentes modelos.

Respecto a la conectividad cada modelo vario referente al índice de conectividad para los parches funcionales de cada género evaluado (Figura 5-9). El género Trogon cuenta con la conectividad más baja en paisaje actual y el modelo 1; en el modelo 2 y 3 la conectividad para este género aumenta siendo superior a los demás género. El índice de conectividad para los géneros *Dendroica* e *Icterus* fue más similar entre ellos siendo en algún caso superior el índice en *Dendroica* y en otros el género *Icterus*.

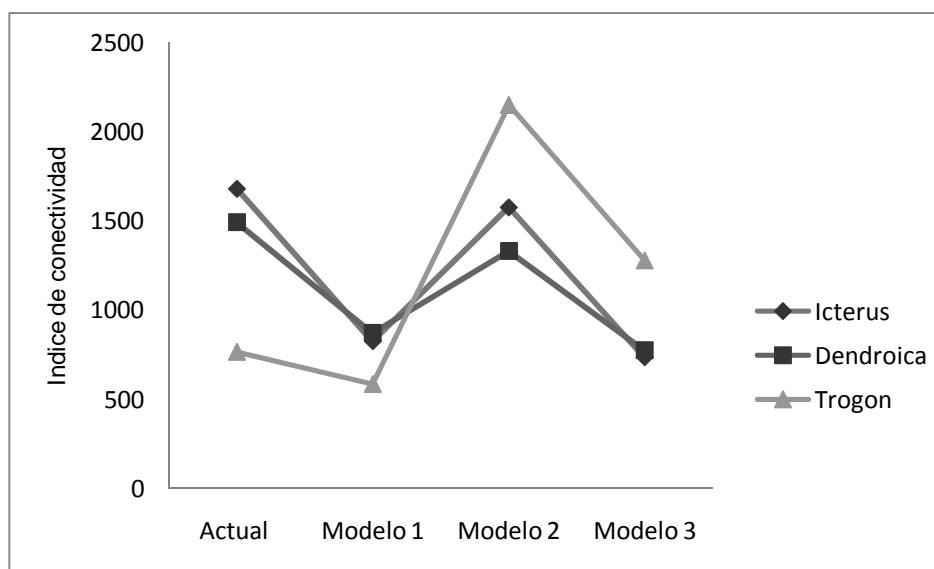


Figura 5-9 Comparación de índice de conectividad entre los modelos evaluados.

Los usos de suelos representados en la redes de conectividad para cada género según el modelo (Figura 5-10), muestran que los sistemas agrosilvopastoriles están representados como los mayores usos para los género *Dendroica* e *Icterus*, para el género *Trogon* el café bajo sombra es el uso de mayoritario en todos los modelos. En el modelo 2 y 3 donde se incorporan nuevas áreas de sistemas silvopastoriles de alta densidad aumentan la representación de este uso dentro de los corredores de este género. El área total del árbol mínimo de distancias se reduce en el modelo 1 con respecto al paisaje actual; en el modelo 2 aumento en los géneros *Icterus* y *Dendroica*, para el caso del genero *Trogon* es menor que en el paisaje actual. En el modelo 3 se reduce el área del árbol mínimo de distancias para los tres géneros en comparación al paisaje actual (Figura 5-11).

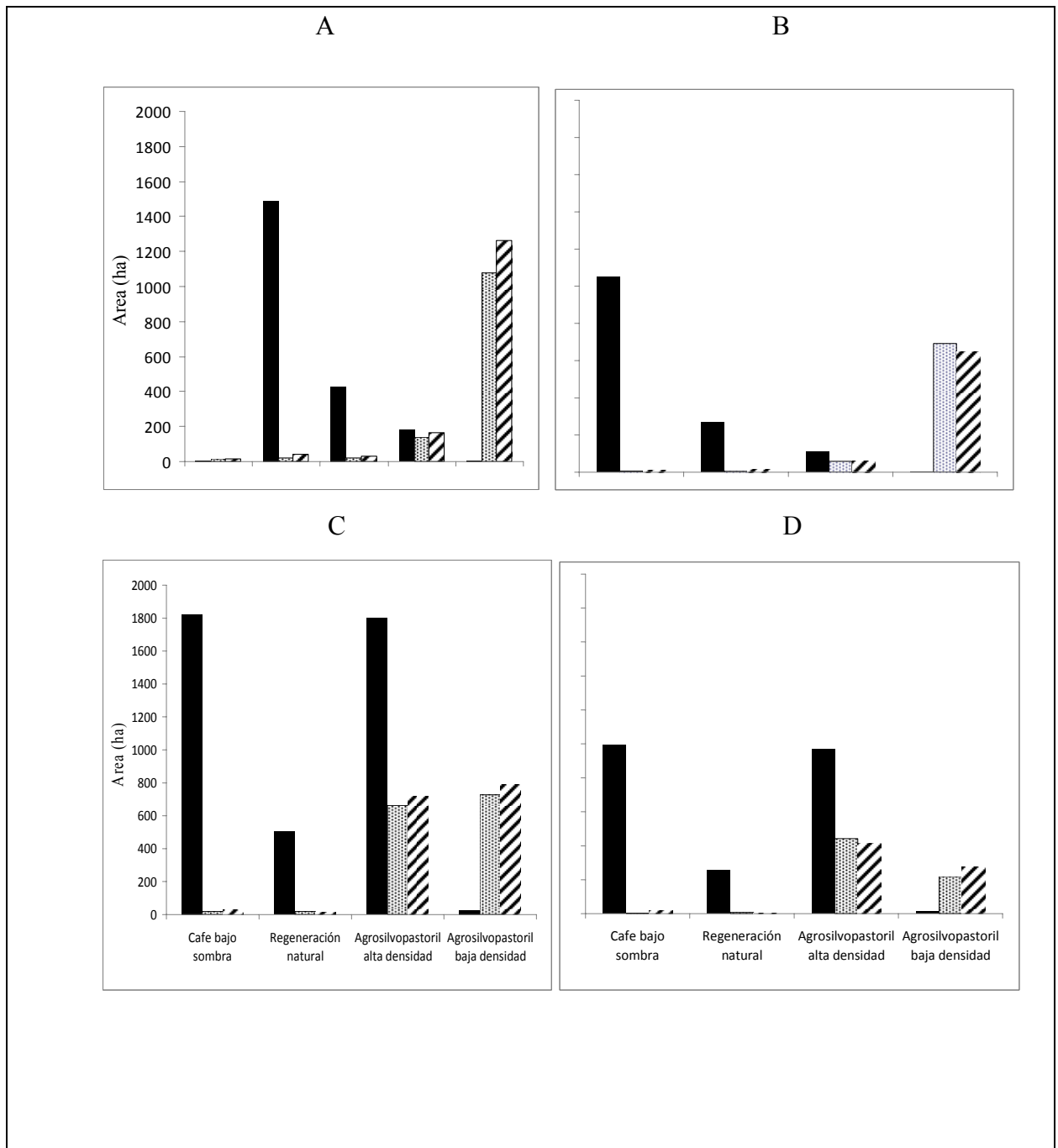


Figura 5-10. Usos del suelo dominantes en la red de conectividad identificada para cada género (negro solido=*Trogon*, puntos=*Icterus*, líneas=*Dendroica*). (A) Paisaje actual, (B) Modelos 1, (C) Modelo 2, (D) Modelo 3.

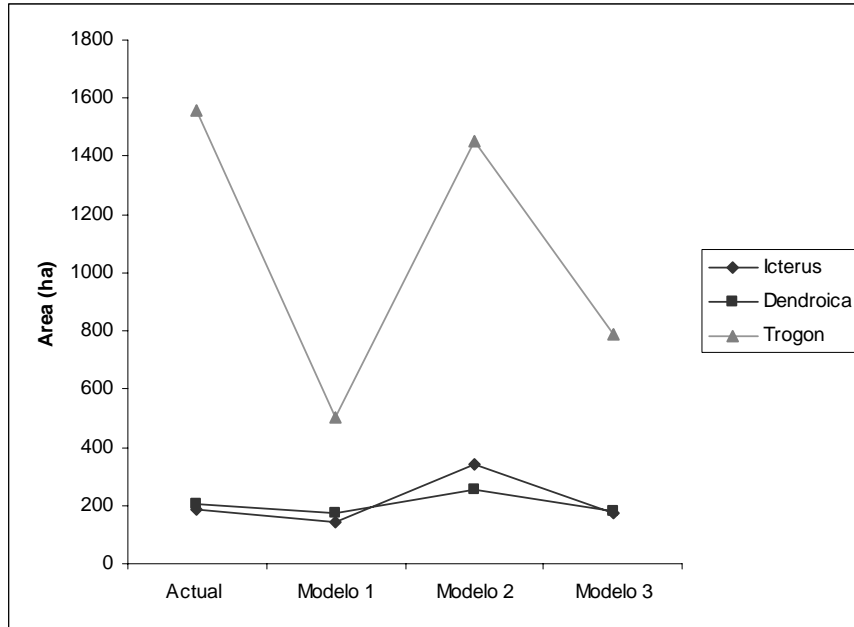


Figura 5-11. Área del árbol mínimo de distancias entre los modelos evaluados.

5.5 Discusión

5.5.1 Calidad de hábitat

El género *Dendroica* fue el más generalista podríamos decir ya que al menos una especie estuvo presente en al menos uno de los usos de suelos naturales o agropecuarios dentro del paisaje. Este es un género muy difundido y en su mayoría son migratorias aunque algunas de las especie son residentes del paisaje (Howell y Webb 1995) (Gallardo en publicación). Para este género la matriz agropecuaria presente, representa un hábitat para algunas de las especies que los componen permitiéndonos asumir que este género es menos afectado por la fragmentación del paisaje actual en comparación al *Trogon* cuyas especie están mayormente restringidas a bosques como hábitat.

El género *Icterus* mostró características intermedias de requerimientos de hábitat dentro de las especies que lo componen siendo los hábitat de mayor calidad los bosques ribereños, regeneración natural y café bajo sombra. Esto muestra la capacidad de este género de utilizar hábitat perturbados como es la regeneración natural y plantaciones de café bajo sombra. El género *Trogon* mostró las características de mayor dependencia a bosques del los tres géneros evaluados, de las especies que componen este género son muy pocas las que están asociadas a hábitat perturbados (Howell y Webb 1995). Estas características presentan a

este género como el más afectado para la fragmentación al reducirse la cantidad de hábitat naturales disponibles en el paisaje.

El rango de forrajeo fue calculado con base en el peso corporal (Theobald y Hobbs 1999) y luego seleccionado el más bajo para asegurar que todas las especies dentro del género puedan alcanzar los parches seleccionados como funcionales por el análisis de FunConn. Si bien es cierto que son muchas las variables que influyen en el rango de forrajeo de un organismo, existe una fuerte relación (75 a 90 % de la variación interespecífica) entre el peso corporal y el área de forrajeo (Harestad y Bunnell 1979). El uso de estas ecuaciones alométricas resultan muy útiles para el análisis a escalas de paisaje para poder utilizar las características y comportamientos de la especie de interés en las modelaciones de calidad y conectividad del hábitat dentro de un paisaje (Theobald y Hobbs 1999).

El género *Dendroica* es el género de menor tamaño y por tanto de menor rango de forrajeo (47m). El género *Icterus* fue de un tamaño promedio mayor y su rango de forrajeo fue de 76m. El género *Trogon* fue el género con las especies de mayor tamaño para el cual se seleccionó el rango de forrajeo de 124m. Cabe señalar que este rango de forrajeo es utilizado por FunConn solo para seleccionar los parches funcionales dentro del paisaje que en el caso (Theobald 2006) de este estudio serían los parches con la calidad del hábitat mayor a 66% y con un tamaño mínimo de una hectárea, además, se seleccionaron los parches que tengan una calidad de hábitat mayor a 66% y que estén dentro del rango de forrajeo de otros parches aunque no cuenten con el tamaño mínimo. Esto asumiendo que el organismo podrá moverse entre los parches de bosques a la distancia determinada por su rango de forrajeo.

El género *Trogon* es el más afectado por la fragmentación del paisaje presente en la subcuenca del Río Copán. Solo alrededor de 25% del paisaje es capaz de proveer hábitat para todas las especies de este género. Además de ser el que cuenta con menor área total de hábitat funcional es el que cuenta con mayor número de parches y de un tamaño medio menor en comparación a los otros géneros evaluados. La capacidad de trasladarse por el paisaje de este género será muy influenciada por la permeabilidad de este a los diferentes usos del suelo fuera de sus hábitat, ya que trasladarse a través de sus parches por áreas de hábitat le es imposible debido al grado de fragmentación del paisaje. El género *Icterus* tuvo la misma cantidad de hábitat funcional (>66% de las especies lo utilizan) que el género *Dendroica* pero distribuido en diferentes rangos. Podríamos decir que cuentan con la misma cantidad de hábitat funcional pero con cantidades diferentes de especies presentes en los mismos usos del suelo en

comparación al género *Dendroica*. Para estos géneros el 57% del paisaje provee un hábitat para el total de especies presentes en el paisaje. Por su parte el género *Icterus* tuvo un menor número de parches y de un tamaño de parche mayor que el género *Dendroica*. Mostrando que existe una menor fragmentación del paisaje bajo la percepción del género *Icterus* que el género *Dendroica*.

Los sistemas agroforestales de café son importantes como hábitat para los géneros *Dendroica* e *Icterus* este es el segundo uso dominante en la cuenca y representa un hábitat funcional para estos dos géneros. Esto coincide con lo que varios otros han sugerido la contribución de estos sistemas a la conservación de la avifauna (Harvey et al 2004). Los sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad y cercas vivas también contribuyen a la provisión de hábitat para estos géneros. En el caso del género *Dendroica* representa un hábitat para el 33% de sus especies y las cercas vivas para un 100%. Para el género *Trogon* los sistemas agrosilvopastoriles alta y baja densidad representan un hábitat para el 63% de sus especies y las cercas vivas para el 50% (Harvey et al 2004).

5.5.2 Conectividad

Existen dos principales componentes que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico, que son: un componente estructural y uno de comportamiento (Bennett 2004). El componente estructural es determinado por el arreglo espacial de los hábitat en el paisaje y está influenciado por factores como: la continuidad de hábitat apropiados, la distancia a ser recorrida de un hábitat a otro y la presencia de vías alternas, como corredores de movimiento. El componente de comportamiento está relacionado al comportamiento de especies en la estructura física del paisaje, está influenciado por la escala a la cual una especie percibe y se mueve dentro del ambiente, sus requerimientos de hábitat y el grado de especialización de hábitat, tolerancia a disturbios en el hábitat. Por estas razones, aunque viven en el mismo paisaje, especies con comportamientos distintos exhibirán diferentes niveles de conectividad (Froman y Godron 1986, Turner et al 2001, Bennett 2004).

En el caso de *Dendroica* este resulta ser un género en el cual sus especies han sido registradas como presentes en muchos de los usos del suelo dentro del paisaje. Este género es capaz de desplazarse por usos del suelo naturales como las zonas de bosques y usos antropogénicos como los sistemas agroforestales y cercas vivas. Cabe señalar que todas las especies evaluadas para desarrollar la permeabilidad estuvieron presentes en las cercas vivas.

Esto resalta el aporte de las cercas para a conectividad de este género dentro de un paisaje fragmentado como ha sido plateado por otros estudios (Estrada et ál 1997, Harvey et ál 2004, Santivañez 2005, Ramirez 2006). El género *Icterus* mostró ser permeables tanto a las zonas de bosques como los sistemas agroforestales de café y agrosilvopastoriles alta y baja densidad. Este género muestra ser tolerante a zonas con ciertos grados de perturbación, en usos del suelo donde árboles dispersos están presentes favorecen el uso de esas áreas por este género.

Por su parte el género *Trogon* mostró ser permeable a las zonas de bosques, mostrando una dependencia a estas zonas tanto como para su hábitat, además, para ser capaz de desplazarse a través del paisaje. Algunos estudios documentan el uso de las cercas vivas por este género resaltando nuevamente la contribución de estas en paisajes fragmentados. Los sistemas agroforestales de café y agrosilvopastoriles de alta densidad mostraron también ser permeables para este género mostrando la importancia de los árboles en los sistemas productivos para no inhibir la conectividad en el paisaje (Harvey et ál 2006, Gascon et ál 2004).

La conectividad funcional del paisaje es mayor para el género *Dendroica* siguiéndole el género *Icterus* y por último el género *Trogon*. El género *Dendroica* además de ser el género menos afectado por la fragmentación es el que cuenta con una mayor conectividad entre sus parches a través de la matriz del paisaje. La distancia que debe recorrer las especies de este género entre los parches funcionales es menor en comparación a los demás géneros evaluados y un mayor número de estos parches están conectados. El paisaje actual permite el desplazamiento de las especies que compone este género a través del paisaje. El género *Icterus* cuenta con una conectividad menor que *Dendroica*, sin embargo, la mayoría de sus parches están conectados y sus rutas de desplazamiento son cortas en comparación al género *Trogon*. Por su parte el género *Trogon* además de ser el que cuenta con menos cantidad de hábitat no cuenta con una red de conectividad que una todos los parches funcionales y la distancia recorridas a través de la red actual son mayores a la de los géneros *Icterus* y *Dendroica*.). Esto presenta una limitante para este género ya que poblaciones aisladas son vulnerables a la endogamia y deriva genética debido a que los individuos se ven obligados a reproducirse entre sí por falta de otras parejas. La vulnerabilidad a cambios ambientales es mayor en poblaciones aisladas, situaciones como desastres naturales, invasión de patógenos y competencia de predadores pueden ocasionar que poblaciones lleguen a niveles críticos y pueden terminar en extinción (Bennett 2004; Laurance 2004).

Dentro de los corredores del género *Trogon* el café bajo sombra es el uso del suelo más representado resaltando una vez más la contribución de estos sistemas agroforestales a la conectividad a nivel de paisaje. La regeneración natural y los sistemas agrosilvopastoriles de alta densidad son también representados dentro de los corredores. Esto resalta la contribución de los sistemas silvopastoriles de alta densidad, a pesar de ser áreas productivas aun permiten el movimiento de organismos dependientes de bosques como el género *Trogon* a través del paisaje. Para el género *Icterus* y *Dendroica* los sistemas agrosilvopastoriles de baja densidad son el uso del suelo dominante en los corredores, además este uso es la matriz del paisaje, estos géneros son permeables a estos usos tanto como a otros dentro del paisaje pero el hecho de que sean permeable al uso más abundante permitió generar corredores de menor distancia para estos géneros. A pesar de solo modelarse tres géneros de aves en este estudio varios otros resaltan muchas otras cualidades beneficiosas de la presencia de corredores dentro del paisaje. Fragmentos de bosques conectados por corredores cuentan con mayor riqueza de leñosas nativas (Damschen et ál 2006, Boshier 2004).

5.5.3 Modelación

El modelo 1 donde se introdujo una franja de bosque ribereño de 50 metros a cada lado de los cauces en la subcuenca conforme a lo estipulado por la Ley Forestal de Honduras (2007) redujó el número de parches y aumentó la calidad de hábitat disponibles para los tres géneros. La reducción de número de parches se debe a que aumenta la conectividad estructural, parches que antes estaban separados se unen por medio de la franja de bosques ribereños reagrupándose en un solo parche. Esto es de vital importancia para organismos dependientes de bosque (Bennett 2004) como el *Trogon* especialmente, cuando la matriz no permite el desplazamiento de estos. El tamaño promedio de los parches aumenta en el caso de *Dendroica* y *Trogon* pero se reduce en el caso de *Icterus*. El aumento se debe a que parches que en el paisaje actual estaban separados ahora forman un solo parche aumentando el promedio de las áreas. Además de estos beneficios los bosques ribereños son asociados con otras externalidades positivas como conservación de la calidad de agua y reducción de la sedimentación entre otros. El índice de conectividad dentro de este modelo es mayor para los géneros *Icterus* y *Dendroica* que para el género *Trogon*. Además, es menor al presentado por el paisaje actual esto sucede debido a que área que antes estaban desconectadas y debían ser alcanzados por corredores están ahora conformando un solo parche permitiendo a los

organismo moverse entre ellas sin cruzar frontera alguna. El tamaño del árbol mínimo de distancia fueron también menores en este modelo.

En la modelación de cambios de uso del suelo según la pendiente (Modelo 2) se obtiene un aumento en la cantidad del hábitat para los tres géneros, este fue mayor para el género *Trogon* debido a que se incluyeron bosques en las zonas con pendiente mayor a los 45%. Estas zonas en su mayoría eran antes ocupadas por cafetales, que ya representaban un hábitat para el *Dendroica* e *Icterus* pero no para *Trogon*. El número de parches se redujo para el género *Icterus* y *Dendroica* en este modelo ya que como en el modelo 1 parches que anteriormente estaban separados se unen para conformar un solo parche. Para el caso del género *Trogon* el número de parches aumentó ya que nuevas áreas que antes estaban ocupadas por zonas de producción como cafetales o sistemas agrosilvopastoriles son remplazados por bosques en las pendientes mayores a 45%.

En el modelo 3 el cual es una combinación del modelo 1 y el modelo 2 mostró el mayor aumento en la cantidad de hábitat para los tres géneros evaluados con respecto a los modelos (1 y 2) y el paisaje actual. El número de parches es menor en este modelo que en el modelo 2 para todos los géneros y es mayor para el género *Trogon* con respecto al modelo 1 y el paisaje actual. El tamaño promedio de los parches es mayor en este modelo con respecto a los demás modelos evaluados y el paisaje actual. La conectividad en este modelo es mayor al modelo 1 y al paisaje actual y menor al modelo 2 esto debido a que el número de parches a ser conectados es mayor al modelo 1 y el paisaje actual y menor al modelo 2. Para el género *Trogon* el cual es el género más amenazado por el grado de fragmentación del paisaje este modelo aumenta el número de parches funcionales y el área de estos parches funcionales tanto como la conectividad del paisaje con respecto al paisaje actual. Para este género y otros dependientes de bosques este sería el modelo que más les beneficiaría para promover su conservación dentro del paisaje fragmentado de la subcuenca del Río Copán.

El árbol mínimo de distancias disminuyó de área en el modelo 1 debido a la agregación de parches de bosques por medio de la franjas de bosques ribereños en el modelo 2 aumenta el área para los género *Icterus* y *Dendroica*, sin embargo, es menor aún para el género *Trogon* en comparación al paisaje actual, en este modelo la incorporación de sistemas silvopastoriles de alta densidad que cuenta con una mayor permeabilidad para el género *Trogon* le permite recorrer menores distancias entre sus parches funcionales. La red de conectividad en el modelo 3 cuenta con un árbol mínimo de distancias de menor área en el

caso de los tres géneros. La incorporación de los sistemas agrosilvopastoriles y bosques en este modelo permiten no solo aumentar el hábitat número y área de parches así como disminuyen el área que debe ser recorrida para moverse a través de los parches funcionales en el paisaje por los géneros evaluados. Esto resulta realmente beneficioso para géneros dependientes de bosque como el *Trogon* al aumentar la disponibilidad de hábitat y conectividad en el paisaje (Figura 5-11). Los árboles en pasturas aumentan la diversidad vegetativa y estructural en el paisaje agrícola, además pueden contribuir a la biodiversidad de animales al proveer fuentes importantes de alimento y hábitat (Harvey et ál.1999).

Por otra parte, los sistemas agrosilvopastoriles pueden ser importantes en la conservación genética de especies. La evidencia sugiere que para muchas especies y poblaciones de árboles el flujo de genes es alto a través de los sistemas, contribuyendo de esta manera al establecimiento de especies y al flujo o intercambio de genes entre poblaciones, ya sean del mismo sistema o de áreas cercanas a este sistema (Boshier 2004). Los sistemas agrosilvopastoriles contribuyen también a las zonas de amortiguamiento para áreas protegidas, dentro de estas zonas la combinación de sistemas de producción con árboles es muy beneficiosa para el área especialmente si se manejan árboles de especies nativas a la región; estos sistemas reducen el cambio drástico entre la zona protegida y las áreas de manejo intensivo del terreno (Jiménez et al. 2001).

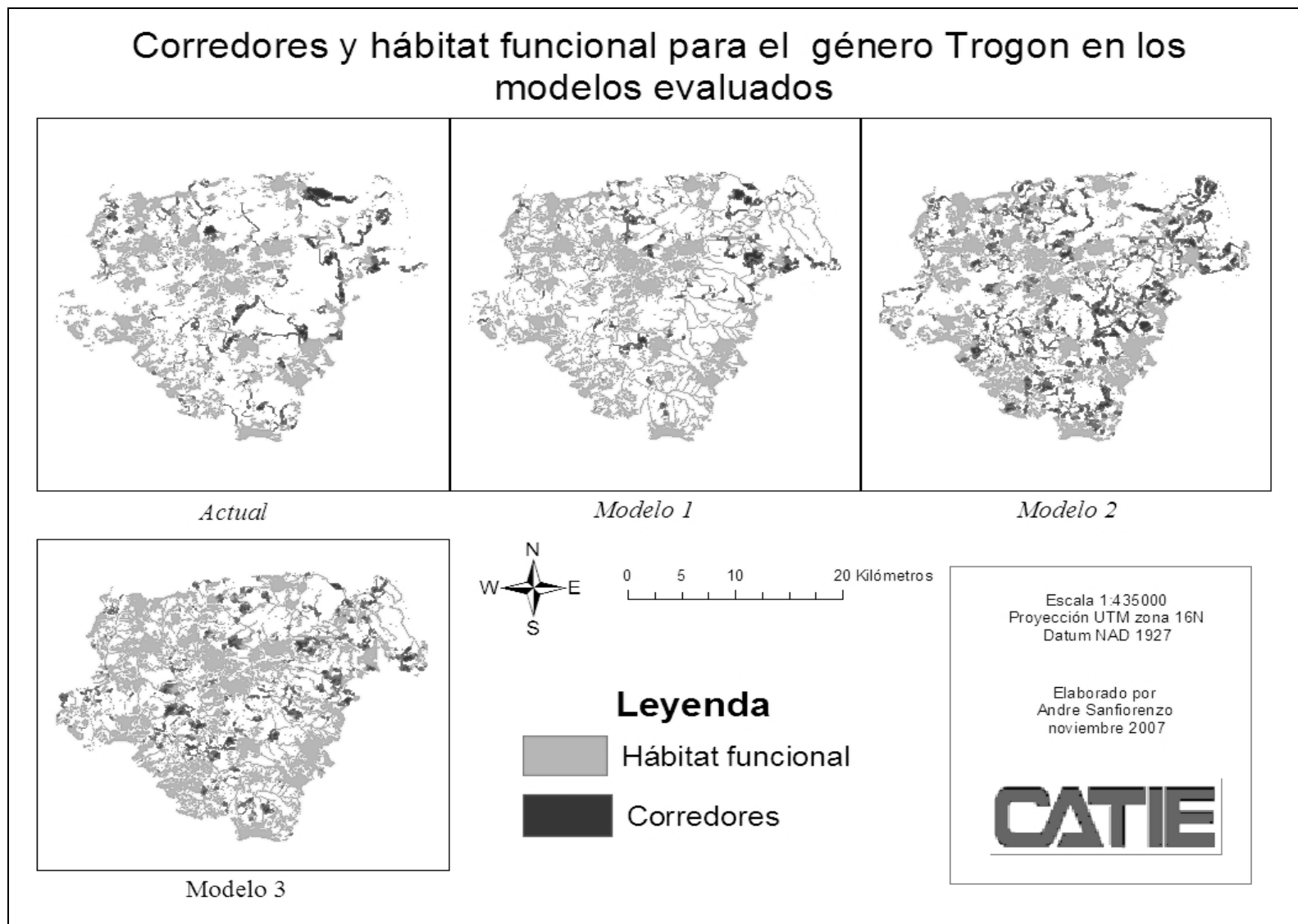


Figura 5-12. Hábitat funcional y conectividad para el género *Trogon* en los modelos evaluados.

5.6 Conclusiones

El género *Dendroica* cuenta con las características más generalistas dentro de los tres géneros evaluados. Este género se compone de especies capaces de utilizar usos del suelo perturbados como hábitat, sugiriendo que es este el menos afectado por el grado de fragmentación presente dentro del paisaje de la subcuenca del Río Copán. El género *Icterus* cuenta con especies capaces de utilizar usos del suelo antropogénicos como hábitat, sin embargo, muestra una preferencia dentro de sus especies por los sistemas con árboles presentes en altas densidades como los agrosilvopastoriles de alta densidad y sistemas agroforestales de café. El género *Trogon* muestra características de dependencia a los usos del suelo naturales en la zona. Muy pocas especies de las que componen este género en el paisaje pueden utilizar los usos del suelo perturbados como hábitat.

La permeabilidad a los diferentes usos del suelo fue mayor para el género *Dendroica*, este mostró ser permeable a todos los usos del suelo donde existe un componente arbóreo, sugiriendo que la matriz agrosilvopastoril presente no impide el movimiento de este género dentro del paisaje. El género *Icterus* fue permeable a los usos del suelo naturales y a los usos del suelo antropogénicos con alta densidad de árboles. Al igual que el género *Dendroica* la matriz agrosilvopastoril presente no impide el movimiento de este género dentro del paisaje.

Por su parte el género *Trogon* fue permeable a los hábitat naturales y a los sistemas de alta densidad de árboles, sistemas agroforestales de café y las cercas vivas. Estas características sugieren que este género si se ve limitado en su capacidad de desplazarse dentro del paisaje con la matriz agrosilvopastoril de baja densidad presente.

Los sistemas agrosilvopastoriles presentes contribuyen a la calidad de hábitat y conectividad dentro del paisaje gracias a la presencia arbórea dentro de estos. Estos sistemas ofrecen hábitat y facilitan el desplazamiento de especie tolerantes a la perturbación pero su contribución es reducida para organismos dependientes de bosque como el género *Trogon*.

El aumentar la densidad de árboles dentro de estos sistemas agrosilvopastoriles presentes permitirá mayor facilidad en el movimiento a través del paisaje para organismos dependientes de bosques y permeables a estos sistemas. La combinación de un franja de bosque ribereños y el aumento en densidad de árboles en los sistemas silvopastoriles produce un aumento en la disponibilidad de hábitat y conectividad para organismos dependientes de bosques dentro de un paisaje agropecuario fragmentado como la subcuenca del Río Copán,

Honduras. Además, de disminuir el área que debe ser recorrida para atravesar el paisaje facilitando la dispersión contribuyendo a las persistencia de poblaciones viables de estos dentro del agro paisaje.

5.7 Bibliografía

- Alvarado V; Antón, E; Harvey, CA; Martínez R. 2001. Aves y plantas leñosas en cortinas rompevientos en León, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8(31):18-22
- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN-Mesoamerica. San José, C.R. 276 p.
- Boshier, DH. 2004. Agroforestry Systems: Important Components in Conserving the Genetic Viability of Native Tropical Tree species? In Schroth,G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 290-313
- Castellón, TD y Sieving, KE. 2005. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20(1): 135–145
- Cárdenas, G; Harvey, CA; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitat en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Aroforestería en las Américas* 10(39-40):78-85
- Damschen EI; Haddad NM; Orrok JL; Tewksbury JJ; Levey DJ. 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313(5791): 1284-1286.
- (ESNACIFOR) Escuela nacional de ciencias forestales. 2005. Departamento de SIG. Sigatepec, HN
- Estrada A, Coates-Estrada R, Merritt, DA. 1997. Antropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and conservation* 6: 19-42.
- Forman RTT, Godron M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley sons. Chichester. USA. 619p.
- Gascon,C; da Fonseca, GAB; Sechrest, W; Billmark, KA; Sanderson, J. 2004. Biodiversity Conservation in Deforested and Fragmented Tropical Landscape: An Overview In Schroth,G; da Fonseca,GAB; Harvey,CA.; Gascon,C; Vasconcelos,HL; Izac,AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 15-32
- Gascon, C; Lovejoy, TE; Bierregaard, RO; Malcom, JR; Stouffer, PC; Vasconcelus, HL; Laurence, WF; Zimmerman, B; Tocher, M; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91: 223-230
- Gallardo, R. 2007. Diversidad de aves en el departamento de Copán, Honduras (en preparación).

- Guillén Zelaya, RI. 2002. Modelación del uso de la tierra para orientar el ordenamiento Territorial en la sub-cuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 92 p.
- Harestad, A S; Bunnell F L. 1979. Home Range and Body Weight--A Reevaluation. *Ecology*. 60 (2): 389-402.
- Harris, L D. 1984. *The fragmented forest*. University of Chicago Press, Chicago, IL. 211 p.
- Harvey CA, Medina a, Sanchez D, Vilchez S, Hernandez, Saenz JC, Maes JM, Casanoves FB, Sinclair FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.
- _____; Tinker, NIJ; Estrada, A. 2004. Live Fences, Isolated Trees, and Windbreaks: Tools for conserving Biodiversity in Fragmented Tropical Landscape. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p.261-289.
- Jordán F; Báldi A; Orci KM; Rácz I; Varga Z. 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology* 18(1):83-92
- Laurance, SGW. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC. Island Press. p. 50-64
- Lynch J. 1992. Distribution of overwintering birds in the Yucatan peninsula. Use of native and human modified vegetation. In Hagen J; Johnston D. eds. *Ecology and conservation of neotropical migrant birds*. Washington DC, USA. Smithsonian Press. p.178-195.
- MANCORSARIC (Mancomunidad de municipios de Copán Ruinas, Santa Rita y Cabañas). 2006. Plan de Cogestión de la Subcuenca del Río Copán. Mesa Setorial de Ambiente y producción. Copán Ruinas, Honduras. 78p.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*. 33:700-706
- _____. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. In Hudson, WE. Ed. *Landscape linkages and biodiversity*. Washington, DC. Island Press. p.27-39
- Otero Carvajal, SA. 2002. Creación y diseño de organismos de cuencas en la subcuenca del Río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 134 pp.

- Ramírez Sandoval, L.R. 2007. Contribución geológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 175 p.
- Rice, RA; Greenberg, R. 2004. Silvopastoral systems: ecological and socioeconimic benefits and migratory bird consrvation. In Schroth,G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA.; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 453-472
- Santivañez Galarza, J.L. 2005. Efecto de la estructura, composición y conectividad de las cercas vivas en la comunidad de aves en Río Frío, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 116 p.
- Simmons, CS. 1969. Los suelos de Honduras. Roma, IT. FAO. 88 p.
- Theobald, DM; Hobbs, NT. 1999. Calculating Landscape Fragmentation using a Gradient-based Approach (en línea). Paper presentado en “ESRI User Conference, San Diego, CA” Disponible en <http://gis.esri.com/library/userconf/proc99/proceed/papers/pap141>.
- Theobald, DM; Normasn, JB; sherburne, MR. 2006. FunConn v1 Users Manual: ArcGIS tools for functional connectivity modeling (en línea). Consultado el 7 de octubre 2006. Disponible en: www.nrel.colostate.edu/projects/starmap/FUNCONNUsersManual_public.pdf
- Turner, MG; Gardner, RH; O’neill, RV. 2001. Landscape Ecology in theory and practice: pattern and process. USA. Springer Science and business media. 400p.
- Useche DC. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Msc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 233p.
- Urban D; Keitt T. 2001. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. Ecology 82(5): 1205-1218
- Vílchez, S; Harvey, C; Sánchez, D; Medina, A; Hernández, B. 2003. Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seca en Rivas, Nicargua (en línea). En publicación: Revista Encuentro. 68 UCA, Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua. Disponible en <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/nicargua/uca/encuen/encuen68/art4.rtf>

6. Conclusiones y recomendaciones generales

El paisaje de la subcuenca del Río Copán es un paisaje fragmentado, donde es necesario promover prácticas de conservación para reducir la expansión de la frontera agrícola y consecuente disminución en las áreas de bosques. Especial atención debe ser dada a los bosques de roble, latifoliado ralo y de pino ralo ya que estos son los más vulnerables por estar ubicados a mayor cercanía de los asentamientos humanos y carreteras, además, cuentan con una menor limitación topográfica para su explotación. La disponibilidad de los productores en aumentar el valor de sus SSP para la conservación así como la asistencia organizada por los gestores comunitarios y la declaración de reservas naturales contribuirán a preservar las áreas de bosques existentes y promover la conectividad entre estas, contribuyendo a disminuir los efectos de la fragmentación dentro de este paisaje. La preservación de los 20 parches más grande de cada tipo de bosque conservaría un total del 10.5% del paisaje, otras estrategias deben ser combinadas con las áreas de reservas como zonas de amortiguamiento y pagos por servicios ambientales para lograr la conservación de una mayor área dentro de la subcuenca y mejorar la conectividad dentro a través paisaje. Existe además el potencial para introducir más cercas vivas y barreras vegetativas en zona donde amerite, como en las altas pendientes. Esto aumentaría la complejidad de las cercas vivas promoviendo la conectividad estructural y funcional en el paisaje. Se recomienda que las agencias locales de conservación encaminen sus esfuerzos a lograr conservar los puntos identificados como más críticos para conservación de biodiversidad en la zona

El género *Dendroica* cuenta con las características más generalistas dentro de los tres géneros evaluados. El género *Trogon* muestra características de dependencia a los usos del suelo naturales en la zona. Muy pocas especies de las que componen este género en el paisaje pueden utilizar los usos del suelo perturbados como hábitat. La permeabilidad a los diferentes usos del suelo fue mayor para el género *Dendroica*, este mostró ser permeable a todos los usos del suelo donde existe un componente arbóreo, sugiriendo que la matriz agrosilvopastoril presente no impide el movimiento de este género dentro del paisaje. Por su parte el género *Trogon* fue permeable a los hábitat naturales y a los sistemas de alta densidad de árboles, sistemas agroforestales de café y las cercas vivas. Estas características sugieren que este género si se ve limitado en su capacidad de desplazarse dentro del paisaje con la matriz

agrosilvopastoril de baja densidad presente. El aumentar la densidad de árboles dentro de estos sistemas agrosilvopastoriles presentes permitirá mayor facilidad en el movimiento a través del paisaje para organismos dependientes de bosques y permeables a estos sistemas. La combinación de una franja de bosques ribereños y el aumento en densidad de árboles en los sistemas silvopastoriles produce un aumento en la disponibilidad de hábitat y conectividad para organismos dependientes de bosques dentro de un paisaje agropecuario fragmentado como la subcuenca del Río Copán, Honduras. Además, de disminuir el área que debe ser recorrida para atravesar el paisaje facilitando la dispersión contribuyendo a las persistencia de poblaciones viables de estos dentro del agro paisaje.

Finalmente, para lograr promover efectivamente la conservación en el paisaje, se recomienda priorizar a las estrategias que puedan hacer participe a los productores de los beneficios generados por conservar la biodiversidad en sus propiedades. Tanto el establecimiento de un esquema de pago por servicio ambiental de conservación de la biodiversidad, como incentivar un mercado ecoturístico tienen el potencial de compensar alguna pérdida de productividad de la finca que puede ocurrir como consecuencia de la implementación de los cambios propuestos. La Mancomunidad de municipios de la región es un actor clave en este sentido, ya que tiene capacidad de dirigir recursos y cierta autonomía de decisión política en la subcuenca.

ANEXOS

Anexo 1. Matriz de contrastes de bordes para ser utilizada en Fragstats

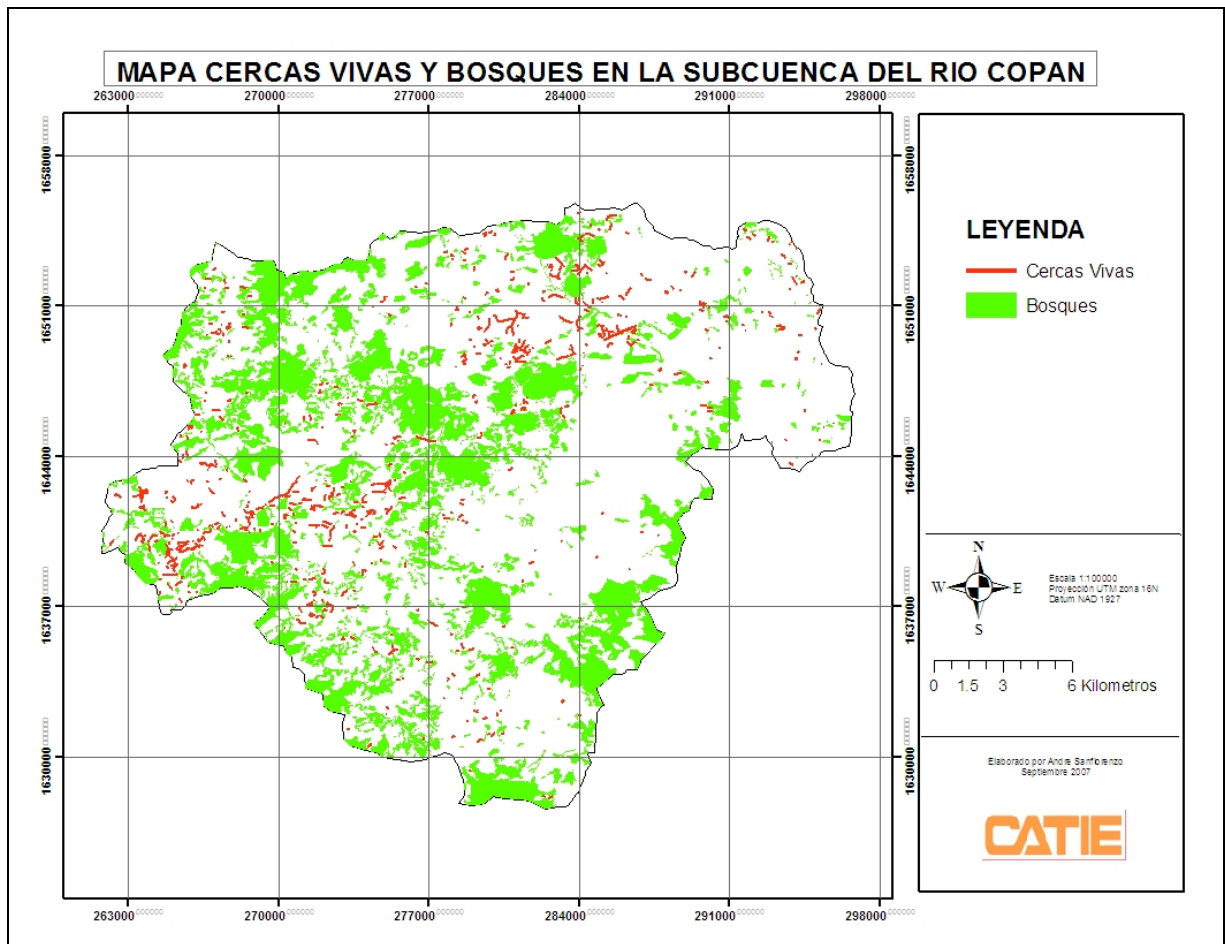
FTABLE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
2	0	0	1	1	1	0	0,2	1	0,6	1	1	0	1	1	1	0,4	0	0,8	0,6
3	1	1	0	0	0	1	1	1	0,2	0	0,2	1	0	0	0,2	0,6	1	0,4	0,6
4	1	1	0	0	0	1	1	1	0,2	0	0,2	1	0	0	0,2	0,6	1	0,4	0,6
5	1	1	0	0	0	1	1	1	0,2	0	0,2	1	0	0	0,2	0,6	1	0,4	0,6
6	1	0,2	0,8	0,8	0,8	0	0,4	1	0,8	0,8	0,6	0	1	1	0,6	0,4	1	0,6	0,4
7	1	0,2	0,8	0,8	0,8	0	0	1	0,8	0,8	0,8	0	1	1	0,8	0,6	0	0,8	0,6
8	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
9	1	0,6	0,2	0,2	0,2	1	0,8	1	0	0,2	0,2	1	0	0	0,2	0,6	1	0,4	0,6
10	1	1	0	0	0	1	1	1	0,2	0	0,2	1	0	0	0,2	0,6	1	0,4	0,6
11	1	1	0,2	0,2	0,2	1	1	1	0,2	0,2	0	1	0	0	0	0,4	1	0,2	0,4
12	1	0,4	1	1	1	0	0,2	1	0,8	1	1	0	1	1	1	0,8	0	0,8	0,2
13	1	1	0	0	0	1	1	1	0,2	0	0,2	1	0	0	0,2	0,8	1	0,6	0,6
14	1	1	0,2	0,2	0,2	1	0,8	1	0,2	0,2	0	1	0	0	0	0,6	1	0	0,4
15	1	1	0,2	0,2	0,2	1	1	1	0,2	0,2	0,2	1	0	0	0	0,6	1	0,2	0,4
16	1	0,8	0,6	0,6	0,6	1	0,8	1	0,4	0,6	0,6	1	1	0	0,6	0	1	0,4	0,4
17	0,2	0,4	1	1	1	1	0,4	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1
18	1	0,8	0,4	0,4	0,4	1	0,8	1	0,4	0,4	0,2	1	0	0	0,2	0,6	1	0	0,6
19	1	0,6	0,6	0,6	0,6	0	0,6	1	0,6	0,6	0,4	1	1	0	0,4	0,4	1	0,6	0

CODIGO	USO	CODIGO	USO	CODIGO	USO
1	Agua	8	Carretera	15	Pino ralo
	Asentamientos				Regeneración
2	humanos	9	Café sombra	16	natural
3	Bosque mixto	10	Latifoliado denso	17	Suelo desnudo
					Agrosilvopastoril
4	Bosque ribereño	11	Latifoliado ralo	18	alta densidad
					Agrosilvopastoril
5	Bosque roble	12	Pastura	19	baja densidad
6	Café al sol	13	Pino denso		
7	Cultivos intensivos	14	Plantación forestal		

Anexo 2. Métricas utilizadas para describir el paisaje

Tipo de métrica	Unidades	Interpretación
Métricas de área		
Área total de cada tipo de cobertura	Hectáreas	Es una medida de composición del paisaje, específicamente cuanto del paisaje esta bajo esa categoría.
porcentaje de cada área dentro del paisaje	Porcentaje del tipo de cobertura dentro del paisaje	tipo de cobertura de mayor proporción es considerada la matriz
Numero de parches	Número total de parches pertenecientes a la categoría descrita	Medida del grado de subdivisión o fragmentación del tipo de cobertura
Tamaño promedio de los parches	Hectáreas	Promedio del tamaño de los parches en hectáreas
Métricas de forma		
Índice de forma	No tiene unidades y da valores ≥ 1 . El índice da valores de 1 cuando son formas compactas como cuadrados o círculos e incrementa sin límites mientras más irregulares sean los parches	Permite analizar la estructura del paisaje. La forma de un fragmente de bosque tiene implicaciones en el área con efecto borde y área interior.
Dimensión fractal	No tiene unidades y da valores entre 1 y 2. Tiende a 1 en parches con perímetros simples e incrementa hacia 2 cuando los perímetros son irregulares	Este índice se utiliza en conjunto con el índice de forma para describir la complejidad de los parches pertenecientes a la categoría analizada
Métricas de conectividad		
Índice de conectividad	Numero de uniones estructurales dentro de los parches del mismo tipo de cobertura en un radio especificado	Este varía de 0 a 100 donde los valores cercanos al cero indican baja conectividad o que la categoría consta de un solo parche. Valores cercanos a 100 indican mayor conectividad entre los parches del tipo de cobertura.
Métricas de contagio		
Índice de división en el paisaje	Probabilidad de que dos celdas seleccionadas al azar dentro de un tipo de cobertura pertenezcan a un mismo parche	El índice es igual a 1 cuando la probabilidad es baja dado un alto número de parches del mismo tipo de cobertura pero de tamaños pequeños.
Índice de proximidad	No tiene unidades da valores ≥ 0 El cálculo de las distancias entre parches es tomado desde la celda central de un parche hasta la celda central de los otros parches.	Es un índice que considera todos los parches en un radio estipulado utilizado para describir aislamiento y conectividad
Índice de contraste de borde	Unidades en porcentajes. Da valores entre 0 y 100. Siendo 0 si el paisaje consiste de un solo parche e incrementa conforme mas tipos de parches de hábitats se encuentren colindantes de los parches del hábitat en estudio.	El índice es una medida relativa de la cantidad de contraste a los largo del perímetro del parche Importante para conocer posibles relaciones entre distintos hábitats colindantes, se debe de construir una matriz de contrastes entre hábitats, cuyos valores son dados por el investigador.

Anexo 3. Cercas vivas y bosques en la subcuenca del Río Copán.



Anexo 4. Área y rango de forrajeo para los géneros evaluados.

DENDROICA	<i>Peso (Kg)</i>	<i>Área de forrajeo (m)</i>	<i>Radio de forrajeo (m)</i>
<i>D. castanea</i>	0.01150	102.574	57.141
<i>D. cerúlea</i>	0.00800	69.819	47.143
<i>D. chrysoparia</i>	0.01100	97.853	55.810
<i>D. dominica</i>	0.01000	88.450	53.061
<i>D. fusca</i>	0.00850	74.453	48.682
<i>D. graciae</i>	0.00900	79.103	50.179
<i>D. magnolia</i>	0.00850	74.453	48.682
<i>D. occidentalis</i>	0.00900	79.103	50.179
<i>D. pensylvanica</i>	0.00900	79.103	50.179
<i>D. petechia</i>	0.00900	79.103	50.179
<i>D. townsendi</i>	0.00900	79.103	50.179
<i>D. virens</i>	0.00900	79.103	50.179
ICTERUS			
<i>I. chrysater</i>	0.05100	497.419	125.832
<i>I. galbula</i>	0.03400	323.642	101.499
<i>I. gularis</i>	0.05300	518.120	128.424
<i>I. mesomelas</i>	0.07000	695.828	148.827
<i>I. pectoralis</i>	0.05000	487.087	124.518
<i>I. pustulatus</i>	0.04500	435.615	117.756
<i>I. spurius</i>	0.02000	184.412	76.617
<i>I. wagleri</i>	0.04300	415.121	114.952
Trogon			
<i>T. collaris</i>	0.07000	695.828	148.827
<i>T. elegans</i>	0.06900	685.296	147.697
<i>T. massena</i>	0.14500	1505.735	218.930
<i>T. mexicanus</i>	0.07000	695.828	148.827
<i>T. rufus</i>	0.05000	487.087	124.519
<i>T. violaceus</i>	0.05600	549.259	132.227

Anexo 5. Métricas de conectividad en los diferentes modelos evaluados.

<i>Paisaje</i>	<i>Géneros</i>		
	<i>Icterus</i>	<i>Dendroica</i>	<i>Trogon</i>
<i>Actual</i>			
<i>Número de nodos (N)</i>	159.00	185.00	245.00
<i>Número de enlaces (E)</i>	845.00	750.00	384.00
<i>Conectividad: $C=2E/N*(N-1)$</i>	1679.37	1491.89	764.87
<i>Bosque ribereño 50m Modelo 1</i>			
<i>Número de nodos (N)</i>	121.00	115.00	158.00
<i>Número de enlaces (E)</i>	416.00	440.00	294.00
<i>Conectividad: $C=2E/N*(N-1)$</i>	825.12	872.35	584.28
<i>SSP según Pendientes Modelo 2</i>			
<i>Número de nodos (N)</i>	121	157	328
<i>Número de enlaces (E)</i>	794	670	1078
<i>Conectividad: $C=2E/N*(N-1)$</i>	1574.88	1331.46	2149.43
<i>Bosque ribereño 50m y SSP según pendientes Modelo 3</i>			
<i>Número de nodos (N)</i>	106.00	102.00	205.00
<i>Número de enlaces (E)</i>	371.00	391.00	642.00
<i>Conectividad: $C=2E/N*(N-1)$</i>	735.00	774.33	1277.74

Anexo 6. Área en hectáreas con los respectivos cambios según modelo analizado.

USO	Modelo							
	Actual	1	Cambio	Modelo 2	Cambio	Modelo 3	Cambio	
Agrosilvopastoril alta densidad	1954	1769	-185	14169	12215	13144	11190	
Agrosilvopastoril baja densidad	1922	5	17340	-1885	8206	-11019	6969	-12256
Asentamientos humanos	1427	1427	0	1427	0	1427	0	
Bosque de pino denso	3146	3146	0	4810	1664	4785	1639	
Bosque de pino ralo	1153	1153	0	1151	-2	1151	-2	
Bosque de roble	153	153	0	153	0	153	0	
Bosque latifoliado denso	3494	3494	0	6301	2806	6187	2692	
Bosque latifoliado ralo	1161	1161	0	1156	-5	1156	-5	
Bosque mixto	2105	2105	0	2094	-10	2088	-17	
Bosque ribereño	3753	7883	4130	3753	0	7880	4127	
Café bajo sombra	1392	7	12663	-1265	12980	-947	11762	-2166
Café sin sombra	256	241	-14	22	-234	20	-236	
Cultivos intensivos	491	405	-85	252	-238	208	-283	
Pasturas sin arboles	2638	2481	-157	0	-2638	0	-2638	
Plantación forestal	8	8	0	8	0	8	0	
Regeneración natural	4596	4075	-521	3010	-1585	2566	-2030	
Suelo desnudo	18	8	-10	13	-5	3	-15	